

63068

**ESTADO DE LA INTRUSIÓN DE AGUA DE MAR EN LOS
ACUÍFEROS COSTEROS ESPAÑOLES. AÑO 2000**

VOLUMEN III



**CUENCAS MEDITERRÁNEAS II:
EBRO E INTERNAS DE CATALUÑA**

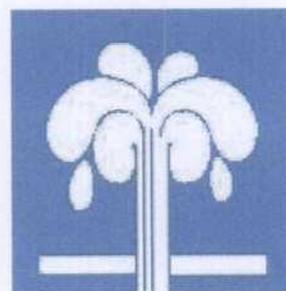


MINISTERIO
DE EDUCACIÓN
Y CIENCIA



Instituto Geológico
y Minero de España

INFORME	Identificación: H5 - 2 - 05
	Fecha: octubre de 2005
TÍTULO: Estado de la intrusión de agua de mar en los acuíferos costeros españoles. Año 2000. Volumen III. Cuencas Mediterráneas II: Ebro e Internas de Cataluña.	
PROYECTO: Estado de la intrusión de agua de mar en los acuíferos costeros españoles. Año 2000.	
RESUMEN <p>Este proyecto recoge el conocimiento actual sobre los acuíferos costeros de las cuencas del Ebro e internas de Cataluña y su estado de contaminación por efecto de la intrusión de agua marina. Se ha estudiado cuál es el origen y las causas de la intrusión marina en cada caso concreto y su relación con otros aspectos tales como el grado de explotación de los acuíferos y su evolución piezométrica. Así mismo se proponen actuaciones para mejorar el conocimiento de los acuíferos costeros, reducir los efectos de la intrusión y elaborar normas para su adecuada gestión.</p> <p>Para el estudio y control de estos procesos es necesario conocer el modelo geológico e hidrogeológico de los diferentes acuíferos. Conocido éste, se han realizado para cada acuífero un análisis del contenido y evolución del ion cloruro y de la conductividad eléctrica, como parámetros más característicos para detectar la intrusión salina, aunque en ocasiones pueden tener un origen diferente al marino y llevar a conclusiones equivocadas. Por ello se ha llevado a cabo un análisis hidroquímico más completo con atención al conjunto de iones mayoritarios, minoritarios y relaciones iónicas, que permite obtener conclusiones más certeras sobre el origen y desarrollo de los procesos de salinización.</p>	
Revisión Nombre: Juan Antonio López Geta Unidad: Hidrogeología y Aguas Subterráneas Fecha:	Autores: Juan de Dios Gómez Gómez Eduardo Garrido Schneider Jose Manuel Murillo Díaz Marc Martínez Parra María Henche Peña Responsable: Juan Antonio López Geta



**ESTADO DE LA INTRUSIÓN DE AGUA DE MAR EN LOS
ACUÍFEROS COSTEROS ESPAÑOLES. AÑO 2000**

VOLUMEN III



**CUENCAS MEDITERRÁNEAS II:
EBRO E INTERNAS DE CATALUÑA**



MINISTERIO
DE EDUCACIÓN
Y CIENCIA



Instituto Geológico
y Minero de España

El presente informe ha sido realizado como proyecto propio por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME), actuando como:

Director del estudio:

Juan Antonio López Geta

Coordinador:

Juan de Dios Gómez Gómez

Autores del informe:

Informe final: Juan de Dios Gómez Gómez

Cuenca del Ebro: Eduardo Garrido Schneider

Cuencas Internas de Cataluña: José Manuel Murillo Díaz, María Henche Peña, Marc Martínez Parra, Eduardo Garrido Schneider

INDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	4
2. ALCANCE Y OBJETIVOS.....	6
3. METODOLOGÍA DE TRABAJO	7
4. CUENCA DEL EBRO	9
4.1 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 09.8.21 BAJO EBRO-MONTSIÀ	9
5. CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA.....	25
5.1 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.01 BAIX MUGA Y FLUVIA	25
5.2 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.02 BAJO TER.....	35
5.3 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.10 RIERA DE AUBI.....	54
5.4. UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.11 RIDAURA	63
5.5 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.12 BAIX TORDERA.....	77
5.6 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.14 ALT MARESME.....	105
5.7 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.15 BAIX MARESME	120
5.8 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10:16 DELTA DEL BESOS.....	139
5.9 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.19.03 DELTA DEL LLOBREGAT.....	150
5.10 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.20 GARRAF.....	163
5.11 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.23 BLOQUE DE GAIÀ.....	175
5.12 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.25 CAMPO DE TARRAGONA.....	192
5.13 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.28 PERELLÓ.....	208
6. RESUMEN Y CONCLUSIONES	224
6.2 CUENCA DEL EBRO.....	224
6.2 CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA	225

1. INTRODUCCIÓN

La costa española, con más de 6.000 km de longitud, alberga un gran porcentaje de la población del país. En esa franja se desarrolla una intensa actividad turística, urbana, agrícola e industrial, y en ella los acuíferos costeros adquieren una importancia estratégica como fuente inmediata y a menudo única de los recursos hídricos necesarios para el desarrollo socioeconómico de estas áreas. Como ejemplo, la población de los municipios costeros de Cataluña alcanzaba unos 2.728.000 habitantes en 1996, lo que supone un 45 % de la población total de esta Comunidad Autónoma concentrada en un 7 % de su superficie total. Otra prueba de esta circunstancia se observa en la Comunidad Valenciana donde una población de 2.099.343 habitantes (52 % de su población total) ocupa un área costera de 3.311 km² (14 % de su superficie total).

Tabla 1. Longitud de costa por áreas del litoral español.

LITORAL ESPAÑOL	Longitud de costa (km)
Atlántico norte	1 993
Atlántico suroccidental	250
Mediterráneo	1 661
Baleares	672
Canarias	1 545
Total	6 121

Longitud de costa

- Atlántico norte
- Atlántico suroccidental
- Mediterráneo
- Baleares
- Canarias

Área	Porcentaje
Atlántico norte	33%
Atlántico suroccidental	4%
Mediterráneo	27%
Baleares	11%
Canarias	25%

La considerable demanda de agua en estas zonas implica una explotación intensa de los acuíferos que provoca la aparición del fenómeno de intrusión marina, el cual pone en peligro la sostenibilidad de los aprovechamientos. Pero la salinización de los acuíferos puede tener otros orígenes, como la presencia de formaciones geológicas salinas, aguas salinas fósiles, contaminación agrícola o industrial, etc.

Todo ello ha motivado al Instituto Geológico y Minero de España (IGME) y a otros organismos de investigación (fundamentalmente universidades) a estudiar los problemas de los acuíferos costeros durante décadas. Para profundizar en su conocimiento se han aplicado tanto métodos clásicos como novedosos, como el análisis hidroquímico de iones mayoritarios y minoritarios, clasificación de facies, isótopos, técnicas geoestadísticas, geofísica y modelación matemática. Cabe destacar los trabajos basados en el análisis hidroquímico y estudio de isótopos, así como los que aplican análisis hidroquímico, clasificación de facies y métodos estadísticos.

En un acuífero costero, existe una relación de equilibrio natural entre el agua subterránea dulce que descarga al mar y el agua salada de origen marino, que penetra parcialmente tierra adentro en forma de cuña apoyada en la base del acuífero en su forma más usual.

Este equilibrio natural puede verse alterado por la acción humana al modificar la descarga de agua dulce al mar, fundamentalmente debido a extracciones por bombeos en el acuífero, provocando la penetración de la cuña de agua marina tierra adentro. Otras modificaciones del

ciclo hidrológico, como por ejemplo la construcción de presas, pueden también alterar el equilibrio agua dulce / agua salada.

Podemos definir, por tanto, a la intrusión marina, como el movimiento permanente o temporal del agua salada tierra adentro, desplazando al agua dulce. Esta intrusión provocará el aumento de la salinidad en las aguas subterráneas con la consiguiente contaminación del acuífero costero.

La intrusión marina es un proceso dinámico donde el frente de agua salada avanza tierra adentro en los periodos de menor recarga del acuífero y retrocede hacia el mar cuando la recarga es mayor.

Existen otros mecanismos de salinización diferentes que pueden producirse individualmente o acompañar a la intrusión, como por ejemplo la disolución de sales y lixiviado de minerales, evaporación, mezcla con otras aguas salinizadas o presencia de aguas connatas salinas. El estudio de estos mecanismos es fundamental para la gestión eficaz y racional de los acuíferos costeros.

El estudio de la intrusión marina se puede abordar de forma simplificada, considerando al agua salada y al agua dulce como dos fluidos inmiscibles que forman una superficie de separación neta o brusca entre las dos aguas. Esta superficie teórica se denomina interfase. La interfase correspondería a la posición de la mezcla del 50% de agua dulce y el 50% de agua salada. Esta simplificación permite calcular la posición teórica del contacto agua dulce / agua salada de forma sencilla.

Otra forma más realista de abordar el estudio de la intrusión marina es la de considerar el agua dulce y el agua salada como dos fluidos miscibles, de tal forma que el paso de un fluido a otro se produce a través de una “zona de mezcla” o “zona de transición”.

Las características químicas y físicas de la zona de mezcla dependerán del grado de mezcla en cada punto, y de los procesos químicos de interacción con la matriz del acuífero. El espesor de la zona de mezcla dependerá de la hidrodinámica del medio y de las características de difusividad y dispersividad del acuífero.

2. ALCANCE Y OBJETIVOS

El presente proyecto pretende mejorar el conocimiento que sobre los acuíferos costeros españoles se dispone en la actualidad y estimar su estado de contaminación por efecto de la intrusión reciente o pasada de agua marina. El documento contiene la información básica actualizada relativa a los fenómenos de intrusión en los acuíferos costeros españoles procedente de los distintos organismos o entidades que han realizado estudios o trabajos al respecto. Se ha estudiado cuál es el origen y las causas de la intrusión marina en cada caso concreto y su relación con otros aspectos tales como el grado de explotación de los acuíferos y su evolución piezométrica. Así mismo se proponen actuaciones para mejorar el conocimiento de los acuíferos costeros, reducir los efectos de la intrusión y elaborar normas para su adecuada gestión.

Para el estudio y control de estos procesos es necesario conocer el modelo geológico e hidrogeológico de los diferentes acuíferos. Conocido éste, se han realizado para cada acuífero un análisis del contenido y evolución del ion cloruro y conductividades, como parámetros más característicos para detectar la intrusión salina, aunque en ocasiones pueden tener un origen diferente al marino y llevar a conclusiones equivocadas. Por ello es conveniente llevar a cabo un análisis hidroquímico más completo con atención al conjunto de iones mayoritarios, minoritarios y relaciones iónicas, cuyo estudio combinado permite obtener conclusiones más certeras sobre el origen y desarrollo de los procesos de salinización.

Con los trabajos realizados se pretende básicamente mejorar el conocimiento y control de la intrusión marina en los acuíferos costeros españoles con objeto de reducir los problemas existentes. Se pueden desglosar los objetivos en los siguientes puntos:

- 1º. Recoger en un documento la información básica actualizada relativa a los fenómenos de intrusión marina en los acuíferos costeros españoles, procedente de los distintos organismos o entidades que hayan realizado estudios o trabajos al respecto.
- 2º. Determinar la situación actual y evaluar el grado de intrusión salina en los acuíferos costeros españoles.
- 3º. Analizar el origen y las causas de la intrusión en cada caso concreto y su relación con otros aspectos como el grado de explotación de los acuíferos y su evolución piezométrica.
- 4º. Proponer actuaciones para mejorar el conocimiento de los acuíferos costeros, reducir los efectos de la intrusión y elaborar normas para su adecuada gestión.

3. METODOLOGÍA DE TRABAJO

En el funcionamiento hidráulico de los acuíferos costeros que se encuentran en conexión con el mar se produce, en condiciones normales, una salida de flujo subterráneo de agua dulce hacia el mismo, ejerciendo una presión sobre el agua salada que ocupa el subsuelo marino. Por su menor densidad el agua dulce tiende a situarse por encima de la salada formando una cuña cuya potencia disminuye al aproximarse a la costa. El contacto entre ambos tipos de agua no es nítido, sino que se produce una zona de mezcla que se conoce como interfase. La posición de esta interfase es variable en función de la magnitud del flujo subterráneo de agua dulce hacia el mar. Así cuando se produce una disminución en este flujo de salida, bien sea por un incremento en las extracciones realizadas en el acuífero, bien por una reducción en la infiltración de agua de lluvia o por cualquier otra causa, la cuña de agua salada avanza hacia el interior del acuífero, en mayor medida cuanto mayor sea esta disminución. Así se desarrolla en esencia el fenómeno de la intrusión marina.

Para el estudio y control de estos procesos es necesario en primer lugar conocer el funcionamiento hidráulico de los acuíferos costeros a partir de su litología, geometría y parámetros hidrodinámicos.

El análisis de la piezometría permite determinar la distribución de los gradientes hidráulicos y sentidos del flujo subterráneo en todo el acuífero, facilitando la detección de zonas en las que la circulación del agua subterránea se invierte discurriendo desde la costa hacia el interior provocando la intrusión de agua salada.

Los descensos de la piezometría están frecuentemente ligados a las extracciones realizadas en el acuífero mediante pozos y sondeos, por lo que resulta también de gran ayuda el conocimiento de la distribución y cuantía de las explotaciones para predecir o explicar los procesos de intrusión.

Pero son además estos sondeos los que nos sirven como puntos de control mediante el muestreo y análisis de las aguas que captan. Con este objeto se diseñó la red de intrusión que gestionaba el IGME hasta el año 2000 y en la que se realizaban dos campañas de medición de cloruros y conductividad al año. Estos son los dos parámetros más característicos para detectar la intrusión salina por sus elevados valores en el agua del mar, aunque en ocasiones pueden tener un origen diferente y llevar a conclusiones equivocadas. Por ello es conveniente llevar a cabo un análisis hidroquímico más completo con atención al conjunto de iones mayoritarios, minoritarios y relaciones iónicas, cuyo estudio combinado permite obtener conclusiones más certeras sobre el origen y desarrollo de los procesos de salinización.

También resulta de ayuda en este sentido la medición estratificada de cloruros y el registro continuo de conductividades, aunque su objetivo principal es la definición de la geometría de las interfases y de su posición en los acuíferos.

A partir de toda esta información procesada y analizada, y de los estudios previos realizados por el ITGE y otros organismos, se puede tener una visión actualizada de la situación de los acuíferos costeros españoles y un conocimiento más profundo del origen y desarrollo de los procesos de intrusión que les afectan.

Por otra parte el conocimiento del estado y casuística de cada acuífero permite proponer las actuaciones más adecuadas para cada caso destinadas a controlar y reducir en la medida de lo posible los efectos negativos de estos fenómenos de salinización del agua subterránea en áreas costeras.

4. CUENCA DEL EBRO

4.1 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 09.8.21 BAJO EBRO-MONTSIÁ

4.1.1 Descripción hidrogeológica

La actual denominación de esta unidad hidrogeológica según el Plan Hidrológico de la cuenca del Ebro, corresponde, a grandes rasgos, con la que en estudios anteriores se asignaba al Curso bajo y delta del Ebro (09.31). La nueva delimitación incorpora no obstante nuevas áreas que le son más afines por su funcionamiento hidrogeológico, como por ejemplo los sectores meridionales de la limítrofe unidad de Cardó-Perelló (09.51) que drenan hacia la cuenca del Ebro.

La estructura de la unidad es compleja ya que comprende diversos acuíferos de tres cuencas hidrográficas distintas (Ebro, Júcar y cuencas internas de Cataluña). Por su implicación directa con los fenómenos de salinización e intrusión marina tan sólo tienen interés los acuíferos de las planas litorales de San Carlos de la Rápita y l'Aldea así como los sectores adyacentes de las Sierra del Montsiá y La Plana de La Galera. Por otro lado, la elevada salinización de los acuíferos situados bajo el delta propiamente dicho resta importancia a su explotación y aprovechamiento actual, situación que viene acompañada por un insuficiente conocimiento de su funcionamiento hidrogeológico.

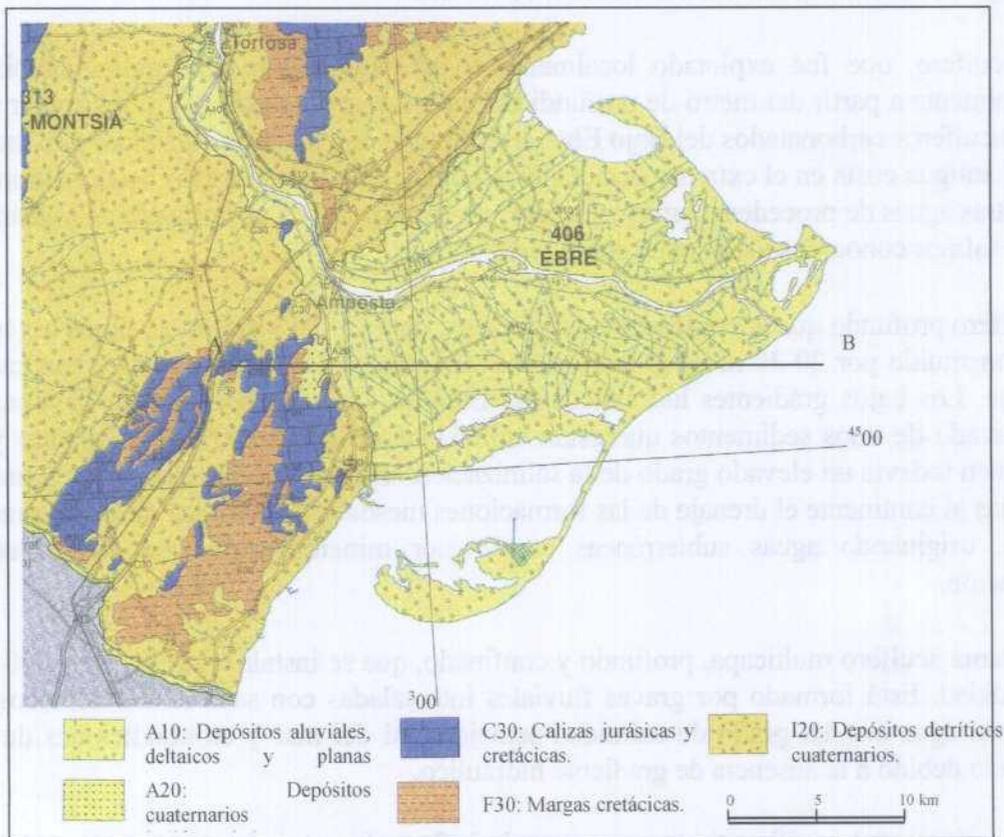


Figura 1: mapa hidrogeológico (SGC, 1992) y localización del perfil de la figura 2

El delta que hoy se conoce empezó a formarse hace unos 6000 años cuando el nivel del mar se situaba entre 90-100 m por debajo del actual. Está constituido por formaciones progradantes de piedemonte, abanicos aluviales y depósitos marinos, desarrolladas sobre un zócalo mesozoico afectado por importantes accidentes tectónicos, con el que mantienen una cierta continuidad hidráulica.

La extensión emergida se aproxima a los 320 km² guardando la geometría propia de un cuerpo deltaico, similar a la que construyen otros ríos mediterráneos. Los límites reales del delta se extienden más allá de la línea de costa puesto que sondeos petrolíferos han atravesado las formaciones deltaicas 20 km mar adentro (CHE, 1998); por otro lado, en la vertical, el delta descansa sobre un zócalo situado a profundidad variable entre los aproximadamente 100 m en la zona de Amposta, 600 m de la zona externa y los casi 1600 m de las zonas distales introducidas en el mar (SGC, 1986).

Al igual que sucede en otros deltas del Mediterráneo, el acuífero aluvial del río Ebro se divide en tres acuíferos superpuestos al llegar a la embocadura de su delta (Bayó *et al.*, 1997), cuyo funcionamiento se sintetiza en el corte hidrogeológico de la figura 2:

- Un acuífero superior, de 10 m de espesor máximo, constituido por arenas y gravas finas de los paleocauces, playas y dunas litorales que se extienden por toda su superficie pero que desaparecen en el centro del delta; su permeabilidad, aunque baja, llega a 5 m/día y funciona como un acuífero libre, pero actúa como semiconfinado cuando es cubierto por depósitos de diques generando transmisividades de hasta 65 m²/día.
- Este acuífero, que fue explotado localmente en el pasado, mantiene aguas salinizadas, especialmente a partir del metro de profundidad; no obstante, cuando los flujos subterráneos de los acuíferos carbonatados del Bajo Ebro se enfrentan con los limos deltaicos a lo largo de toda la antigua costa en el extremo occidental del delta, emergen sobre las aguas salobres del delta otras aguas de procedencia mayoritariamente continental en un conjunto de manantiales menos salinos conocidos localmente como “*ullals*”.
- El acuífero profundo queda confinado bajo una capa de entre 20 y 100 m de limos orgánicos. Está constituido por 20-30 m de gravas, de mayor permeabilidad (50 m/día) y con carácter surgente. Los bajos gradientes hidráulicos del Ebro en su desembocadura no favorecen el buen lavado de unos sedimentos que están embebidos en aguas marinas congénitas y que mantienen todavía un elevado grado de la salinización original; únicamente en las zonas más próximas al continente el drenaje de las formaciones mesozoicas favorece un cierto grado de mezcla, originando aguas subterráneas con menor mineralización que son objeto de explotación.
- Un sistema acuífero multicapa, profundo y confinado, que se instala entre los 70 y 500 m de profundidad. Está formado por gravas fluviales intercaladas con sedimentos deltaicos, que contienen agua con un grado de salinidad semejante al del mar y en condiciones de flujo estancado debido a la ausencia de gradiente hidráulico.

El funcionamiento del acuífero tiene una marcada influencia antrópica puesto que más de la mitad del agua recargada en el acuífero superficial del delta procede de los excedentes del riego de los arrozales cultivados en su superficie; otras entradas se contabilizan por los flujos subterráneos de las formaciones continentales adyacentes y por la infiltración de la lluvia.

El 70% de las descargas (unos 93 hm³/año aproximadamente) se realiza a través de acequias de drenaje en la zona proximal del delta, que evacuan al mar tanto las aguas salobres como los excedentes de riego y las aguas drenadas por los *ullals*; además, otros 34 hm³/año se dirigen de forma subterránea al río Ebro, al mar Mediterráneo y a diversas lagunas y zonas húmedas.

Los recursos estimados son de 135 hm³/año, con una demanda de agua subterránea de 8,8 hm³/año (CHE, 1991) concentrada en la zona proximal del delta menos salinizada. Los acuíferos inferiores son mínimamente explotados puesto que su elevada salinización sólo es rentabilizada en instalaciones de cultivos acuáticos marinos en tierra.

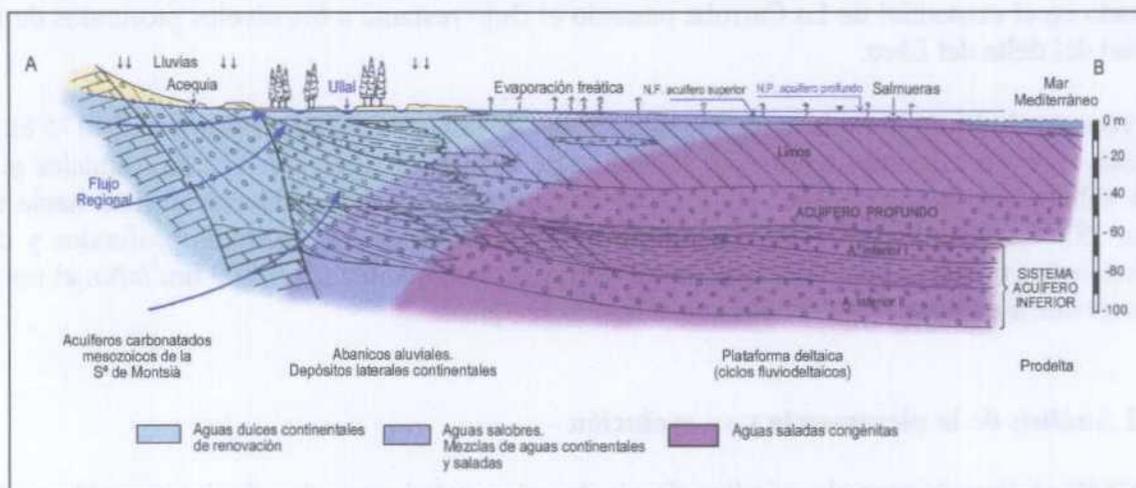


Figura 2: corte hidrogeológico y esquema de funcionamiento del delta del Ebro (modificado de Bayó et al., 1997).

En un marco geográfico más amplio existen otras grandes formaciones carbonatadas que rodean al delta, globalmente agrupadas en la unidad de la Plana de la Galera, que se describen a continuación por ser soporte de acuíferos de interés regional íntimamente relacionados con el funcionamiento hidrogeológico del sistema deltaico.

La Sierra de Montsiá es una subunidad con entidad hidrogeológica propia dentro de la unidad de la Plana de La Galera. Geológicamente está constituida por dos sinclinales calcáreos (Sierra de Godall y Montsiá) separados por la fosa tectónica de Ulldecona, pequeña depresión rellena de materiales cuaternarios. Los principales acuíferos son de naturaleza calcárea: uno profundo del Cretácico inferior-Malm (de 60 a 80 m de espesor) y otro de calizas aptienses (con espesores de 60 a 100 m), que en la sierra de Montsiá tienen una manifiesta continuidad hidráulica a favor de ciertas fracturas distensivas.

Precisamente, el macizo de Montsiá queda separado del mar mediante una falla de distensión paralela a la costa, lo que ha favorecido el desarrollo de llanuras costeras recientes o planas litorales como la de San Carlos de la Rápita, formadas por conglomerados y brechas de piedemonte que, con menos de 100 m de espesor máximo, reciben drenaje subterráneo de las formaciones mesozoicas adyacentes constituyendo buenos acuíferos superficiales en general. No obstante, tanto el flujo subterráneo como los gradientes hidráulicos resultan insuficientes para frenar los procesos de intrusión marina que las afectan.

La transmisividad más frecuente de los acuíferos carbonatados está entre 100 y 300 m²/d, pero en ocasiones llegan a 5800 m²/d; en la zona de la plana de San Carlos de la Rápita

pueden darse transmisividades hasta de 1000 m²/d o superiores. La descarga de la subunidad del Montsiá se realiza hacia el delta, al mar y al curso bajo del río Cenja.

La subunidad Plana de la Galera s.s. está integrada por dos acuíferos: uno detrítico superficial, formado por los acuíferos cuaternario-pliocuaternarios de la Plana de la Galera, piedemontes y aluviales del Ebro; y otro carbonatado profundo de edad aptiense. El primero constituye un conjunto hidráulico con piezometrías conectadas, que descarga por el borde suroriental de la unidad hacia el aluvial del Ebro en una zona próxima a Amposta, donde son evidentes también las afecciones salinas. En cuanto al acuífero profundo, parte del flujo subterráneo es drenado en el manantial de La Carroba pasando el flujo restante a los niveles profundos de la unidad del delta del Ebro.

Los recursos hídricos de toda la unidad de la Plana de la Galera (CHE, 1991) son de 375 hm³ anuales cuyo drenaje más importante se reparte de la manera siguiente: 122 hm³ anuales por flujo subterráneo hacia el Ebro, 12 hm³/año corresponden al flujo subterráneo neto hacia el delta, 38,5 hm³/año se ceden en flujos subterráneos al mar de los acuíferos profundos y de piedemontes, mientras que el drenaje al mar a través de manantiales es de 9 hm³/año; el resto corresponde a explotaciones, riegos y vertidos en acequias.

4.1.2 Análisis de la piezometría y su evolución

El IGME realiza un control periódico de niveles piezométricos en los distintos acuíferos de esta unidad desde comienzos de la década de los ochenta. La mayor parte de los puntos de red instalados sobre acuíferos cuaternarios corresponden al aluvial y terrazas del río Ebro, o a la Plana de L'Aldea, siendo escasa la información del propio acuífero del delta. Más detallada es la red instalada por la CHE para el control de los acuíferos mesozoicos aunque su reciente incorporación impide tener una visión histórica de la evolución piezométrica. Además de estas redes, la Agència Catalana de l'Aigua dispone de información detallada sobre las distintas formaciones acuíferas que componen el delta del Ebro.

Los puntos de la red piezométrica utilizados en la elaboración de los mapas de isopiezas para las dos últimas campañas de 1999 (mayo y octubre) se recogen en la tabla 1 y su localización geográfica en la figura 3. Son 23 piezómetros de los que: 9 recogen la evolución de los acuíferos mesozoicos, 8 la evolución del manto freático en el acuífero cuaternario de L'Aldea y 5 en el aluvial del Ebro hasta Amposta; en un último piezómetro múltiple (322120130) se obtienen medidas dobles del acuífero profundo y del multicapa inferior respectivamente.

PUNTO	UTM X 31	UTM Y 31	Z (m s.n.m.)	PUNTO	UTM X 31	UTM Y 31	Z (m s.n.m.)
322120130	299500	4503325	1,00	322030035	301590	4517975	55,00
321950048	291149	4527616	18,00	322030036	301919	4515014	11,00
322010044	292779	4517658	70,00	312040017	283665	4515940	140,00
322010050	292102	4521974	65,00	312120008	271049	4504925	535,00
322010083	290239	4518245	7,00	322020023	297720	4520830	215,00
322020009	299007	4513998	24,00	322030046	302135	4515555	15,00
322020010	300334	4514302	19,00	322050096	288740	4509280	77,00
322020011	300821	4516425	43,00	322110008	293605	4498485	97,97
322020013	294946	4514438	15,00	322120083	294600	4497750	34,94
322020016	297312	4514864	46,00	321950053	292063	4527423	35,00
322030013	306495	4521782	40,00	322010073	292720	4521527	106,00
322030017	303808	4518766	58,00				

Tabla 1: puntos de la red de piezometría del IGME.

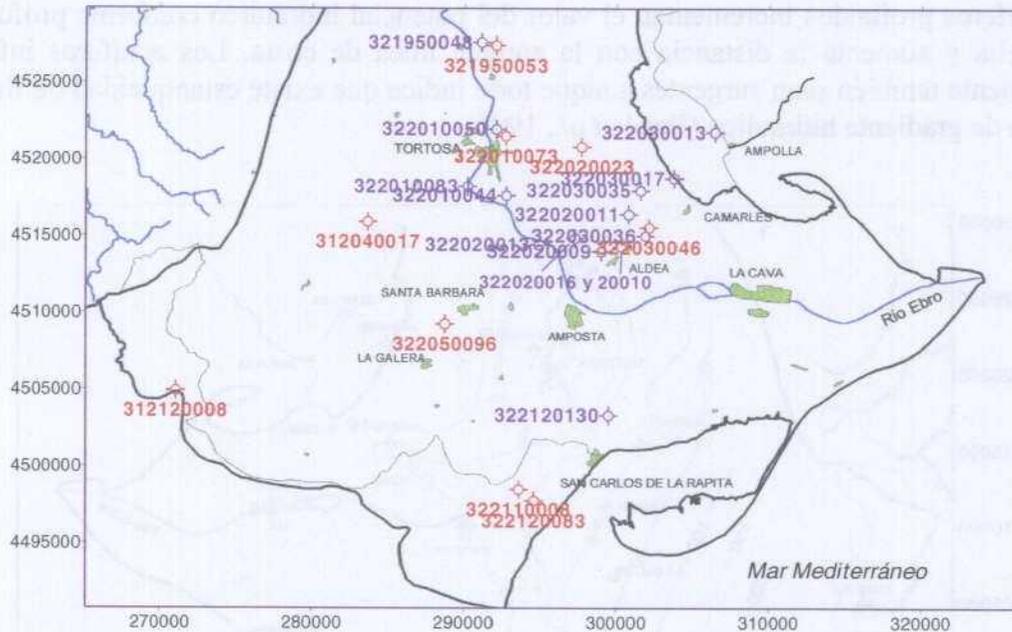


Figura 3: situación de la red piezométrica del IGME. ● acuíferos cuaternarios; ● acuíferos mesozoicos

Las figuras 4 y 5 reflejan la disposición de isopiezas de los acuíferos mesozoicos en los meses de mayo y octubre de 1999. Sin detectar variaciones significativas entre ambas campañas, las dos situaciones coinciden en señalar el papel que juega el del valle del Ebro como colector de la descarga de los flujos procedentes de los acuíferos mesozoicos del bloque del Cardó y de la Plana de la Galera.

Las cotas piezométricas más elevadas, sobre 350 m s.n.m., son coincidentes con el extremo meridional de la unidad, en la divisoria de aguas entre las cuencas del Ebro y Júcar, y con las mayores elevaciones de las sierras limítrofes de la unidad. Las condiciones orográficas fuerzan la aparición de gradientes elevados, superiores al 0,015 por mil, hasta Santa Bárbara donde la pendiente cede suavemente hasta conducir los flujos con un gradientes del orden de 10^{-4} a las principales áreas de descarga que se localizan entre Tortosa y Amposta. Allí, mezclados con otros flujos cuaternarios originan los manantiales más importantes como La Carroba o los Ullals de Soldevilla, y más al sur los Ullals de Baltasar.

La disposición de las isopiezas permite deducir también que parte del flujo de los acuíferos mesozoicos es trasvasado hacia el delta del Ebro, a través del borde continental deltaico y de las formaciones cuaternarias limítrofes de las Planas de L'Aldea y de San Carlos de la Rápita.

La piezometría de los acuíferos cuaternarios resulta más compleja de establecer puesto que la ausencia de captaciones o puntos de control adecuados, los bajos gradientes de los flujos subterráneos y un relieve topográfico extremadamente plano dificultan la obtención de la superficie del freático. No obstante, todos los datos apuntan a que el río Ebro es efluente hasta Amposta; desde aquí y hasta la desembocadura los gradientes hidráulicos en los acuíferos cuaternarios son muy bajos, situándose el nivel piezométrico a escasos decímetros de la superficie topográfica, llegando a ser surgentes ocasionalmente dependiendo de la disposición de las distintas formaciones sedimentarias.

Los acuíferos profundos incrementan el valor del potencial hidráulico conforme profundizan en el delta y aumenta la distancia con la antigua línea de costa. Los acuíferos inferiores posiblemente también sean surgentes aunque todo indica que existe estanqueidad de flujo por ausencia de gradiente hidráulico (Bayó *et al.*, 1997).

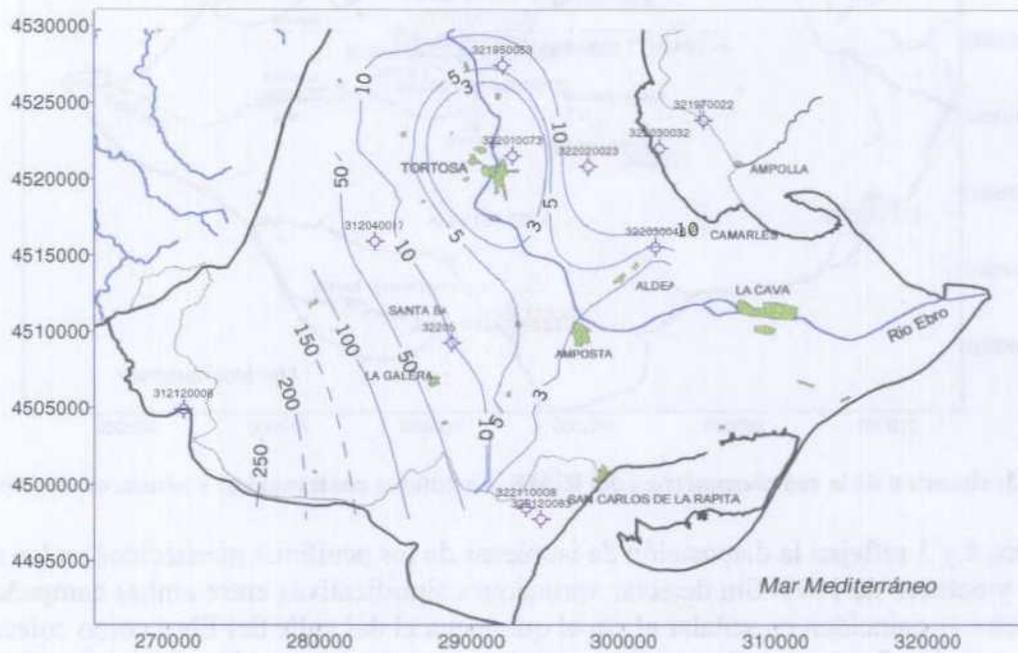


Figura 4: piezometría en m s.n.m. del acuífero mesozoico (mayo de 1999)

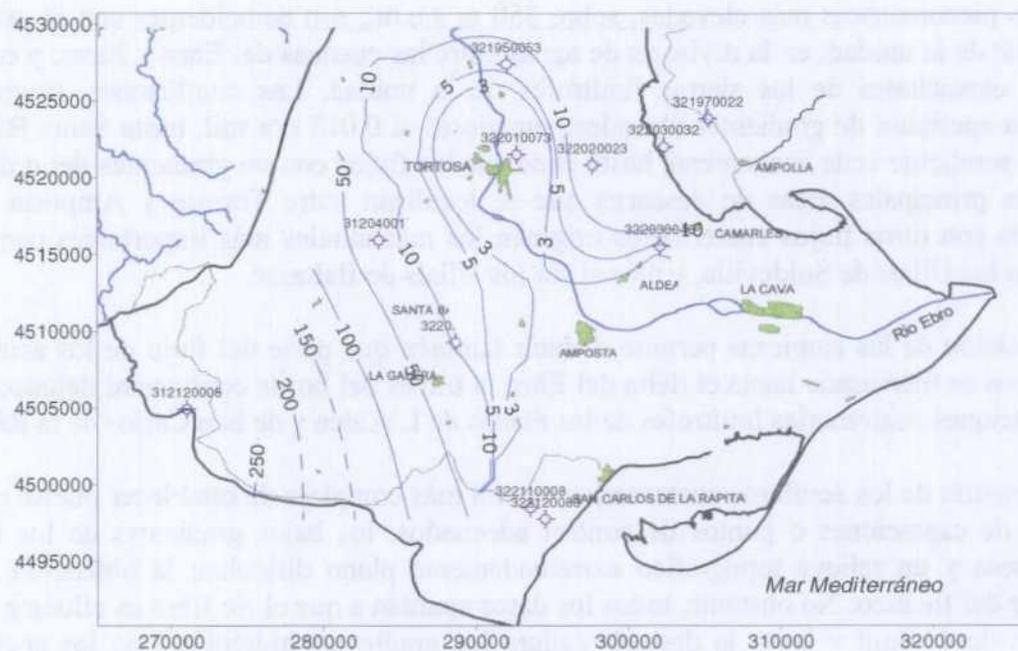


Figura 5: piezometría en m s.n.m. del acuífero mesozoico (octubre de 1999)

Las figuras 6 y 7 reflejan la evolución histórica de niveles en algunos piezómetros de los acuíferos mesozoicos y cuaternarios, que deben sus oscilaciones principalmente a las variaciones del régimen de precipitaciones, mientras que las extracciones parecen ser

detectadas sólo cuando su persistencia conduce a niveles locales por debajo del nivel del mar o en periodos prolongados con escasez de lluvias.

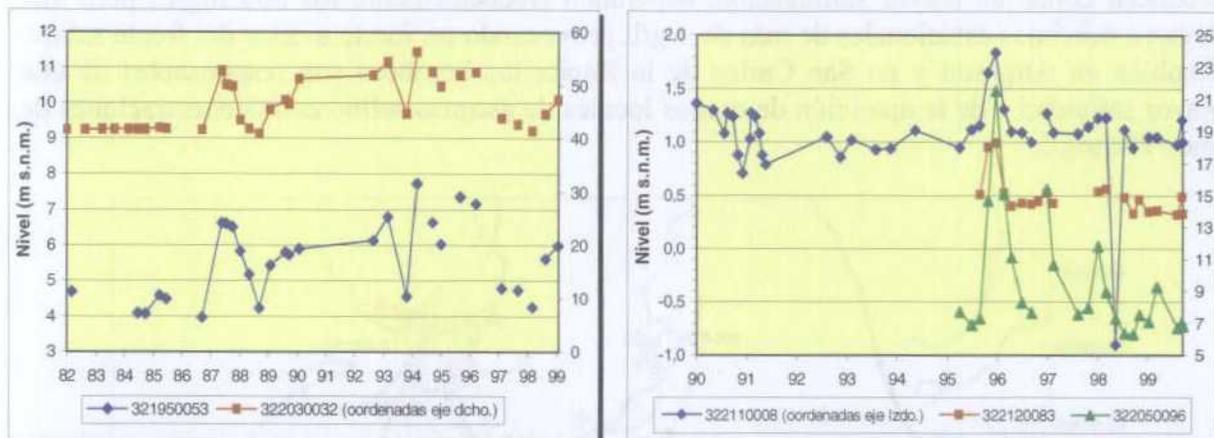


Figura 6: evolución de los registros piezométricos en el acuífero mesozoico

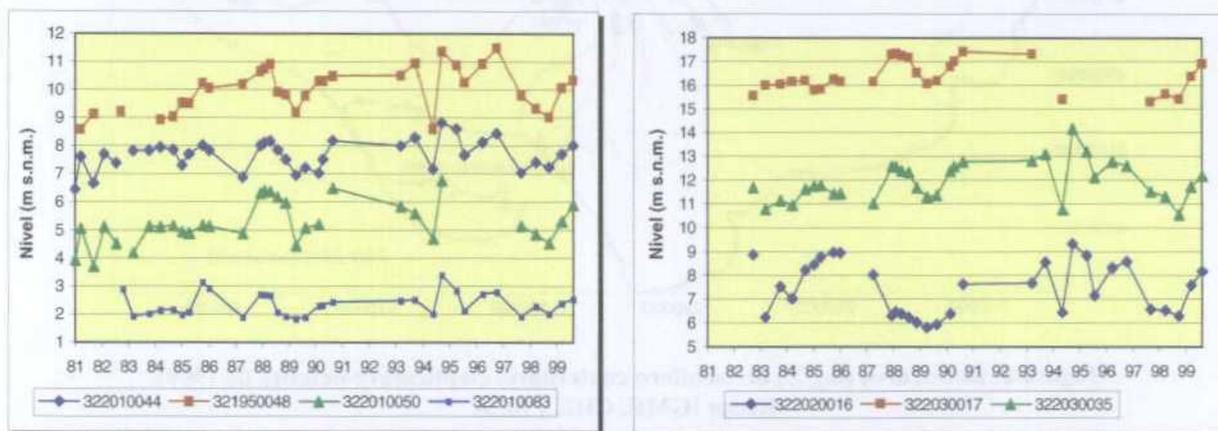


Figura 7: evolución de registros piezométricos en acuíferos cuaternarios: aluvial del Ebro y Plá de L' Ampolla.

4.1.3 Análisis de la situación respecto a la intrusión marina

Información sobre la calidad del agua subterránea de los acuíferos exclusivamente relacionados con el delta del Ebro es escasa puesto que la elevada salinización de este acuífero ha sido un freno para su explotación y, por lo tanto, para la construcción de pozos donde poder obtener muestras para su análisis. No obstante, es posible establecer un diagnóstico global a partir de los puntos de las distintas redes de calidad e intrusión salina del IGME, CHE y ACA que implican a los acuíferos aluviales cuaternarios del curso bajo del Ebro, a una parte de la Plana de la Galera y, especialmente, a la Plana de L' Aldea.

La salinidad del acuífero cuaternario en el interior del delta es progresivamente creciente con la proximidad al mar partiendo de los 200-300 mg/L de cloruros que se miden a la altura de L' Aldea y norte de Amposta (figs. 8 y 9). Parte de la descarga de los flujos mesozoicos que se dirige hacia el acuífero cuaternario de L' Aldea favorece la aparición de aguas subterráneas de mejor calidad en este sector, cuyo contenido en cloruros suele ser inferior a los 200 mg/L. De igual manera, las descargas del mesozoico en un sector entre Tortosa y Amposta también parecen frenar el proceso de intrusión marina.

Hacia el extremo septentrional del delta, en L'Ampolla, el nivel de cloruros en el acuífero aumenta notablemente debido principalmente a los bombeos de algunas captaciones que producen conos de mayor salinización, superando frecuentemente los 500 mg/L, pero que llegan a máximos estacionales de más de 1 g/L provocando un fuerte avance del frente salino. También en Amposta y en San Carlos de la Rápita los bombeos son responsables de una mayor salinidad o de la aparición de domos locales de ascenso salino con concentraciones de unos 750 mg/L.

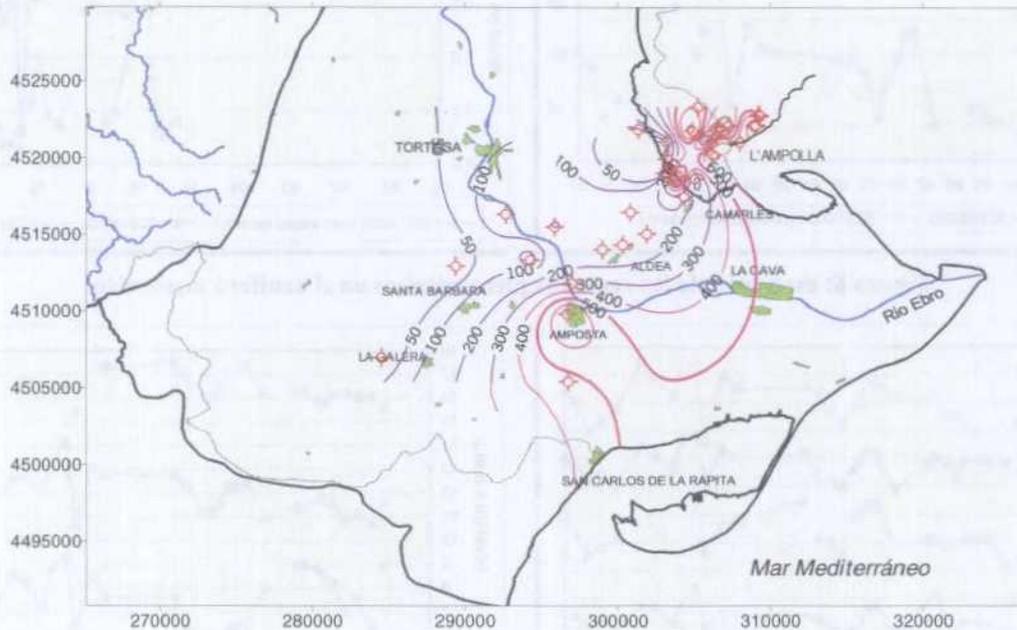


Figura 8: isocloruros (mg/L) del acuífero cuaternario (septiembre-octubre de 1999). Redes IGME, CHE y ACA

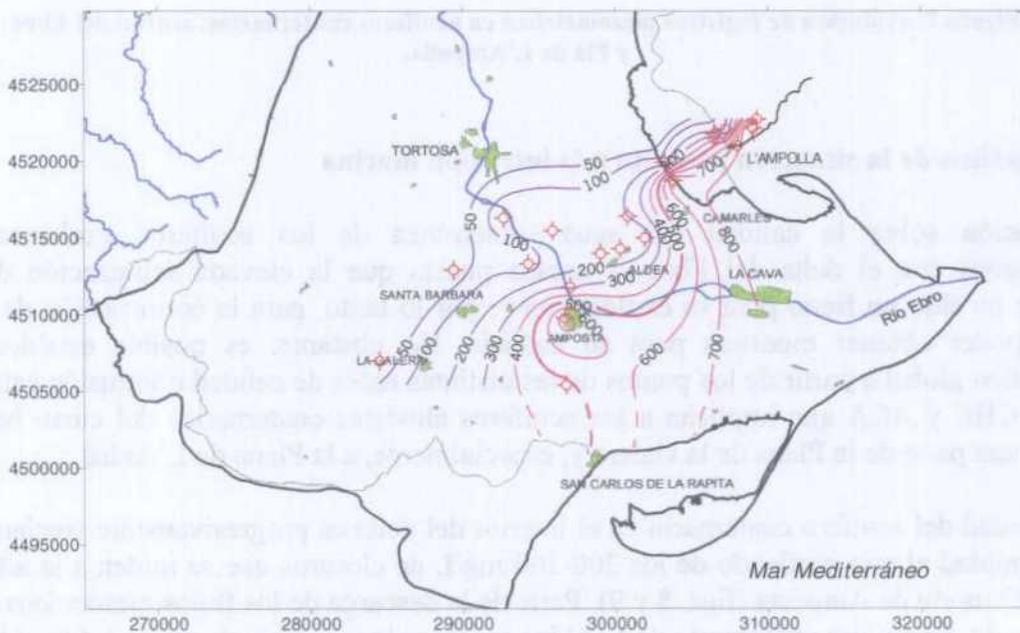


Figura 9: isocloruros (mg/L) del acuífero cuaternario (mayo de 1999). Redes IGME y CHE

La disposición de las líneas de igual contenido en cloruros no varía sustancialmente en el tiempo transcurrido entre las dos últimas campañas de 1999. Destaca no obstante un ligero avance de la salinización de la campaña de mayo frente a la de septiembre cuyos efectos son más relevantes en el sector de Camarles, donde la isolínea de 500 mg/L puede penetrar más de 5000 m en el continente.

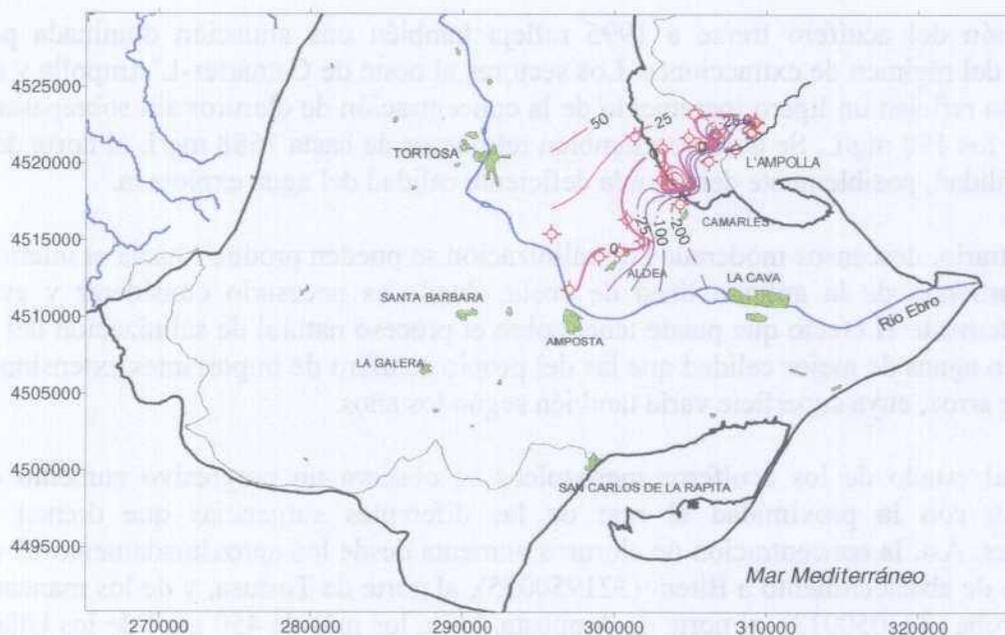


Figura 10: variación de cloruros (mg/L) en el acuífero cuaternario de L'Aldea (últimas campañas 1999 y 1998). Redes IGME y ACA

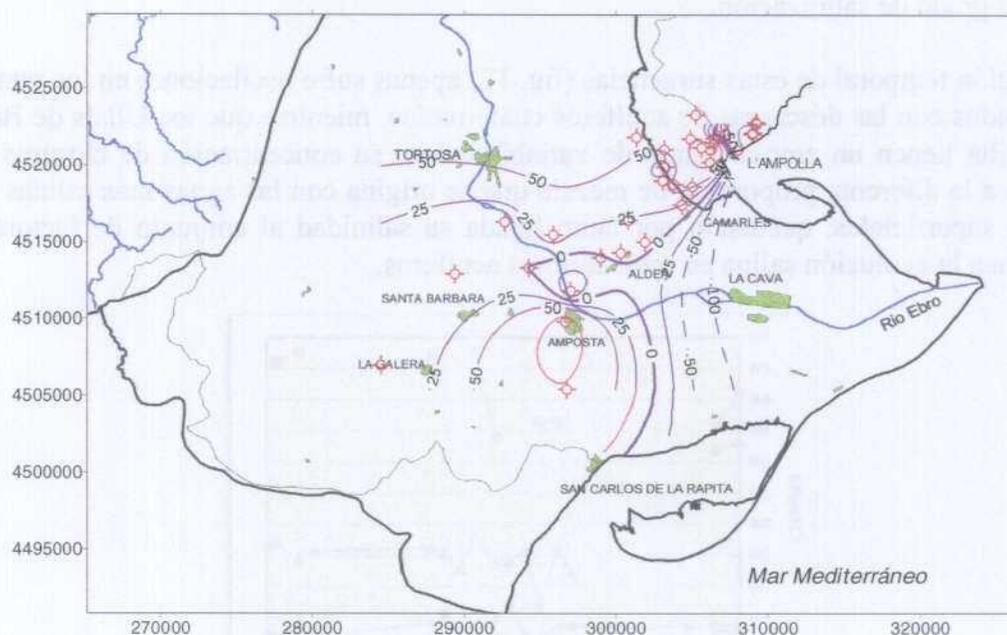


Figura 11: variación de cloruros (mg/L) en el acuífero cuaternario (últimas campañas 1999 y 1995). Redes IGME y CHE

La variación de la concentración de cloruros respecto al año 1998 (fig. 7) detecta la influencia del régimen local de bombes y cese temporal de extracciones tras el periodo estival, lo que

se traduce en la generación de destacados domos de descenso de salinización. En general, los salinización decrece en la mayor parte de los puntos contemplados con cifras que aminoran la concentración de cloruros hasta con 300 y 700 mg/L en sectores próximos a L'Ampolla. Por el contrario, algunos bombeos muy localizados incrementan ligeramente el contenido salino, aunque nunca por encima de los 100 mg/L.

La evolución del acuífero frente a 1995 refleja también una situación dominada por la oscilación del régimen de extracciones. Los sectores al oeste de Camarles-L'Ampolla y al sur de Amposta reflejan un ligero incremento de la concentración de cloruros sin sobrepasar, por lo general, los 190 mg/L. Se observan también retrocesos de hasta 1588 mg/L al norte de esta última localidad, posiblemente debido a la deficiente calidad del agua explotada.

Por el contrario, descensos moderados de salinización se pueden producir hacia el interior del delta y partiendo de la antigua línea de costa, donde es necesario considerar y evaluar convenientemente el efecto que puede tener sobre el proceso natural de salinización del delta el riego con aguas de mejor calidad que las del propio acuífero de importantes extensiones de cultivos de arroz, cuya superficie varía también según los años.

Respecto al estado de los acuíferos mesozoicos se observa un progresivo aumento de la salinización con la proximidad al mar de las diferentes surgencias que drenan estas formaciones. Así, la concentración de cloruros aumenta desde los aproximadamente 15 mg/L del sondeo de abastecimiento a Bitem (321950055), al norte de Tortosa, y de los manantiales de La Carroba (322050013), al norte de Amposta, hasta los más de 450 mg/l de los Ullals de Baltasar (322060005). No obstante, los flujos que descargan en este manantial y en los Ullals de Soldevilla (322010049) están influenciados por la mezcla que se ocasiona en el punto de surgencia con las aguas del acuífero cuaternario más salinizado, llegando a enmascarar su verdadero grado de salinización.

La evolución temporal de estas surgencias (fig. 12) apenas sufre oscilaciones en los puntos no influenciados con las descargas de acuíferos cuaternarios, mientras que los Ullals de Baltasar y Soldevilla tienen un amplio rango de variabilidad en su concentración de cloruros como respuesta a la diferente proporción de mezcla que se origina con las aguas más salinas de los acuíferos superficiales, quedando por tanto ligada su salinidad al conjunto de factores que condicionan la evolución salina en estos últimos acuíferos.

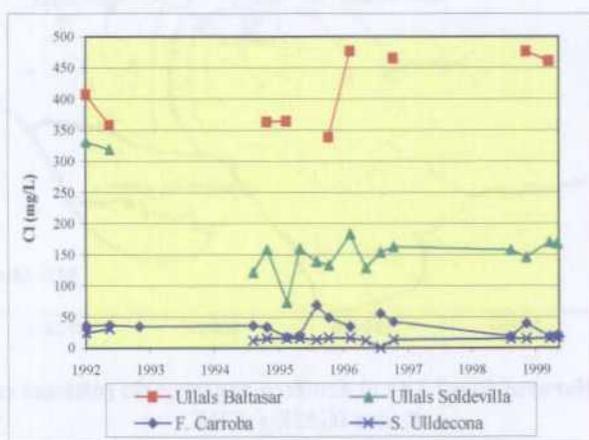


Figura 12: diagramas de evolución de cloruros (mg/L) para las principales descargas de los acuíferos y sondeos en el mesozoico.

4.1.4 Caracterización de facies hidroquímicas

La caracterización de las facies hidroquímicas es elaborada con datos procedentes de 19 puntos de las redes de control de calidad del agua subterránea del IGME y de la CHE, cuya localización se recoge en la figura 13. Dos puntos (fig. 15) corresponden a sendos sondeos que captan las aguas subterráneas de los acuíferos mesozoicos. Otros 14 puntos caracterizan los acuíferos cuaternarios (fig. 14); a ellos se suman las tres principales surgencias o *ullals* que representan el drenaje de acuíferos mesozoicos mezclados con flujos cuaternarios.

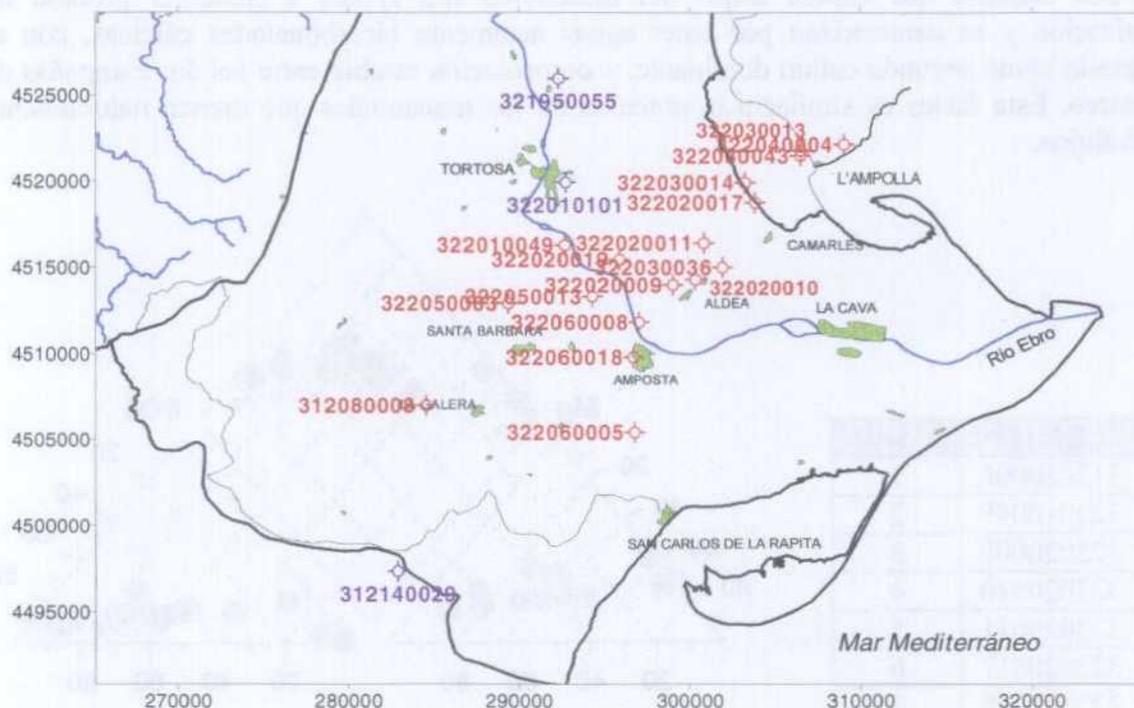


Figura 13: situación de las redes de calidad IGME y CHE:

• acuíferos mesozoicos, • acuíferos cuaternarios.

Las facies hidroquímicas de los acuíferos cuaternarios, según el diagrama de Piper, oscilan entre las bicarbonatadas, bicarbonatadas-cloruradas o cloruradas cálcicas, sódico-cálcicas o sódicas conteniendo como catión minoritario al magnesio por lo general.

Las aguas del cuaternario de la Plana de la Galera se caracterizan por facies menos clorurada sódica y más bicarbonatada cálcica (n^{os} 1 y 14) al carecer de influencia en los procesos de intrusión y salinización marina pero, no obstante, tienen mayor contenido en magnesio.

Características similares poseen las surgencias de los *ullals*, aunque el contenido en sulfatos y magnesio es ligeramente superior. El contenido en cloruro y sodio de estas surgencias es variable según el porcentaje con que se mezclan las aguas de los flujos de los acuíferos cuaternarios y mesozoicos o del periodo de muestreo; en este sentido, las surgencias más próximas al mar (Ullals de Baltasar) suelen ser cloruradas sódicas mientras que las del interior del continente (La Carroba) se mantienen como bicarbonatadas cálcicas.

Para los puntos restantes se observa en el gráfico de Piper una distribución a lo largo de una teórica línea de mezcla tanto para la campaña de 1999 como de 1995, en cuyos extremos se representarían las aguas netamente continentales frente a las de origen marino. La posición relativa que ocupan a lo largo de esta línea depende del grado de mezcla existente, que es función también de su localización en áreas de mayor o menor salinización del acuífero. Las aguas que poseen una facies más clorurada sódica (n^{os} 6, 12 ó 17) coinciden por tanto con los puntos donde se crea una explotación más intensa del acuífero o están menos influenciadas por el drenaje subterráneo de los acuíferos mesozoicos (Amposta y L'Ampolla).

Los dos sondeos que captan flujos del mesozoico son ajenos a cualquier proceso de salinización y se caracterizan por tener aguas netamente bicarbonatadas cálcicas, con el magnesio como segundo catión dominante, y composición estable entre las dos campañas de muestreo. Esta facies es similar a la obtenida en los manantiales que drenan naturalmente estos flujos.

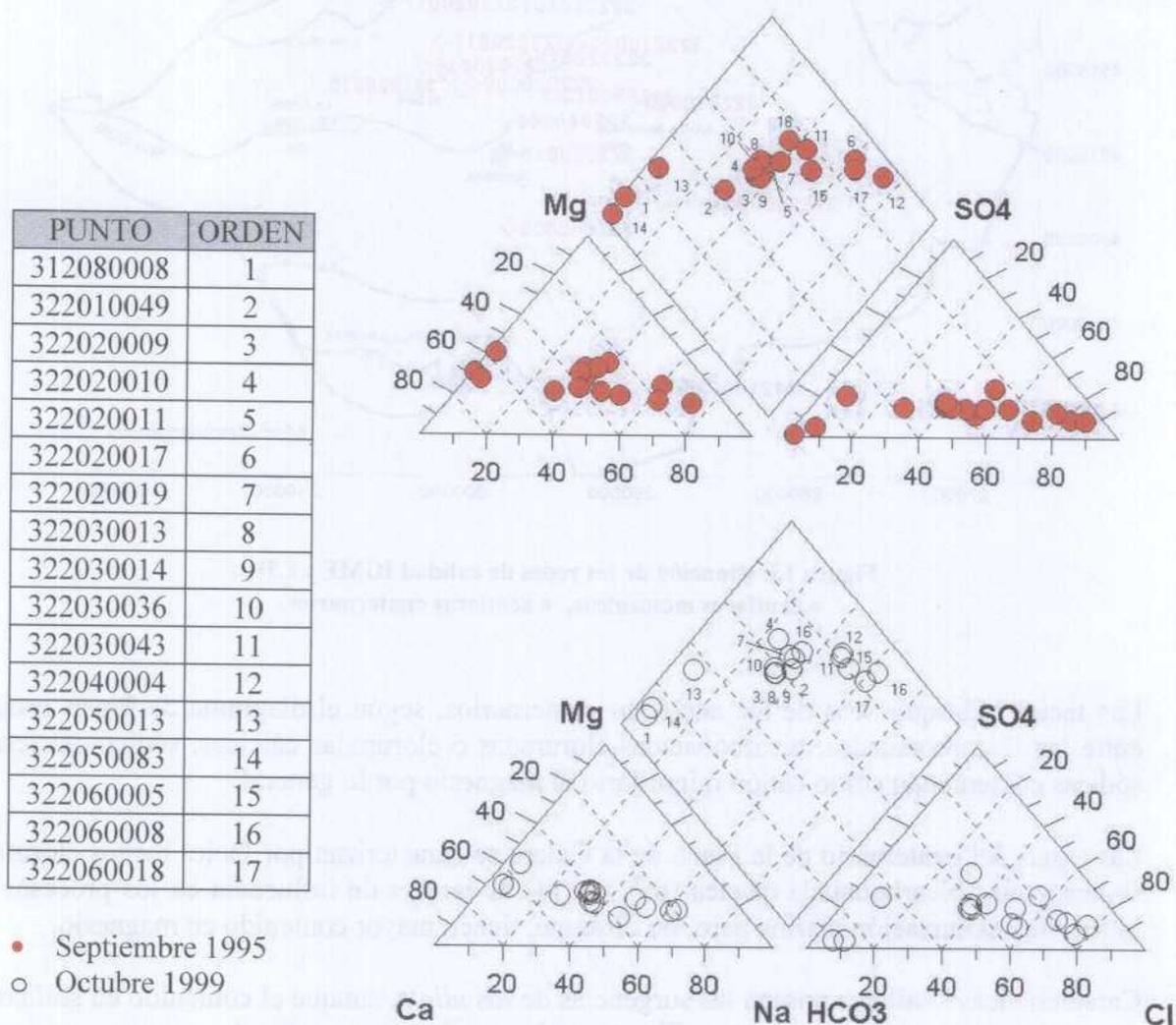


Figura 14: diagrama de Piper de las redes de calidad del IGME-CHE. Acuíferos cuaternarios

PUNTO	ORDEN
321950055	1
312140029	2

- Septiembre 1995
- Octubre 1999

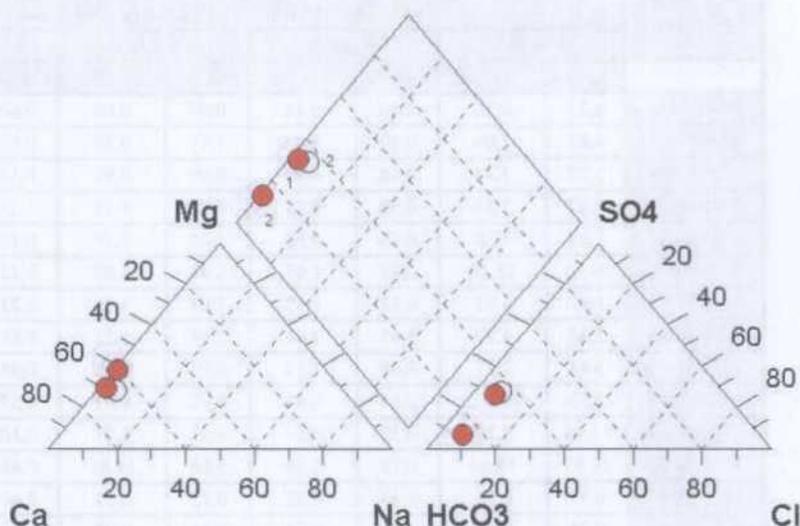


Figura 15: diagrama de Piper de las redes de calidad del IGME-CHE. Acuíferos mesozoicos

4.1.5 Análisis de relaciones iónicas

Las relaciones iónicas de los puntos de las redes de calidad en 1995 y 1999 para los acuíferos cuaternarios y mesozoicos se exponen en las tablas 2 y 3 respectivamente.

Para el acuífero cuaternario, la relación rCl toma valores muy bajos característicos de aguas netamente continentales cuando se refieren a puntos relacionados con la Plana de la Galera (312080008 y 322050083) o del manantial de la Carroba, mientras que valores elevados de la misma, entre 2 y 58, son propios en las aguas subterráneas del cuaternario de la Plana de L'Aldea, del delta y del aluvial del Ebro en su tramo final.

Esta relación ha disminuido en el periodo entre 1995 y 1999 en tres puntos: 322030013, 211060008 y, especialmente, en 322040004; por el contrario, aumentos significativos se observan en los puntos 322030043 y 322060018 siendo de escasa entidad en todos los demás.

La relación rCl aumenta también en las descargas de los *ullals* de Soldevilla y Baltasar por un mayor porcentaje de la fracción marina en la mezcla final con aguas del mesozoico.

Junto al descenso de la relación rCl de los tres primeros puntos se observa una evolución paralela de las relaciones rMg/rCa y rCl/rCO_3H que puede ser atribuido a un amortiguamiento de los domos salinos y retroceso puntual de la salinización en los bombeos de la Plana de L'Aldea y de Amposta. Para esos mismos puntos, el mantenimiento de las relaciones rNa/rCl y rSO_4/rCl durante este periodo de tiempo se relaciona con el hecho de que el retroceso salino es, no obstante, un episodio aislado que se produce en una zona donde el acuífero está sometido a un permanente proceso natural de salinización por mezcla con aguas marinas. Esta situación se refleja también en el descenso generalizado de la relación rMg/rCa atribuible al endurecimiento del agua por intercambio catiónico en los frentes de mezcla entre aguas dulces y marinas.

PUNTO	RELACIONES IÓNICAS (acuíferos cuaternarios)									
	rCl		rMg/rCa		rCl/rCO ₃ H		rSO ₄ /rCl		rNa/rCl	
	Oct. 99	Sep. 95	Oct. 99	Sep. 95	Oct. 99	Sep. 95	Oct. 99	Sep. 95	Oct. 99	Sep. 95
312080008	0.31	0.28	0.46	0.46	0.07	0.08	0.60	0.66	0.84	0.15
322010049	4.82	2.09	0.49	0.45	1.17	0.50	0.53	0.53	0.98	1.10
322020009	3.27	3.33	0.68	0.88	0.89	0.91	0.53	0.38	0.89	0.94
322020010	3.47	3.33	0.50	0.88	0.92	0.91	1.25	0.44	0.87	0.90
322020011	5.98	5.30	0.66	0.80	1.75	1.36	0.18	0.21	0.62	0.72
322020017	26.85	25.10	0.95	1.65	6.97	8.05	0.15	0.11	0.78	0.74
322020019	5.98	4.91	0.62	1.45	1.63	1.58	0.23	0.26	0.63	0.75
322030013	3.44	4.57	0.65	1.01	0.94	1.22	0.48	0.31	0.87	0.73
322030014	3.44	3.27	0.65	1.14	0.94	0.98	0.48	0.34	0.87	0.90
322030036	3.53	3.27	0.64	0.87	0.92	0.91	0.57	0.45	0.85	0.86
322030043	14.44	9.19	0.37	0.63	4.47	3.17	0.10	0.12	0.63	0.66
322040004	13.87	58.66	0.78	1.54	3.08	14.84	0.46	0.10	0.80	0.90
322050013	0.54	0.51	0.45	0.42	0.15	0.11	2.60	2.50	0.97	0.51
322050083	0.34	0.08	0.75	0.73	0.11	0.02	0.37	0.49	0.77	1.03
322060005	13.00	10.26	0.69	0.65	3.57	2.32	0.21	0.24	0.85	0.86
322060008	7.67	9.14	0.51	0.58	1.81	2.00	0.39	0.48	0.73	0.78
322060018	21.23	17.48	0.85	0.82	6.08	4.07	0.16	0.18	0.86	0.87
Agua de mar	613.29		4.354		216		0.111		0.837	

Tabla 2: relaciones iónicas (r=meq/L) de los acuíferos cuaternarios

Relaciones iónicas del agua del mar en Barcelona (Custodio, 1970 en Custodio y Llamas, 1983).

Para los sondeos en acuíferos mesozoicos, durante el intervalo entre 1995 y 1999 se mantienen invariables las relaciones r/Cl, rMg/rCa y rCl/rCO₃H, con valores que son propios de las aguas continentales, registrando únicamente un incremento moderado en las relaciones rNa/rCl y rSO₄/rCl. Similar comportamiento en su conjunto se deduce del drenaje del manantial de La Carroba (322050013).

PUNTO	RELACIONES IÓNICAS (acuíferos mesozoicos)									
	rCl		rMg/rCa		rCl/rCO ₃ H		rSO ₄ /rCl		rNa/rCl	
	Oct. 99	Sep. 95	Oct. 99	Sep. 95	Oct. 99	Sep. 95	Oct. 99	Sep. 95	Oct. 99	Sep. 95
312140029	0.45	0.45	0.42	0.42	0.12	0.10	3.50	0.39	0.96	0.39
321950055		0.37		0.63		0.08		0.12		0.12
Agua de mar	613.29		4.354		216		0.111		0.837	

Tabla 3: relaciones iónicas (r=meq/L) de los acuíferos mesozoicos

Relaciones iónicas del agua del mar en Barcelona (Custodio, 1970 en Custodio y Llamas, 1983).

4.1.6 Diagnóstico del estado actual del acuífero y evolución previsible

Los tres acuíferos cuaternarios que delimitan las formaciones de mayor permeabilidad del delta del Ebro se encuentran embebidos todavía en las aguas marinas atrapadas durante su formación en épocas pasadas. Los bajos gradientes hidráulicos que ofrece el río Ebro desde que su acuífero aluvial se subdivide en otros tres en la embocadura del delta, a la altura de Amposta, impiden un lavado efectivo de las aguas congénitas de estos acuíferos que

mantiene todavía su salinidad natural, y que es mayor cuanto más se alejan los flujos subterráneos de la antigua línea de costa, por lo que no es factible un cambio de la situación actual.

El hecho de que esta agua de aguas saladas hayan sido consideradas inutilizables para usos tradicionales hasta fechas recientes, en que los cultivos acuícolas las explotan con éxito, ha mermado las posibilidades de conocer con mayor detalle el funcionamiento hidrogeológico de estos acuíferos y sus relaciones con los acuíferos mesozoicos que subyacen y que afloran en las sierras de Montsiá y de La Galera.

No obstante, el elevado gradiente de los acuíferos mesozoicos favorece el aporte de aguas de buena calidad en las zonas donde se produce la descarga regional de estos acuíferos (entre Tortosa y Amposta) y en las zonas de drenaje subterráneo difuso a través de las planas cuaternarias que conectan con los acuíferos superficiales del delta en las áreas proximales. Son precisamente en estas áreas las de interés hidrogeológico y donde se concentra el mayor número de explotaciones, pero las que mantienen un frágil equilibrio con unas aguas fácilmente salinizables si una explotación abusiva conlleva un rápido ascenso de la interfaz.

En este sentido se observa cómo las situaciones que han generado mayor salinidad en las explotaciones han conducido a un cese o reducción de las extracciones hasta conseguir nuevamente los niveles de calidad requeridos (fig. 16).

Ante la dificultad de obtener recursos subterráneos de buena calidad en el interior del delta, las futuras acciones han de considerar la posibilidad de explorar el mesozoico subyacente, que previsiblemente contiene aguas no salinizadas, aunque su excesiva profundidad puede restarle interés.

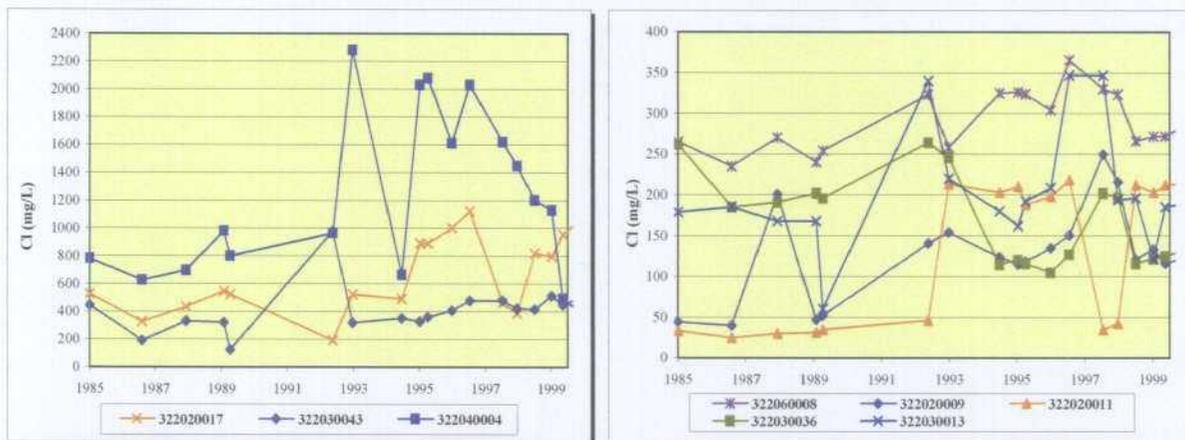


Figura 16: diagramas de evolución de cloruros para las redes de calidad e intrusión del IGME (acuíferos cuaternarios).

Para la zona proximal del delta, los buenos niveles de calidad se mantienen gracias a las descargas subterráneas de los acuíferos mesozoicos por lo que también una excesiva explotación de estos últimos puede conducir a una mayor salinización por avance de la cuña salina en los niveles cuaternarios, a la merma de calidad en los *ullals* de Soldevilla y Baltasar o a la desaparición de los que están situados más hacia el interior del continente (La Carroba).

Estas situaciones, que ya han sido detectadas en el periodo entre 1995 y 1999, aconsejan aumentar el control del número de captaciones y del volumen extraído de los acuíferos mesozoicos como mejor medida de prevención de la salinización, además de limitar la profundidad de los pozos para evitar la generación de domos salinos por ascenso de la interfaz.

Referencias bibliográficas

Bayó, A.; Custodio, E.; Loaso, C. (1997): Las aguas subterráneas en el delta del Ebro. *Revista de Obras Públicas n° 3368*. pp 47-65. Madrid.

CHE (1991): Estudio de los recursos hídricos subterráneos de los acuíferos de la margen derecha del Ebro. Zona III. Acuíferos de la zona baja.

CHE (1998): Delimitación de las unidades hidrogeológicas de la cuenca del Ebro (Plan Hidrológico).

Custodio, E.; Llamas, M. (1983): Hidrología Subterránea. Ediciones Omega, 2ª ed. 2 vol. Barcelona.

Servei Geològic de Catalunya (1986): Recursos hídrics subterranis de la Vessant Catalana de l'Ebre. Primera fase: Baix Ebre. Memoria i annexos. 300 pp. Barcelona.

SGC (1992): Mapa d'àrees hidrogeològiques de Catalunya. Escala 1:250.000.

5. CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA

5.1 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.01 BAIX MUGA Y FLUVIA

5.1.1 Descripción hidrogeológica

Esta unidad, con una extensión de 200 km² se sitúa en la depresión del Empordá y comprende los depósitos de las desembocaduras de los ríos Fluviá y Muga, desarrolladas entre el cabo de Creus y Montgrí, y los aluviales de estos ríos desarrollados hacia el interior. Los límites hidrogeológicos de la unidad están constituidos al Norte por el paleozoico de Les Alberes, al Oeste por el Neógeno de la Depresión del Empordá, al Este el Mar Mediterráneo y finalmente al Sur se encuentra en contacto con la Unidad Delta del Ter a través del Corredor de Albons y el Cretácico de Montgrí.

El delta del Fluviá-Muga se trata de una zona muy llana, con cotas siempre por debajo de +6 m, y múltiples lagunas en una franja paralela a la costa (“aigüamolls”), con cota incluso inferior a la del mar. Los sedimentos cuaternarios del delta son finos en superficie (arcillas y limos) y cerca de la costa verdaderos fangos salobres en algunas zonas. El zócalo del cuaternario son margas del Plioceno marino, encontrándose por encima de esta formación conglomerados más o menos arcillosos del Pliocuatnario.

En este delta, el esquema de “cuña de limos” es demasiado simplista y no se corresponde con la heterogeneidad de las formaciones deltaicas. Se trata de formaciones detríticas depositadas en ambientes de transición en función de las oscilaciones relativas del nivel del mar.

El resultado es un modelo geológico con una capa superficial de unos 20 m de materiales finos: limos con arcillas y arenas finas y abundancia de materia orgánica. Siguen dos o tres niveles de gravas intercaladas con limos y arenas finas y la potencia del conjunto se acerca a los 100 m con profundidad creciente hacia el mar, si bien en la costa las gravas dejan lugar a los sedimentos más finos: arenas limos y arcillas. El acuífero inferior del delta alcanza aquí profundidades de hasta 60-70 m a la altura de Sant Pere Pescador. En todos los casos es un acuífero confinado y en ocasiones incluso surgente.

El delta del Ter corresponde a un modelo deltaico en el que la actual línea de costa corresponde ya a una zona distal en la que ya no se han depositado gravas. Esta situación prosigue hasta cerca de 2 km hacia el interior. La zona con mayor espesor de gravas se corresponde con el triángulo Fortiá, Castelló, Villamacolum.

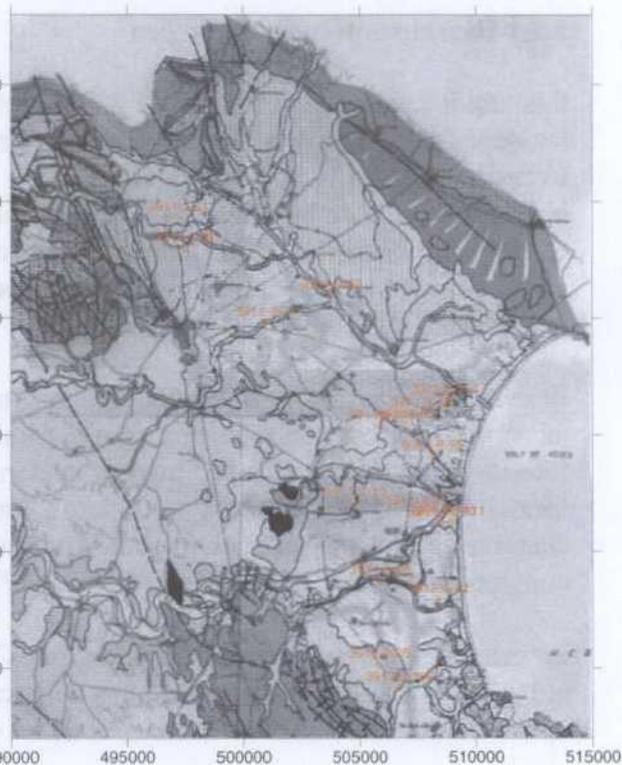
5.1.2 Análisis de la piezometría y su evolución

Los puntos de la red de piezometría del IGME empleados para analizar la evolución de la piezometría y su situación actual en el Baix Fluviá-Muga figuran en la tabla y la figura siguientes. Cabe señalar que los acuíferos semiconfinados, con un acuífero superficial y otro profundo separados por una formación acuitarda como es el caso, pueden estar sujetos a fenómenos de “goteo”, lo que se traduce a la hora de estudiar la piezometría como la imposibilidad de estudiar por separado tanto el acuífero superior como el inferior. Sin embargo este efecto sólo puede estudiarse cuando se dispone de puntos de observación

suficientes, lo que no es el caso, por lo que se ha preferido estudiar independientemente la piezometría de los acuíferos superior e inferior.

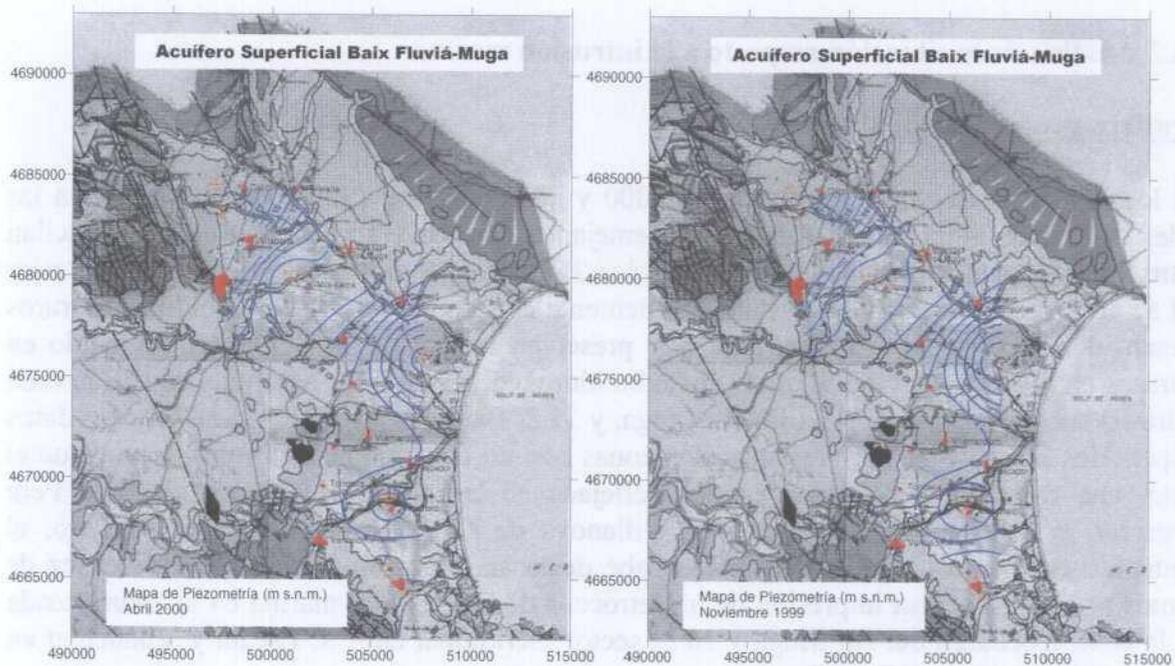
Tabla 1. Red de Piezometría

Punto	UTM X	UTM Y	Cota (ms.n.m.)	Profundidad (m)
ACUÍFERO SUPERFICIAL				
3911-2-21	497197	4684311	28	5.17
3911-2-32	497471	4682962	24	5.89
3911-3-62	503815	4681010	11	2.22
3911-3-77	500975	4679800	13	4.87
3911-7-13	504806	4672054	8	3.11
3911-8-13	507622	4675899	3	3.36
3911-8-38	505860	4668730	6	3.36
3912-4-105	506700	4664145	5	1.76
3912-4-25	505811	4665148	12	6.26
ACUÍFERO PROFUNDO				
3911-8-111	508930	4671260	2	0.01
3911-8-114	508650	4676475	2	3.27
3911-8-35	505825	4675401	2	0.01
3911-8-47	507030	4675365	0	0.01
3911-8-91	507405	4671678	4	2.28
3911-8-96	508137	4674082	4	0.01
3912-4-52	508368	4667949	4	1.52
3911-8-110	508500	4671245	4	2.26



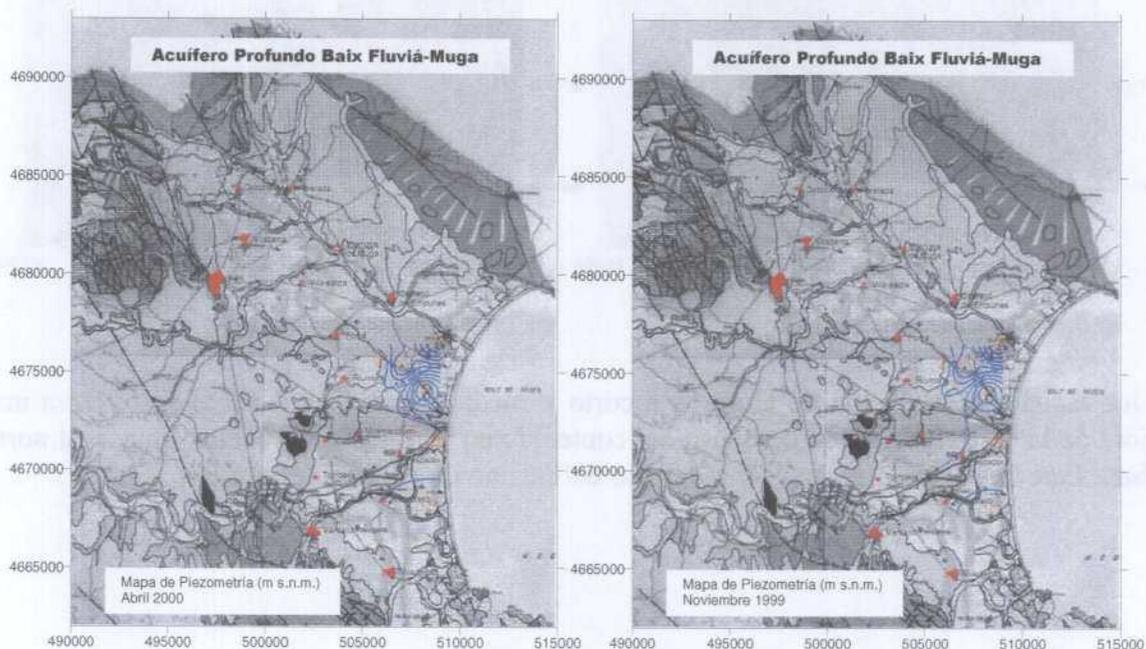
Acuífero superficial

En el mapa de isopiezas del acuífero superficial del Baix Muga-Fluviá correspondiente a abril de 2000, se puede observar como en el área correspondiente al río Muga, se dibuja una fuerte depresión en el sector costero, correspondiente a la zona situada al norte de Sant Pere Pescador, en donde dado el mayor volumen de pozos que en otras áreas es de suponer un mayor volumen de extracción. La falta de puntos impide definir esta zona con precisión. La cota +5 m se alcanza a la altura de Fortiá y Castelló mientras que la cota de +20 m se rebasa en la vertical de Figueres. En noviembre de 1999 se observa una recuperación estacional, si bien se mantienen los niveles ligeramente deprimidos en la zona situada al norte de Sant Pere Pescador. Esta situación puede provocar el desarrollo de intrusión marina.



Acuífero profundo

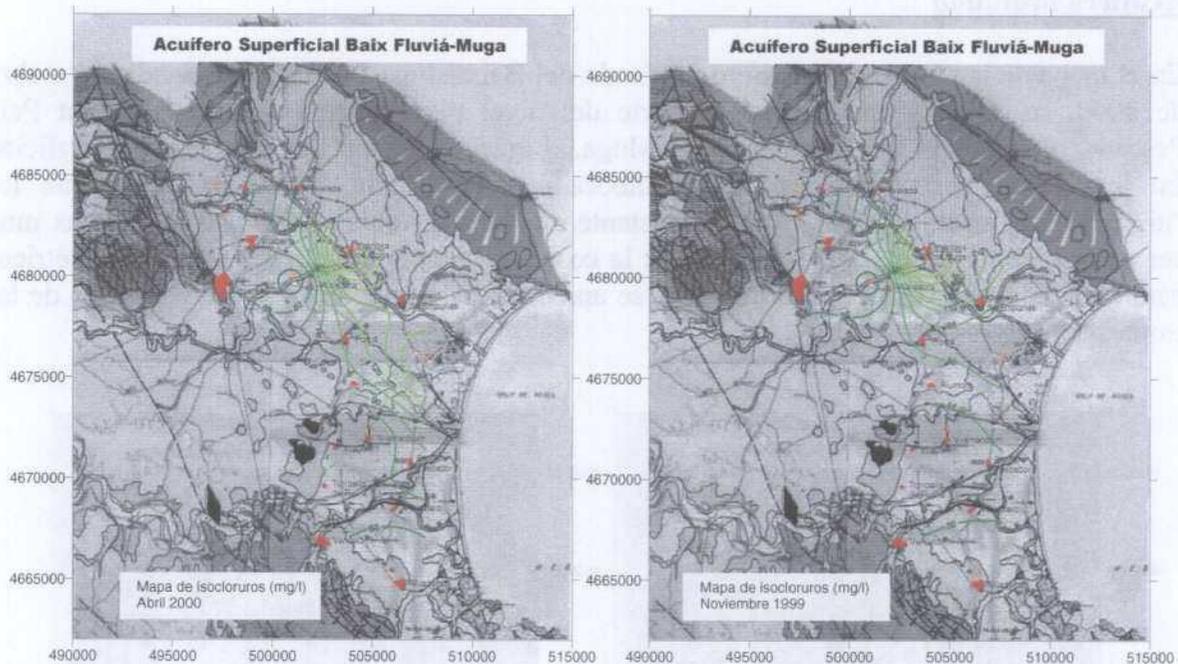
En el mapa de isopiezas del acuífero profundo del Baix Muga-Fluvià correspondiente a abril de 2000, se observa una depresión fuerte del nivel piezométrico al norte de Sant Pere Pescador, cerca de la desembocadura del Muga, al igual que ocurría en el acuífero superficial. En la zona correspondiente a la desembocadura del Fluvià, donde se encuentran los "aigüaimolls" aparecen unos valores bastante altos del nivel piezométrico, con cotas muy cercanas a +2 m a muy poca distancia de la costa. Si se comparan los mapas piezométricos para abril de 2000 y noviembre de 1999, se aprecia muy poca variación en el trazado de las isopiezas.



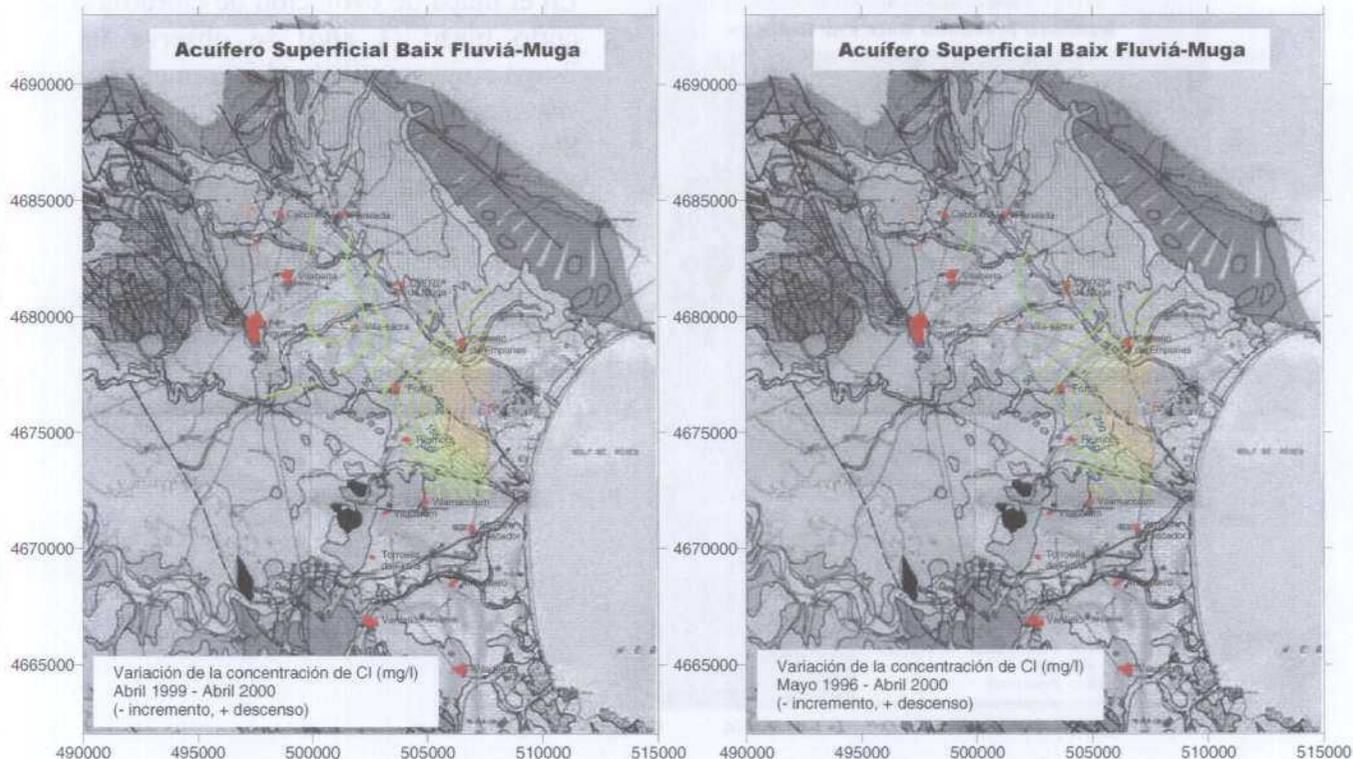
5.1.3 Análisis de la situación respecto a la intrusión marina

Acuífero superficial

En los mapas de isocloruros de abril de 2000 y noviembre de 1999 correspondientes a las redes del IGME, se aprecia una situación semejante, con contenidos de cloruros que oscilan entre los 190 mg/l en Villanova de Muga y los 25 mg/l en Cabones, en la parte más interior del acuífero. Estos valores contrastan enormemente con los valores del contenido en cloruros presentados en diversos trabajos, donde se presentan rangos de variación del contenido en cloruros entre 8000 mg/l y 100 mg/l ("Estudio hidrogeológico de los acuíferos de L'Empordá (Girona) subsistemas 71.1, Baix Fluvià-Muga, y 71.2, Baix Ter", IGME 1987). Con los datos disponibles actualmente, se presentan dos zonas con un contenido en cloruros mayor que el resto, una coincidente con la depresión reflejada en las isopiezas al norte de Sant Pere Pescador, y otra en los alrededores de Villanova de Muga. En el resto del acuífero, el contenido en cloruros resulta aceptable. Cabe destacar la posibilidad de que la escasez de puntos produzca la falsa impresión de un retroceso de la intrusión marina en la zona situada en la desembocadura del río Muga y en el sector meridional entre L'Escala y Vilademat en zona de tránsito hacia el Baix Ter.

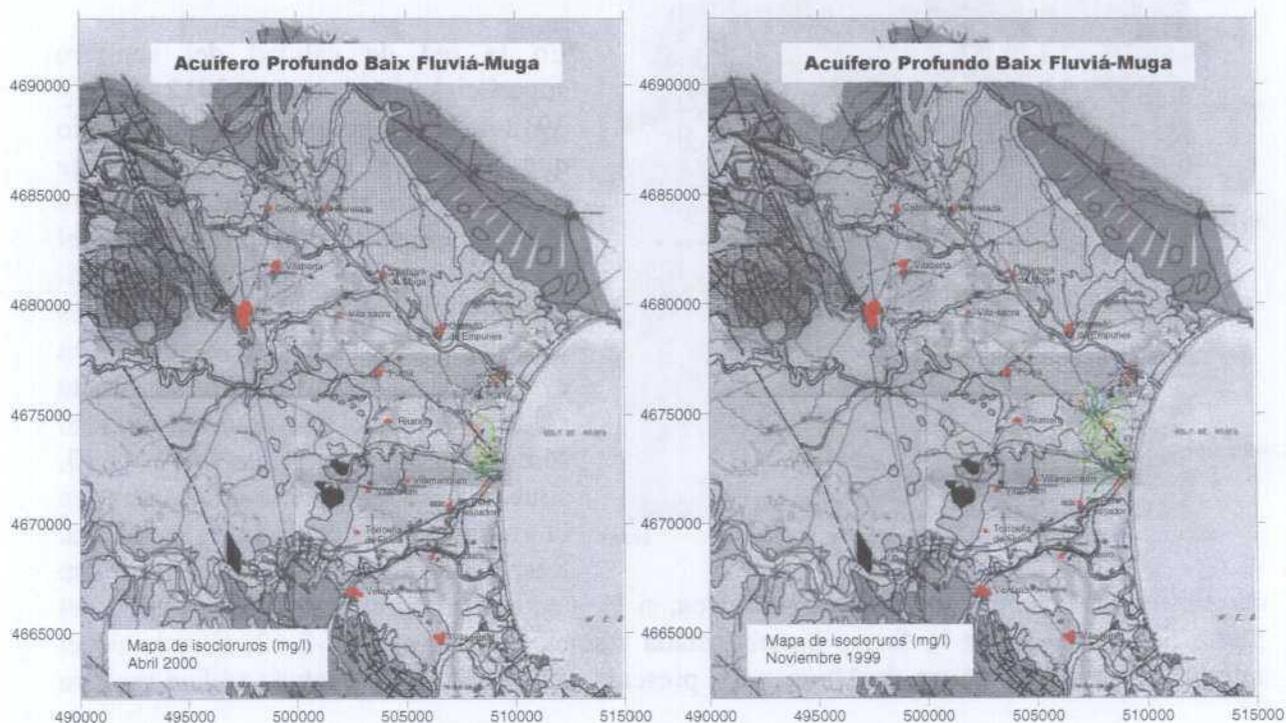


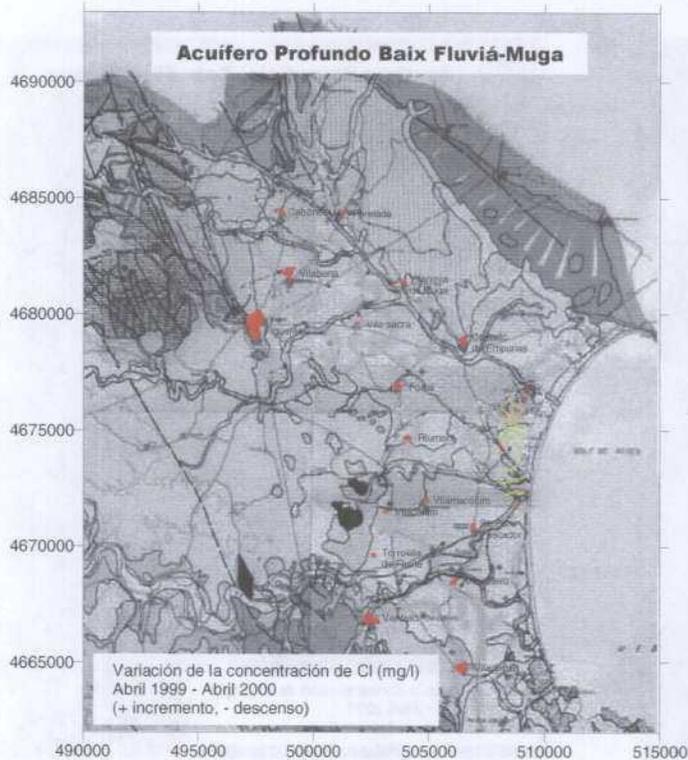
En los mapas de evolución de cloruros a corto y medio plazo (1 y 4 años) se observa una mejora de la situación con un descenso del contenido en cloruros en el sector situado al norte de Sant Pere Pescador y un suave incremento del mismo en el resto del acuífero.



Acuífero Profundo

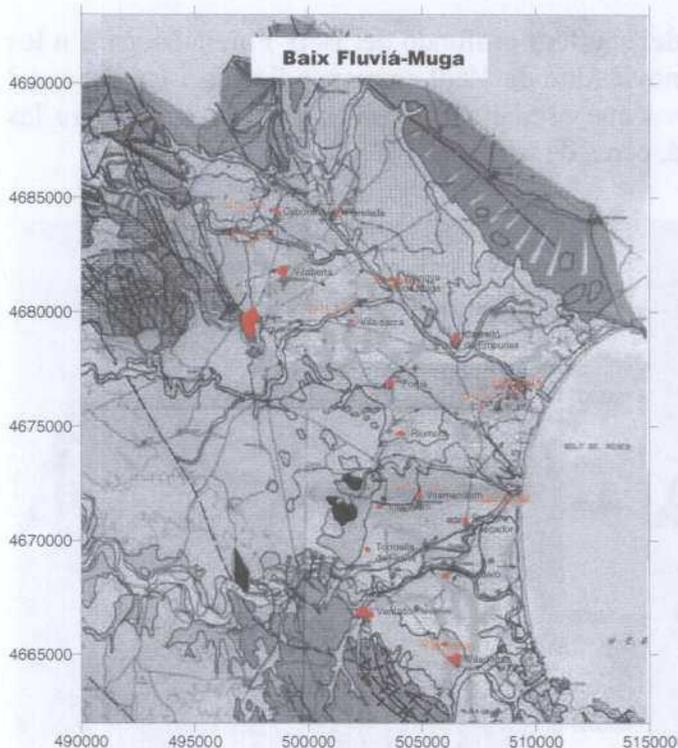
Se dispone de escasos puntos de calidad del acuífero profundo del Baix Fluvià-Muga. En los mapas de isocloruros de abril de 2000 y noviembre de 1999 correspondientes a las redes del IGME, se observan contenidos en cloruros que oscilan entre 160 mg/l y 60 mg/l entre las desembocaduras de los ríos Muga y Fluvià, cerca de la costa.





En el mapa de evolución de cloruros a corto plazo (1 año) se observa un ligero empeoramiento al incrementarse suavemente el contenido en cloruros. Sin embargo, comparando los contenidos en cloruros a medio plazo (4 años) para los puntos 3911-8-109 y 3911-8-113, se detecta una progresiva mejora con respecto a la situación inicial en el contenido de cloruros. En cualquier caso, los datos son demasiado escasos para aventurar una opinión.

5.1.4 Caracterización de facies hidroquímicas



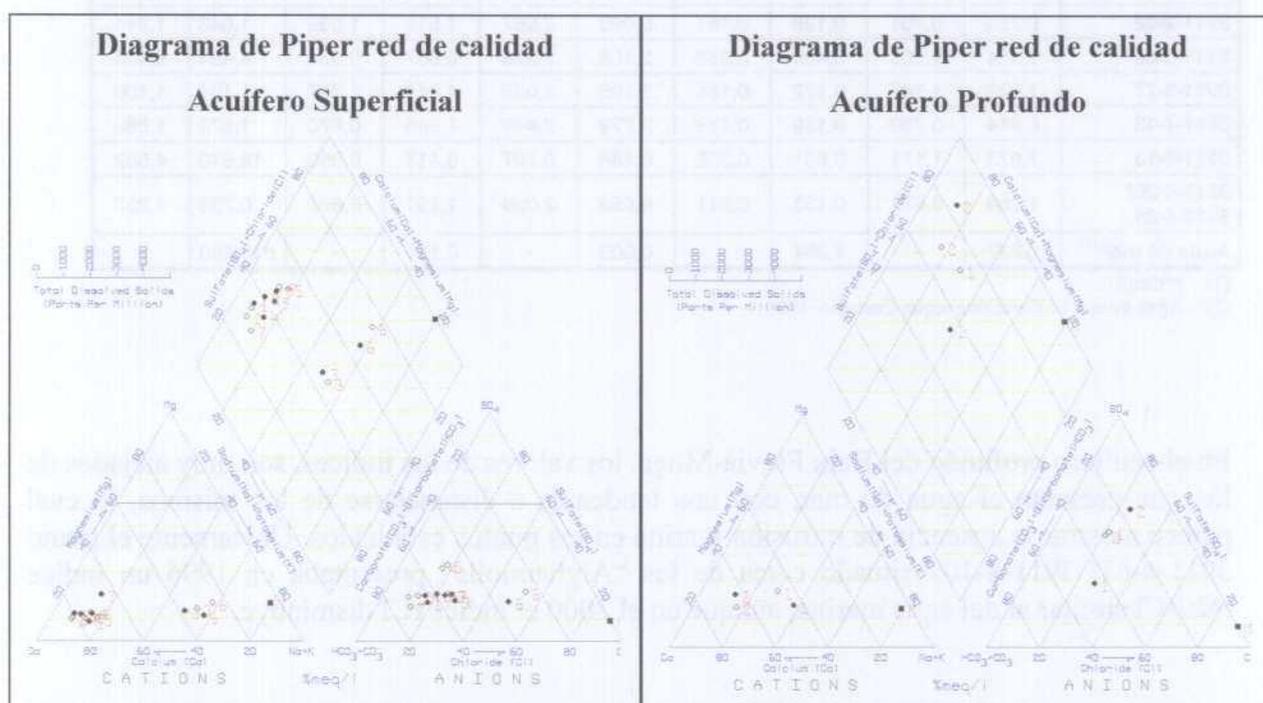
En los diagramas de Piper adjuntos, se han reflejado los puntos de la red de calidad para los años 1996 y 2000 de los acuíferos superficial y profundo del Baix Fluvià-Muga.

En la red de calidad del acuífero superficial, los puntos 3912-4-26 y 3912-4-25 son complementarios, por lo que se van a estudiar a efectos de calidad como si fuera un solo punto (punto 7 en el diagrama). Las aguas del acuífero superficial del Baix Fluvià-Muga presentan una facies bicarbonatada cálcica que hacia la costa evoluciona a bicarbonatada-clorurada cálcico-sódica, siendo aguas cloruradas sódicas las del punto 3911-8-13, situado a poca distancia de la costa, en la margen derecha del río Muga. Respecto a 1996, no se detecta ningún

cambio en la facies de los puntos estudiados, si bien se aprecia una tendencia evolutiva del punto 3911-8-13 hacia la facies bicarbonatada cálcica. El punto 3911-3-62, situado en el interior cerca de Villanova de Muga, que presenta una facies bicarbonatada sódica registra

también una suave tendencia hacia la facies cálcica. Este conjunto de observaciones, puede estar indicando una tendencia a la recuperación del sector situado al norte de Sant Pere Pescador con respecto a la intrusión marina, aunque harían falta más análisis en puntos de la zona afectada para asegurar el pronóstico.

En la red de calidad del acuífero profundo, se ha producido la sustitución de los puntos 3911-8-15 y 3911-8-61 por los puntos 3911-8-113 y 3911-8-109 respectivamente. A la hora de estudiar la calidad se van a combinar los pares de valores respectivamente, y se van a tratar como si fueran del mismo punto (puntos 1 y 2 en el diagrama). Las aguas del acuífero profundo, poseen una facies sulfatada cálcica que no parece variar a medio plazo. El punto 3911-8-15/3911-8-113 (punto 1 en el diagrama), situado cerca de la desembocadura del Muga, presenta una fuerte evolución hacia una facies bicarbonatada cálcica. El punto 3911-8-61/3911-8-109 (punto 2 en el diagrama), situado en Sant Pere Pescador cerca de los "Aiguaimolls", mantiene la facies sulfatada cálcica.



5.1.5 Análisis de relaciones iónicas

En la tabla adjunta se reflejan los valores de las relaciones iónicas más significativas para los puntos de la red de calidad controlados en 1996 y en 2000.

En el acuífero superficial del análisis de la relación r_{Na}/r_{Cl} en 1996 se observa que únicamente el punto 3911-2-32, situado cerca de Cabones en el interior, presentaba un valor inferior al agua de mar, aunque en esa zona no tiene sentido hablar de intrusión marina dada la lejanía de la costa. El resto de los puntos presenta valores correspondientes al agua dulce. En el 2000, se detecta un ligero descenso de la salinidad en el punto 3911-8-13, situado en la zona coincidente con la fuerte depresión piezométrica situada al norte de Sant Pere Pescador, donde se detecta un fuerte descenso del índice r_{Cl} , así como un aumento de los índices r_{HCO_3}/r_{Cl} y r_{Na}/r_{Cl} , que parece confirmar la hipótesis de un retroceso de la intrusión marina.

Lo mismo sucede con el punto 3911-3-77, situado cerca de Vila-Sacra, aunque al ser un punto del interior no parece tener nada que ver con el posible retroceso de la intrusión marina. En el punto 3911-3-62, la evolución de nitratos, cloruros y sulfatos, sigue una misma tendencia, lo que parece indicar fenómenos de contaminación agraria.

En el 2000, el índice rNa/rCl del resto de los puntos, sufre un brusco descenso, presentando valores bastante inferiores a los del agua marina, y una evolución del resto de los índices tendente a aproximarse, aunque de forma muy tenue a los del mar, esto contrasta con los puntos anteriormente mencionados y situados en la costa donde la tendencia era contraria.

Tabla 2: Relaciones iónicas en los puntos del Acuífero Superficial

	rNa/rCl		rMg/rCa		rHCO ₃ /rCl		rSO ₄ /rCl		rCl	
	Mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00
3911-2-21	1,028	0,638	0,117	0,152	7,043	3,590	1,926	0,941	0,508	0,818
3911-2-32	0,750	0,701	0,128	0,151	5,093	2,987	1,515	1,039	1,043	1,241
3911-3-62	1,164	1,205	0,438	0,353	2,158	1,926	0,807	0,634	4,484	5,414
3911-3-77	1,102	1,147	0,172	0,165	3,185	4,086	1,949	1,267	1,184	1,100
3911-7-13	0,914	0,760	0,139	0,113	2,779	2,448	1,885	0,870	1,523	1,889
3911-8-13	1,073	1,171	0,661	0,356	0,488	0,707	0,411	0,360	18,640	4,568
3912-4-26/ 3912-4-25	1,068	0,671	0,133	0,311	5,659	2,099	1,191	0,802	0,733	1,297
Agua de mar ⁽²⁾	0,837	-	4,354	-	0,005	-	0,111	-	613,290	-

(1) r=meq/l

(2) Agua de mar en Barcelona según Custodio, 1970.

En el acuífero profundo del Baix Fluvià-Muga, los valores de los índices, son muy alejados de los que presenta el agua de mar, con una tendencia a distanciarse de los mismos, lo cual parece mostrar la ausencia de intrusión marina en los puntos estudiados. Únicamente el punto 3911-8-61/ 3911-8-109 situado cerca de los "Aiguaimolls" presentaba en 1996 un índice rNa/rCl similar al del agua marina, aunque en el 2000 el índice rCl disminuye.

Tabla 3: Relaciones iónicas en los puntos del Acuífero Profundo

	rNa/rCl		rMg/rCa		rHCO ₃ /rCl		rSO ₄ /rCl		rCl	
	Mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00
3911-8-15/ 3911-8-113	1,333	1,435	0,516	0,413	1,339	1,679	2,331	1,020	4,568	3,243
3911-8-61/ 3911-8-109	0,771	0,546	0,263	0,360	1,486	0,644	2,325	2,428	2,030	1,833
Agua de mar ⁽²⁾	0,837	-	4,354	-	0,005	-	0,111	-	613,290	-

(1) r=meq/l

(2) Agua de mar en Barcelona según Custodio, 1970.

5.1.6 Diagnóstico del estado actual del acuífero

El acuífero superficial del Baix Fluvià-Muga, presenta en la actualidad aguas de calidad menor que las del profundo. En lo referente a la intrusión marina hay que destacar que este

fenómeno se ha observado en los acuíferos superficial y profundo desde 1976, en las inmediaciones del río Muga para el acuífero superficial y en los humedales o “aigüaimolls” para el profundo. Como origen puede considerarse la explotación de las aguas subterráneas para riego y abastecimiento, además de la salinidad congénita existente en los sedimentos de los humedales.

En esta zona existe un ecosistema singular, punto de escala obligado para la avifauna migratoria, tal como es la zona de los “aigüaimolls” de L’Empordá amenazado por la potenciación incontrolada de las extracciones subterráneas entre otras cosas.

En la actualidad, y a tenor de los datos manejados en este estudio, parece ser que la intrusión marina ha retrocedido de forma notable en este tiempo en los dos sectores afectados. Esta tendencia viene confirmada tanto por la caracterización de las facies como por el estudio de la evolución de las relaciones iónicas y del contenido en cloruros en los puntos situados cerca de la costa, aunque el estudio de la piezometría en la desembocadura del Muga muestra una depresión de los niveles en la zona antes afectada por la intrusión.

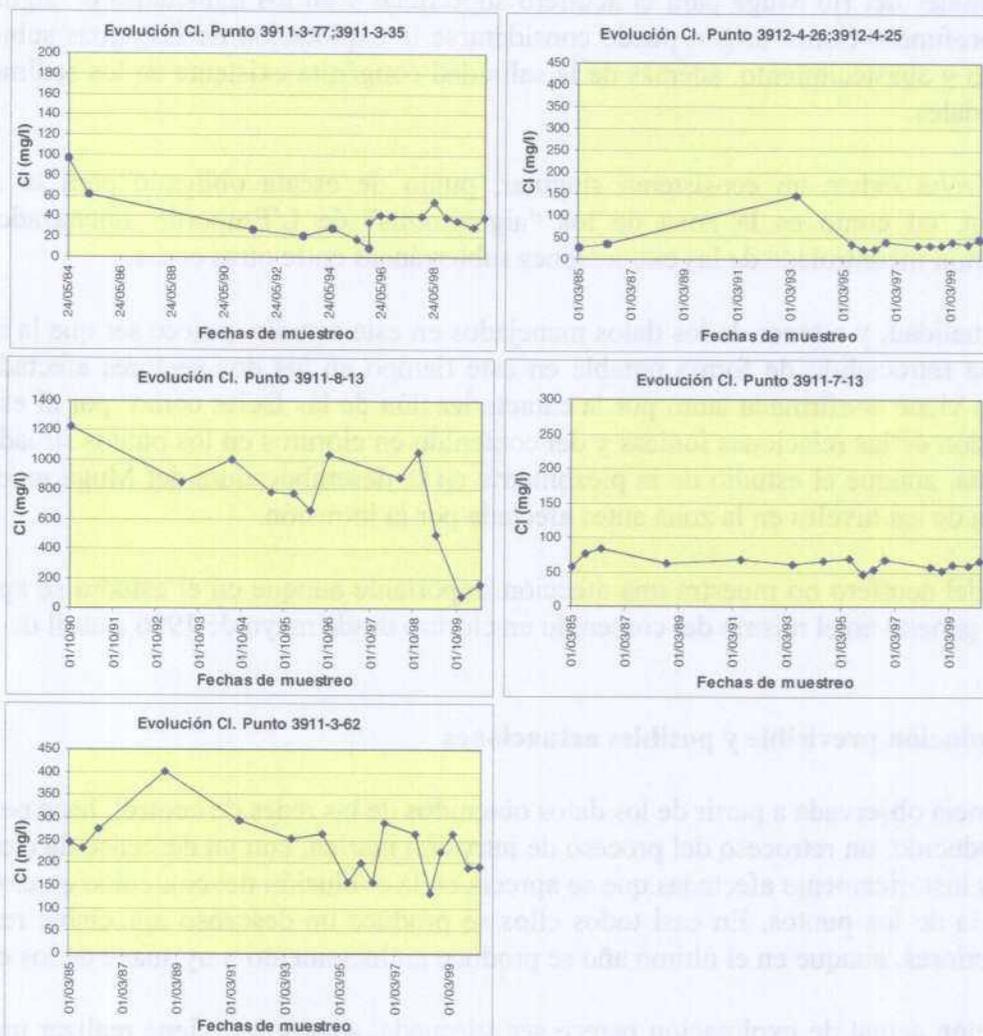
El resto del acuífero no muestra una afección importante aunque en el estudio se aprecia un aumento general en el mismo del contenido en cloruro desde mayo de 1996 a abril de 2000.

5.1.7 Evolución previsible y posibles actuaciones

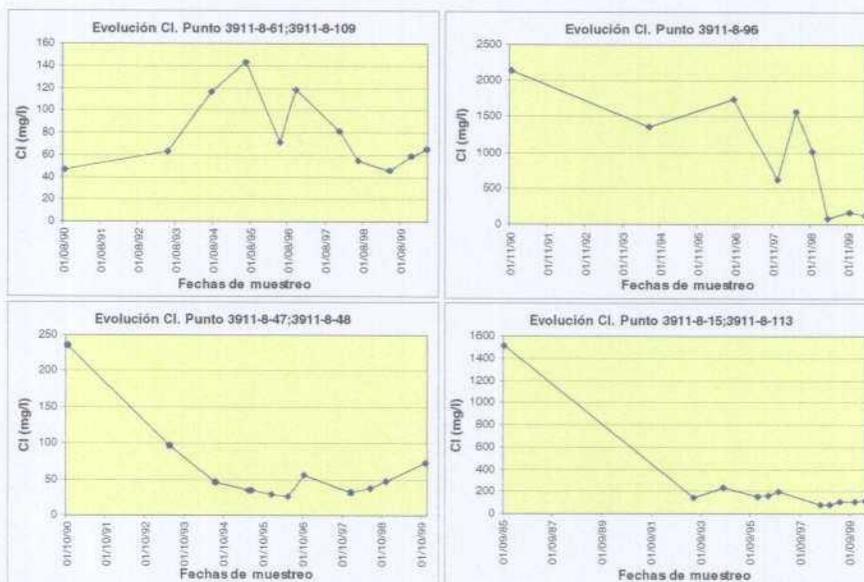
La tendencia observada a partir de los datos obtenidos de las redes de control, hace pensar que se ha producido un retroceso del proceso de intrusión marina, con un descenso de cloruros en las zonas históricamente afectadas que se aprecia en la evolución del contenido en cloruros de la mayoría de los puntos. En casi todos ellos se produce un descenso apreciable respecto a años anteriores, aunque en el último año se produce un incremento muy suave de los cloruros.

La situación actual de explotación parece ser adecuada, aunque conviene realizar un estudio más detallado en las zonas donde hubo intrusión y analizar más puntos, de modo que se verifique la ausencia de intrusión marina.

Evolución del contenido en cloruros en los puntos del Acuífero Superficial



Evolución del contenido en cloruros en los puntos del Acuífero Profundo



5.2 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.02 BAJO TER

5.2.1 Descripción hidrogeológica

Esta unidad comprende el área de la desembocadura del río Ter, desarrollada en el borde meridional de la depresión del Empordá, entre los macizos de Montgrí y las Gavarres, además del aluvial del río aguas abajo del complejo de embalses de Sau-Busqueda-Pasteral. Está conectado lateralmente con la depresión de la Selva, a lo largo de un corto tramo en que el río penetra en la misma, y con el subsistema Fluviá-Muga, a través de un pequeño cauce del río Ter (corredor de Albons). En su sector costero se complica por la presencia de acuíferos calizos del macizo de Montgrí y de las calizas de Girona.

El límite de la unidad por el Norte está constituido por el contacto con la unidad hidrogeológica Baix Muga-Fluviá a través del corredor de Albons y por el contacto con los materiales mesozoicos del macizo de Montgrí. Los materiales paleozoicos del macizo de Begur constituyen el límite sur de la unidad.

El curso del Ter fue desviado en 1802 de su trazado a través del corredor de Albons y posteriormente abandonó su desembocadura cerca del L'Estartit para adaptarse a su curso actual.

Esta unidad hidrogeológica está constituida por dos subunidades, el delta del Ter y el corredor de Albons.

El delta del Ter está formado por dos acuíferos detríticos de origen aluvial (arenas y limos) uno superficial y otro profundo semiconfinado, y separados por un acuitardo constituido por limos y arcillas. El acuífero superficial está constituido por arenas finas y medias o antiguos cauces y meandros abandonados rellenos de sedimentos finos, en general tiene poco interés. El acuífero profundo está formado por gravas limpias, que constituyen un excelente acuífero, situadas por debajo de una cuña de fangos arenosos muy poco permeables. La profundidad de este acuífero varía en dirección a la costa desde 10 m en Colomé hasta 40 m a la altura del corredor de Albons. La potencia de las gravas oscila entre 1 m y 6m entre estas zonas, para desaparecer al este de Torroella.

El corredor de Albons está formado por depósitos fluviales cuaternarios de unos 40 m de espesor por encima de margas impermeables del plioceno. Corresponde a uno de los brazos del delta del Ter que se inicia en Jafre, y su salida natural hasta la variación del cauce. En el corredor de Albons también tiene dos acuíferos, uno detrítico superficial y otro profundo. El acuífero superficial corresponde a arenas finas y limos algo arcillosos similar al que se encuentra en el bajo delta del Ter. Por debajo de esta formación se encuentran los limos fluviales y por debajo de los 25 m los paleocanales del Ter, que constituyen el acuífero confinado inferior de tipo más o menos lenticular y acuífero hacia Vilademant y hacia L'Escal. Este acuífero está perfectamente localizado entre los 25 y los 37 metros, con más o menos contenido de arcillas.

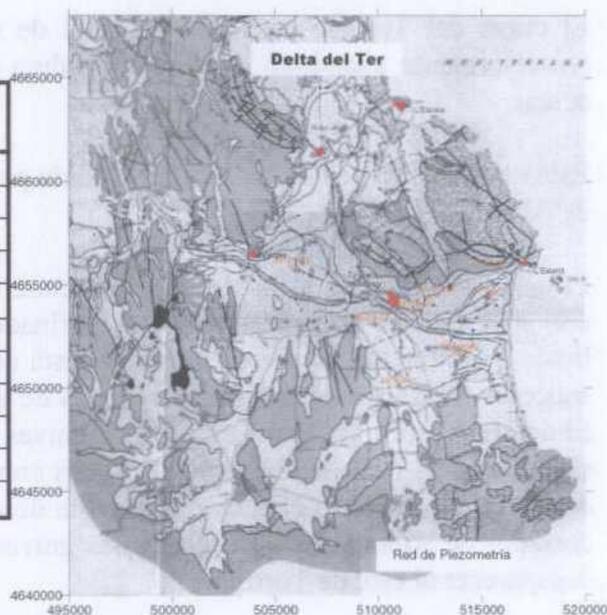
5.2.2 Análisis de la piezometría y su evolución

Delta del Ter

Los puntos de la red de piezometría del IGME empleados para analizar la evolución de la piezometría y su situación actual en el delta del Ter figuran en la tabla y la figura siguientes. Cabe señalar que los acuíferos semiconfinados, con un acuífero superficial y otro profundo separados por una formación acuitarda como es el caso, pueden estar sujetos a fenómenos de "goteo", lo que se traduce a la hora de estudiar la piezometría como la imposibilidad de estudiar por separado tanto el acuífero superior como el inferior. Sin embargo este efecto sólo puede estudiarse cuando se dispone de puntos de observación suficientes, lo que no es el caso, por lo que se ha preferido estudiar independientemente la piezometría de los acuíferos superior e inferior. Por otra parte, los datos disponibles son tan escasos que el trazado piezométrico obtenido resulta una aproximación bastante grosera de la realidad, aunque permite detectar de forma adecuada aquellas zonas del acuífero donde se registran depresiones piezométricas.

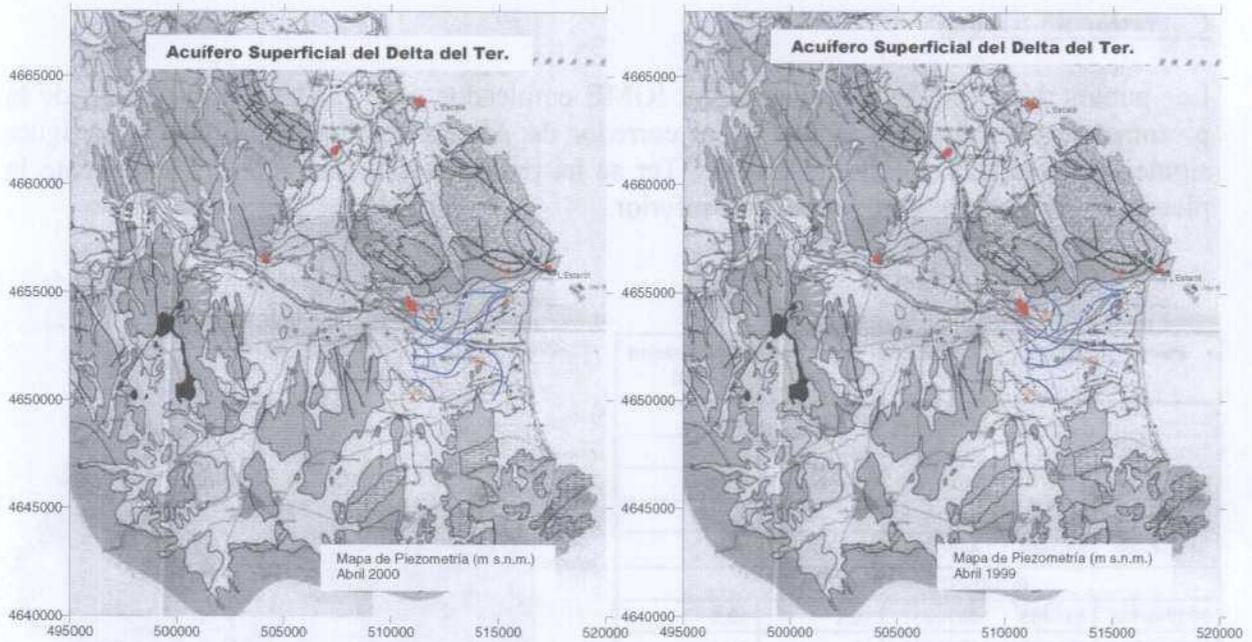
Tabla 1. Red de Piezometría

Punto	UTM X	UTM Y	Cota (m s.n.m.)	Profundidad (m)
ACUÍFERO SUPERFICIAL				
4012-5-04	513968	4651586	4	3.47
3912-8-21	510963	4650023	4	4.68
3912-8-22	511785	4653753	7	2.68
4012-5-09	515257	4655728	8	3.19
4012-5-12	515381	4654443	4	2.78
ACUÍFERO PROFUNDO				
3912-8-02	509596	4653113	9	15.71
3912-8-25	505797	4655868	13	3.65
4012-5-29	512832	4654478	5	4.62
4012-5-45	513800	4651730	15	3.72



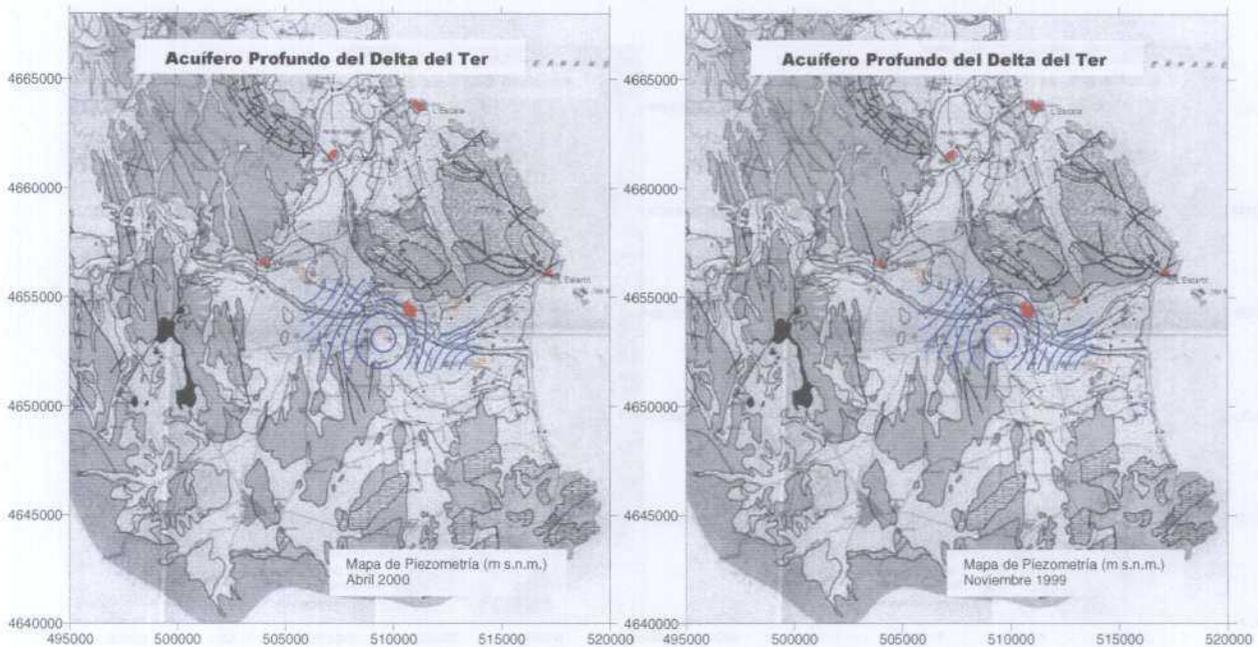
Acuífero superficial

En el mapa de isopiezas correspondiente a abril de 2000 se puede observar una zona de depresión piezométrica en el SO, margen derecha del río Ter, con cotas por debajo del nivel del mar, casi -1 m, a unos 5 km de la costa. Por el contrario, en la margen derecha del río Ter se observa niveles piezométricos bastante más elevados, con valores de hasta 4 m por encima del nivel del mar. En la zona cercana a L'Estartit se observan niveles ligeramente superiores a 1 m sobre el nivel del mar, tradicionalmente se relaciona esta ligera depresión con las extracciones de los pozos de abastecimiento a L'Estartit. Respecto a la relación río-acuífero, se dispone de insuficiente información piezométrica para emitir un juicio. Si se comparan los mapas piezométricos para abril de 2000 y abril de 1999, se observa muy poca variación en el trazado de las isopiezas.



Acuífero profundo

En el mapa de isopiezas correspondiente a abril de 2000 del acuífero profundo, se puede observar una zona con una fuerte depresión piezométrica en las inmediaciones de Torroella de Montgrí, con cotas del nivel piezométrico de casi -7 m en una zona bastante alejada de la costa. Hacia en interior, cerca de Verges, los niveles piezométricos parecen recuperarse. Por otro lado, llama la atención la presencia de una zona de piezometría bastante elevada, con una cota de +11 m, a una distancia bastante escasa de la costa. Si se compara la situación en abril de 2000, con la de noviembre de 1999, se observa una ligera recuperación general de los niveles, si bien no se advierte ninguna variación en el trazado de las isopiezas.

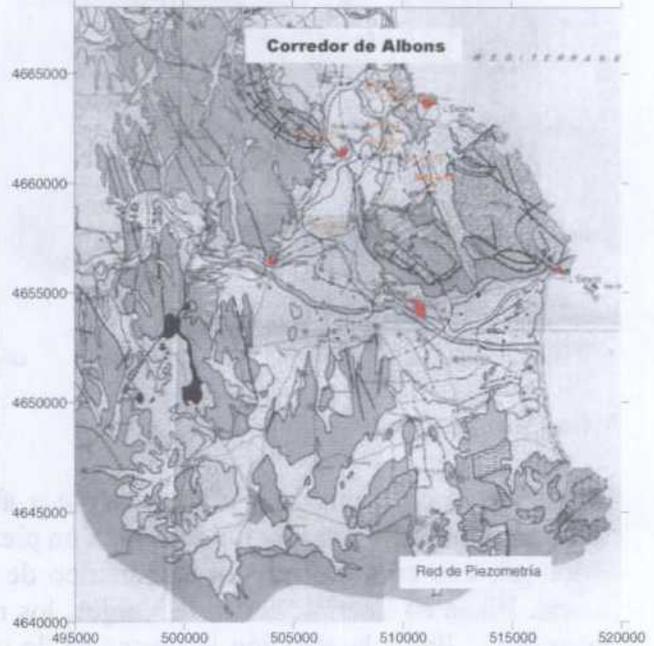


Corredor de Albons

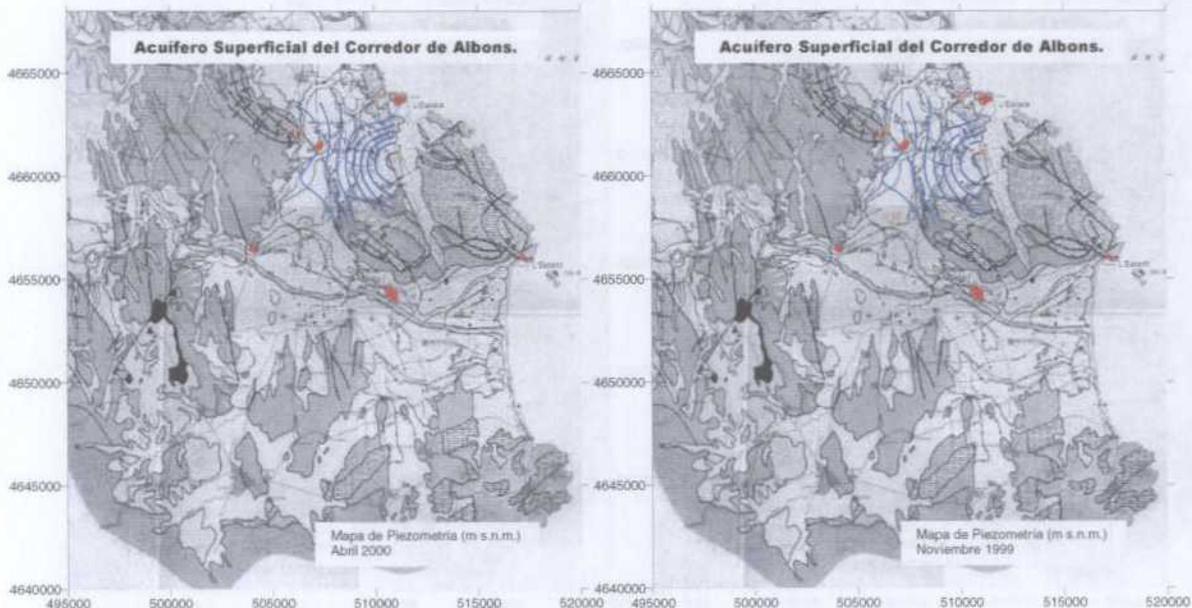
Los puntos de la red de piezometría del IGME empleados para analizar la evolución de la piezometría y su situación actual en el corredor de Albons figuran en la tabla y la figura siguientes. Al igual que en el delta del Ter se ha preferido estudiar independientemente la piezometría de los acuíferos superior e inferior.

Tabla 2. Red de Piezometría

Punto	UTM X	UTM Y	Cota (m s.n.m.)	Profundidad (m)
ACUÍFERO SUPERFICIAL				
3912-4-36	510106	4663582	10	2.16
3912-8-27	506618	4657725	12	0.94
3912-4-103	506150	4661870	15	4.05
3912-4-38	510949	4660786	5	3.22
ACUÍFERO PROFUNDO				
3912-4-104	511463	4659907	12.1	13.5
3912-4-34	509099	4661525	12	2.42
3912-4-54	509064	4663995	8.2	8.56
3912-4-57	511437	4659938	12	2.89
3912-4-02	509109	4662327	20	1.99



Acuífero Superficial

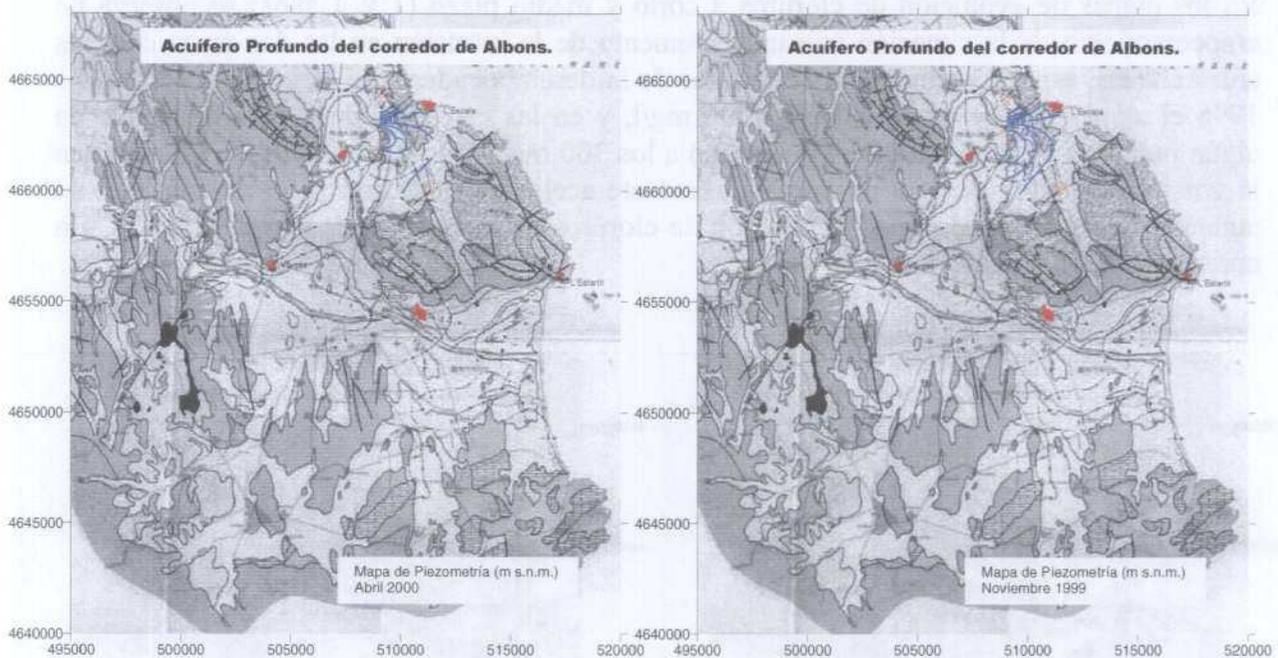


En el mapa de isopiezías correspondiente a abril de 2000 se puede observar una zona de depresión piezométrica al norte de L'Escala, en comparación con el resto de niveles

observados en la zona, con cotas del orden de 1 m s.n.m.. Si se compara la situación en abril de 2000, con la de noviembre de 1999, se observa una ligera recuperación estacional de los niveles en noviembre, si bien no se advierte ninguna variación en el trazado de las isopiezas.

Acuifero Profundo

En el mapa de isopiezas correspondiente a abril de 2000 se puede observar una zona de depresión piezométrica junto a L'Escala, con una cota de -0.36 m, hacia el interior el nivel piezométrico aumenta, llegando a una cota de $+18$ m en poco tiempo. Al norte de L'Escala se da la paradoja de la existencia de dos pozos muy próximos aunque de distinta profundidad, el 3912-4-104 (30 m) y el 3912-4-57 (12 m), que presentan valores de piezometría muy dispares, $-1,4$ m y $9,11$ m en abril de 2000, posiblemente debido a que explotan distintas capas no diferenciadas dentro del acuífero. Si se comparan los mapas piezométricos para abril de 2000 y abril de 1999, se observa muy poca variación en el trazado de las isopiezas, detectándose una ligera recuperación estacional de los niveles en noviembre de 1999.



5.2.3 Análisis de la situación respecto a la intrusión marina

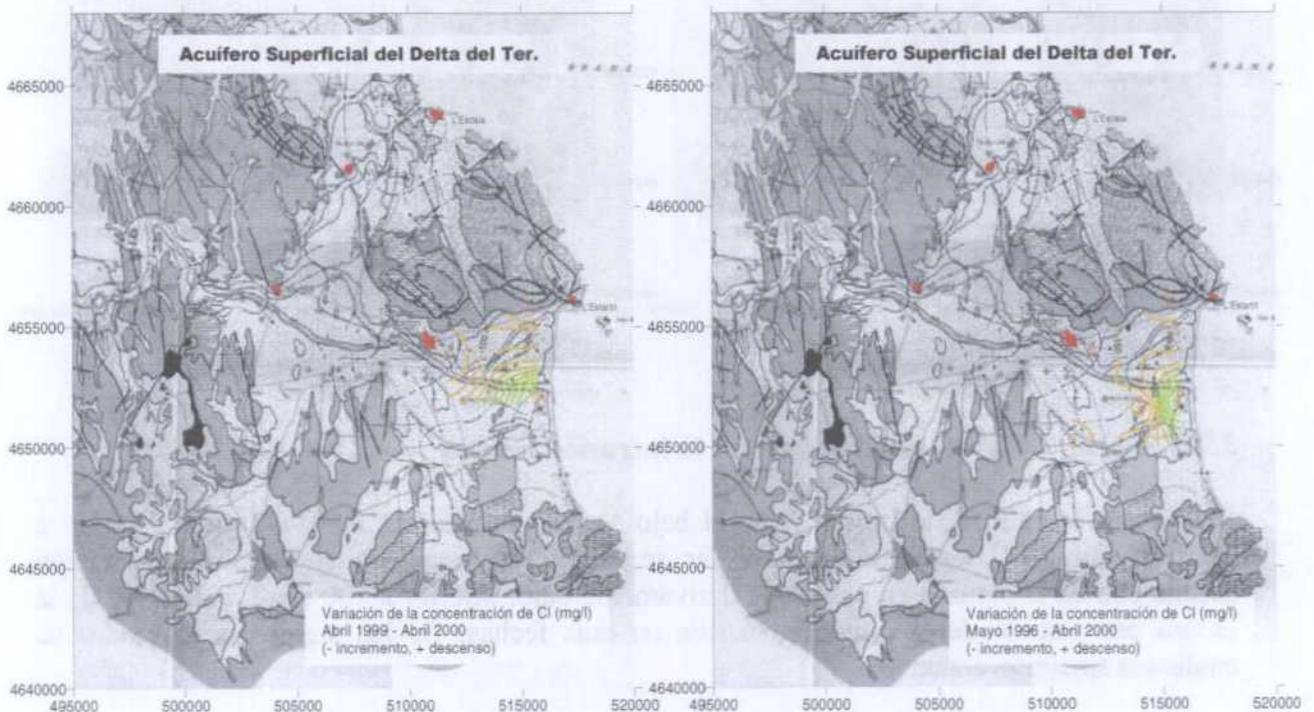
Respecto a la calidad de las aguas en el bajo Ter, según análisis de 1968 que se deben a Martínez Gil, 1972, las aguas del Baix Ter, se trata generalmente de aguas de mineralización media, con un contenido en cloruros relativamente bajo, inferior a 100 mg/l, indicativo de la escasa penetración de la intrusión marina en esas fechas. En los siguientes apartados se analiza la situación actual.

Acuífero del Delta Ter

Acuífero Superficial

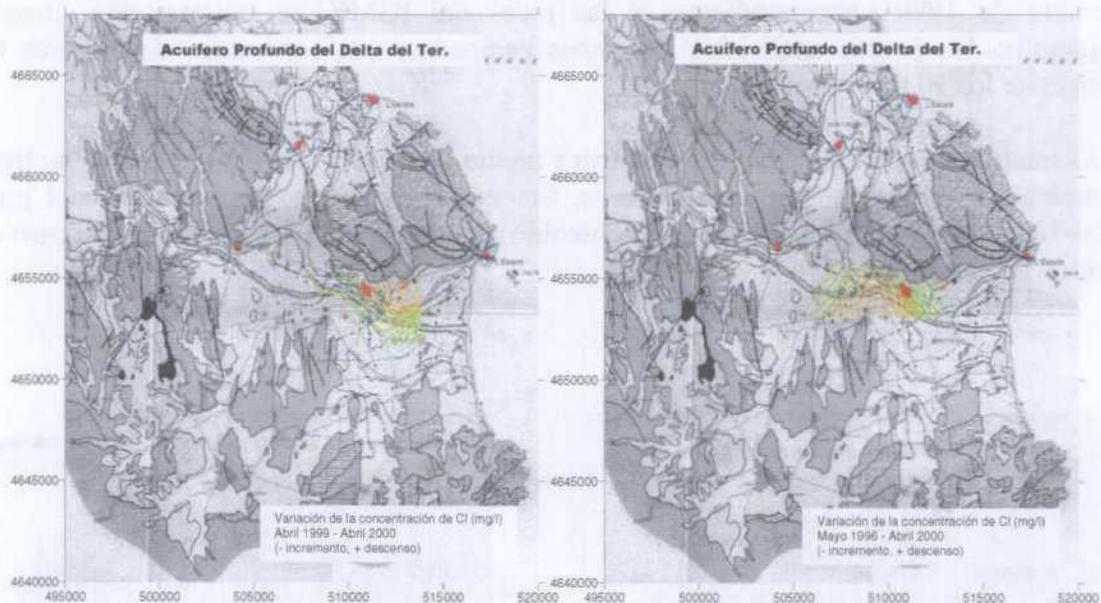
En los mapas de isocloruros correspondientes a abril de 2000 y noviembre de 1999 correspondientes a las redes del IGME, se observa una situación semejante, con contenidos de cloruros que oscilan entre los 3500 mg/l en la desembocadura del Ter y los 90 mg/l en las proximidades de Torroella de Montgrí. En principio se observa un área de calidad aceptable en la margen izquierda del río Ter, aunque en los puntos cercanos a la costa se observa un ligero fenómeno de intrusión con contenidos en cloruros en torno a los 300 mg/l. La margen derecha es mucho más compleja, observándose una franja de salinidad media en la zona intermedia, aunque en el SO, se observa una ligera elevación del contenido en cloruros coincidente con la depresión piezométrica detectada en apartados anteriores. En la proximidad a la costa, cerca de la desembocadura del río Ter, se observa una zona con un contenido en cloruros muy elevado, en torno a los 3500 mg/l, lo que pone de manifiesto la presencia de intrusión marina consecuencia de las extracciones realizadas.

En los mapas de evolución de cloruros a corto y medio plazo (1 y 4 años) se observa un empeoramiento de la situación con un incremento de la intrusión en las dos áreas costeras antes citadas, especialmente en las cercanías de la desembocadura del Ter, donde respecto a 1996 el aumento relativo asciende a 1500 mg/l, y en las cercanías de L'Estartit, donde en algún punto se produce un aumento cercano a los 300 mg/l. Respecto a 1999, la situación en la zona controlada apunta a un aumento bastante acelerado de la intrusión marina, con un aumento de 600 mg/l de la concentración de cloruros en la desembocadura del río Ter, sin apreciarse recuperación en ningún sector.

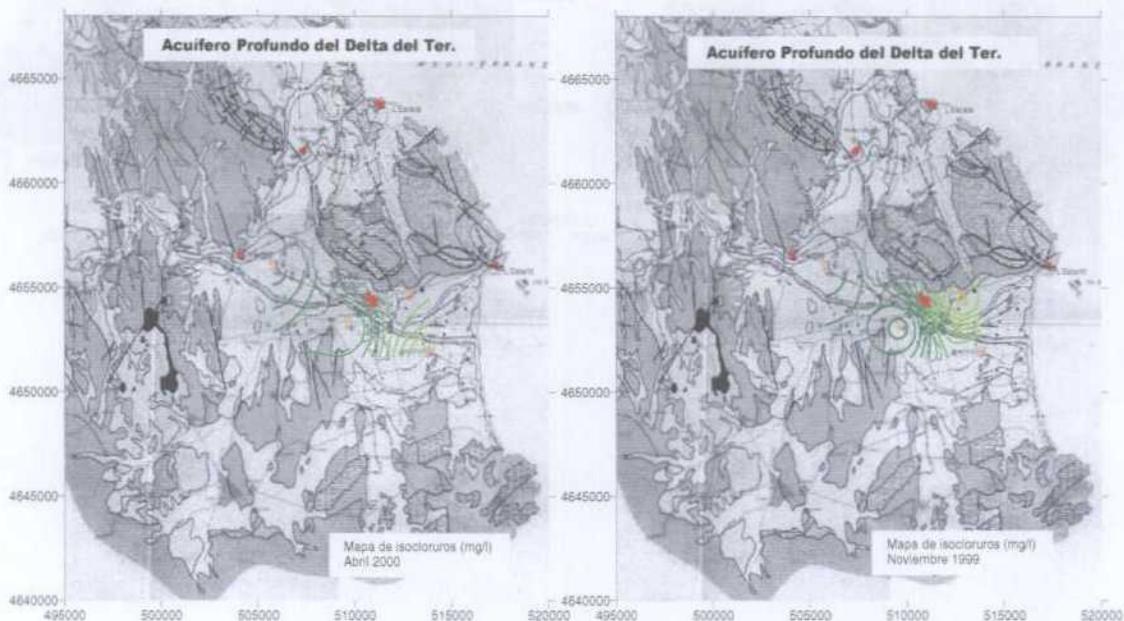


Acuífero profundo

El acuífero profundo, presenta un contenido en cloruros notablemente inferior al presente en el acuífero superior. En los mapas de isocloruros correspondientes a abril de 2000 y noviembre de 1999 correspondientes a las redes del IGME, se observa una situación semejante, con contenidos de cloruros que oscilan entre los 190 mg/l en los puntos más próximos a la costa y los 55 mg/l en las proximidades de Verges. En principio las aguas del acuífero inferior presentan una calidad aceptable en cuanto al contenido de cloruros, aunque se detecta un ligero aumento de la salinidad en los puntos más cercanos a la costa que podrían indicar la presencia de un ligero fenómeno de intrusión marina.



En los mapas de evolución de cloruros a corto y medio plazo (1 y 4 años) se observa un ligero empeoramiento de la situación con un incremento de la concentración de cloruros a medio plazo. Sin embargo a corto plazo se observa una recuperación importante en algún punto cercano a Torroella de Montgrí.

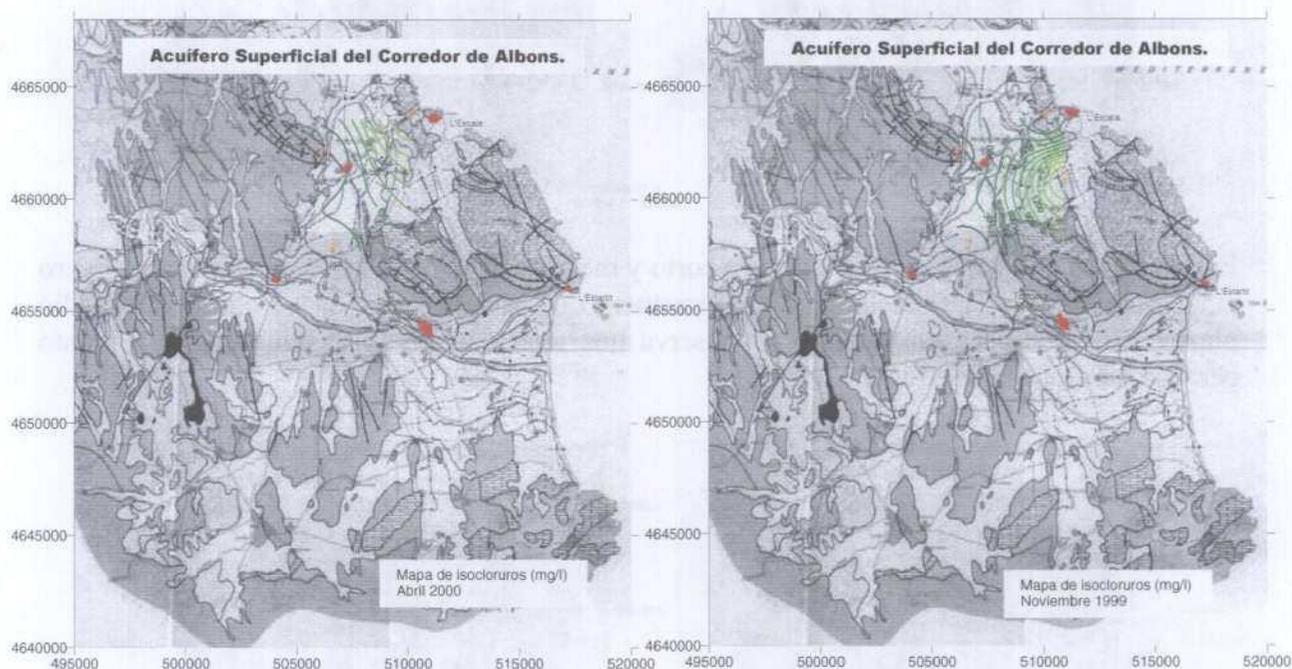


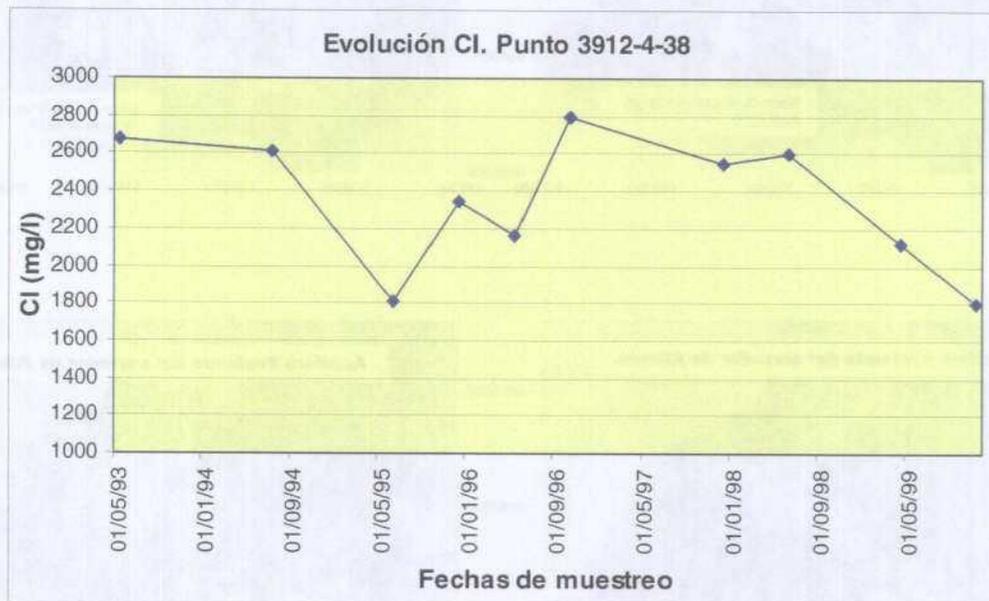
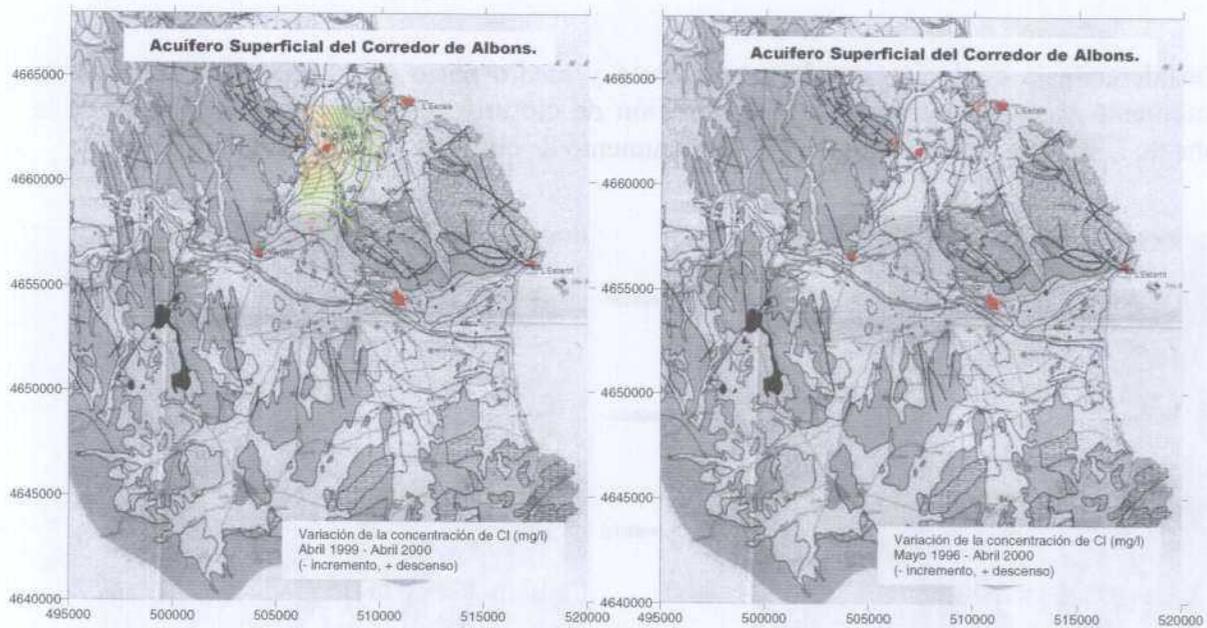
Acuífero del Corredor de Albons

Acuífero Superficial

En el mapa de isocloruros correspondiente a noviembre de 1999, destaca el punto 3912-4-38 situado a 1 km de la costa, del que no se tienen datos en abril de 2000, con un contenido en cloruros de 1800 mg/l, esto no ocurre con el punto más costero, en la localidad de L'Escala, que presenta un valor de 163 mg/l. La zona en la que se detecta este fenómeno coincide con aquella en la que se revelaba una depresión del nivel piezométrico, lo que hace pensar en una posible contaminación marina. En los mapas de isocloruros correspondientes a abril de 2000 y noviembre de 1999 correspondientes a las redes del IGME, se observa una situación semejante en los puntos analizados en ambas campañas, con contenidos de cloruros que oscilan entre los 90 mg/l y los 190 mg/l.

Considerando la evolución de cloruros a corto y medio plazo (1 y 4 años) se observa un ligero incremento de la concentración de cloruros. Sin embargo, viendo la evolución del punto 3912-4-38, donde se detectaba un alto contenido en cloruros, se observa un descenso del contenido en cloruros.

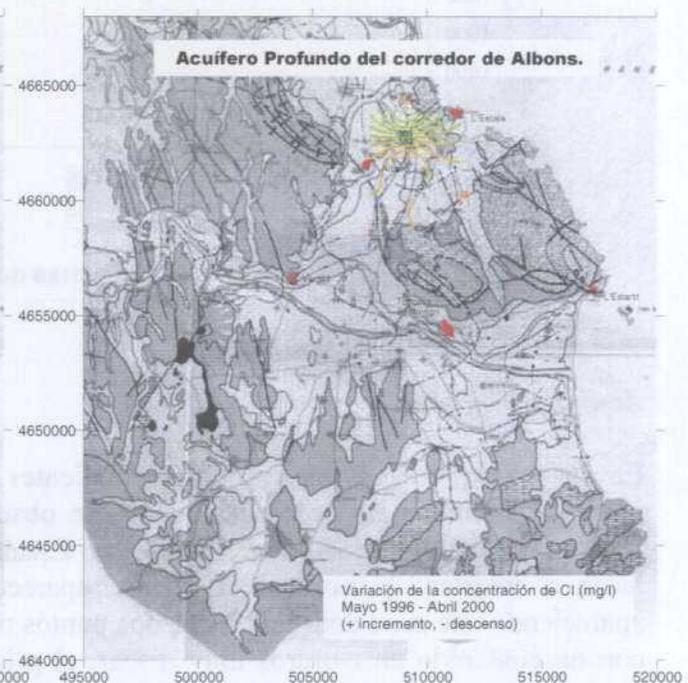
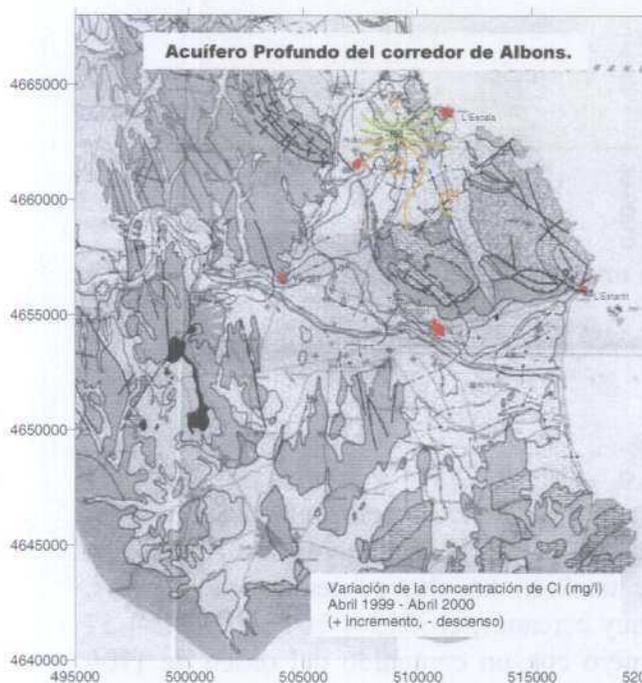
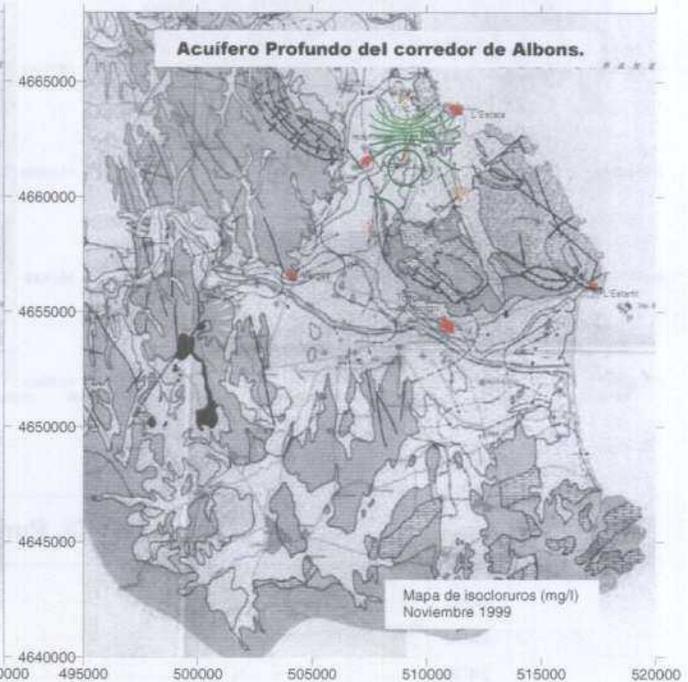
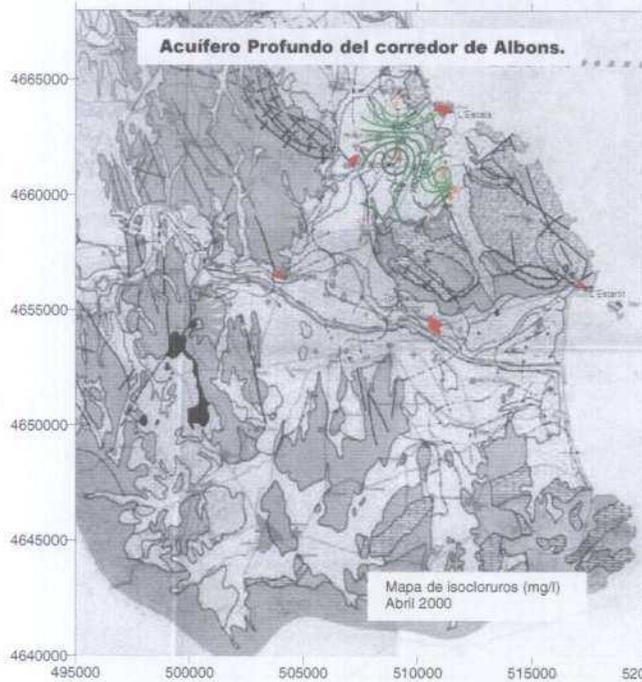




Acuífero Profundo

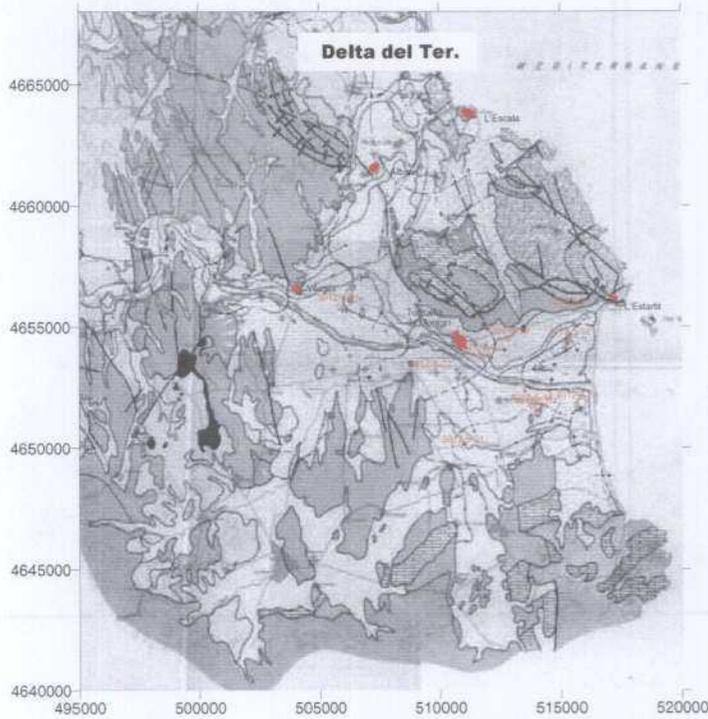
En los mapas de isocloruros correspondientes a abril de 2000 y noviembre de 1999 correspondientes a las redes del IGME, se observa una situación semejante. Los cloruros presentan unos elevados valores junto a L'Escala (1900 mg/l), disminuyendo su presencia hacia el interior. Al norte de L'Escala, aparece también un alto contenido en cloruros, apareciendo una zona conflictiva con dos puntos muy cercanos, el 3912-4-104 y el 3912-4-57 con un contenido en cloruros muy dispar, el primero con un contenido del orden de 1100 mg/l, y el segundo con un contenido del orden de 400 mg/l, esta disparidad de valores, también se daba en la piezometría, lo que viene a confirmar que explotan distintas formaciones dentro del acuífero. Queda patente la influencia de las calizas del macizo de Montgrí, ya que la salinidad resulta tan elevada en algunas zonas del interior como en la misma costa.

Considerando la evolución de cloruros a corto y medio plazo (1 y 4 años) se observa un incremento bastante fuerte de la concentración de cloruros, especialmente acentuado en la zona de L'Escala, donde respecto a 1996 el aumento de cloruros asciende a 980 mg/l.



5.2.4 Caracterización de facies hidroquímicas

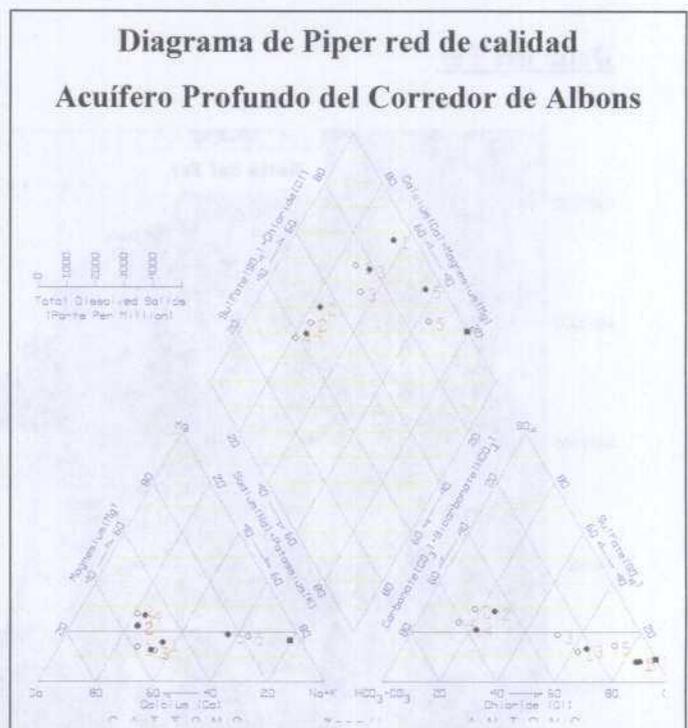
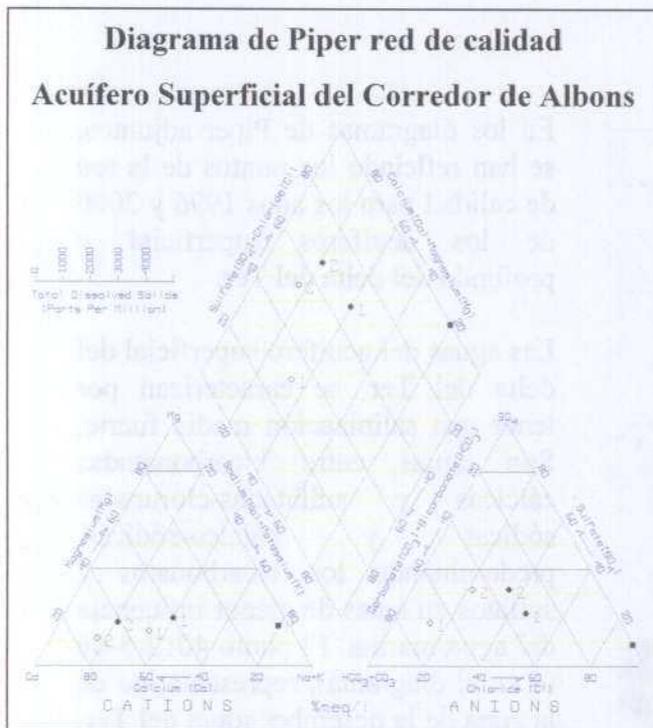
Delta del Ter



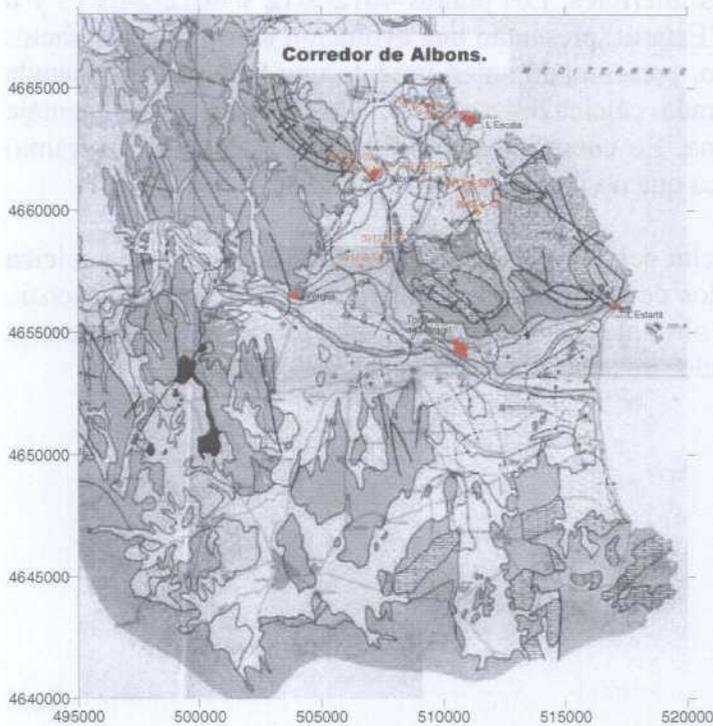
En los diagramas de Piper adjuntos, se han reflejado los puntos de la red de calidad para los años 1996 y 2000 de los acuíferos superficial y profundo del delta del Ter.

Las aguas del acuífero superficial del delta del Ter, se caracterizan por tener una salinización media fuerte. Son aguas entre bicarbonatadas cálcicas y sulfatadas-cloruradas sódicas y cálcico-sódicas, predominando los bicarbonatos y sulfatos en áreas de menor influencia del agua marina. El punto 4012-5-06 (4 en el diagrama), representativo de la zona de la desembocadura del Ter, presenta una facies clorurado sódica, que indica el estado avanzado de la intrusión marina en este sector. Los puntos 3912-8-21 y 4012-5-04 (2 y 3 en el diagrama) situados en la margen derecha del río Ter muestran una facies sulfatada-clorurada sódica que puede ser indicativo del progresivo avance de la intrusión hacia zonas más interiores. Los puntos 4012-5-12 y 4012-5-09 (5 y 6 en el diagrama), en las cercanías de L'Estartit, presentan una evolución tendente a una facies de tipo clorurado sódico y calcosódico, presentando anteriormente una facies bicarbonatada cálcica el primero y sulfatada-clorurada cálcica el segundo, que revelan un porcentaje creciente del agua de mar en esta zona. En cuanto al punto 3912-8-22 (1 en el diagrama) presenta una facies bicarbonatada sódica que no revela intrusión marina.

Las aguas del acuífero profundo del delta del Ter presentan una facies bicarbonatada cálcica en todos sus puntos, en los dos periodos de comparación, que parecen mostrar una ausencia de fenómenos de intrusión marina, no obstante, ya se mencionó anteriormente que se detecta un ligero incremento del contenido en cloruros hacia la costa.



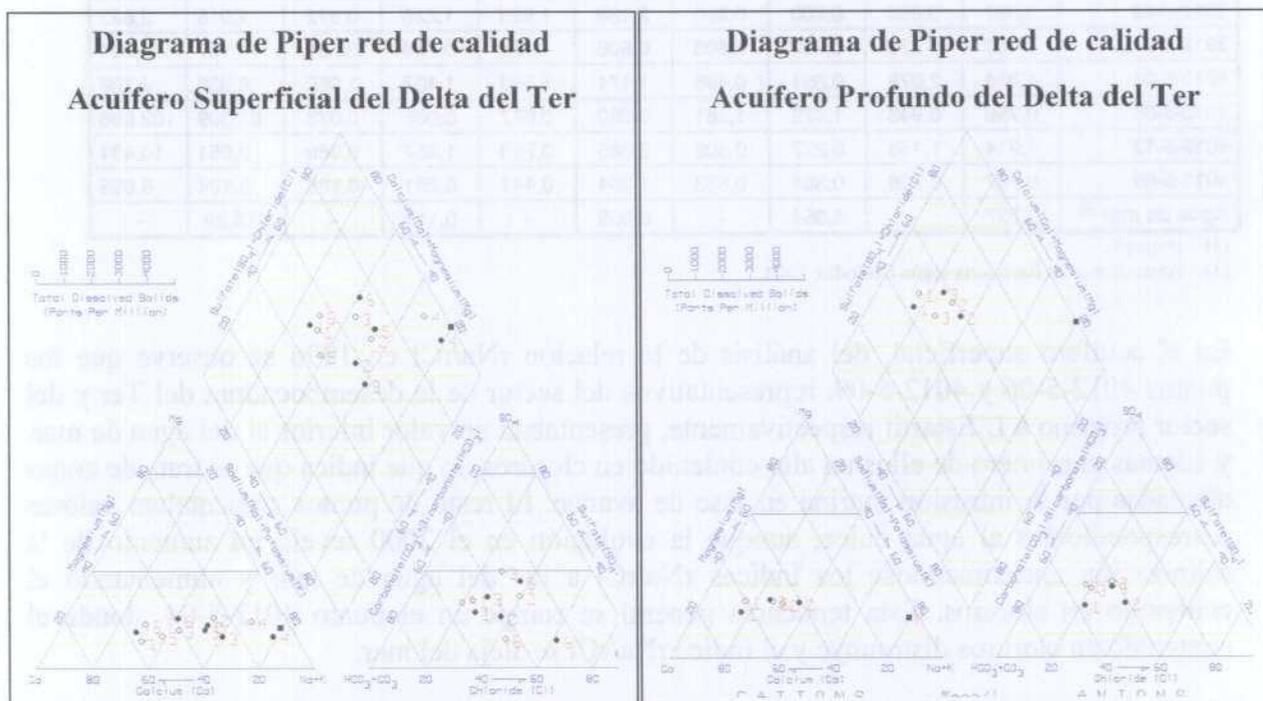
Corredor de Albons



En los diagramas de Piper adjuntos, se han reflejado los puntos de la red de calidad para los años 1996 y 2000 de los acuíferos superficial y profundo del Corredor de Albons.

Las aguas del acuífero superficial del Corredor de Albons, son de una mineralización fuerte, siendo la facies predominante la bicarbonatada cálcica, y tiende a evolucionar hacia la costa a cloruradas sódicas, produciéndose una mezcla de iones. Esto se aprecia en el punto 3912-4-36 (1 en el diagrama), situado cerca de L'Escala, donde se registra una clara tendencia evolutiva de bicarbonatada sódica en 1996 a clorurada sódica en el 2000. En la red de calidad se ha producido la sustitución del punto

3912-4-33 por el punto 3912-4-103, se ha considerado su evolución conjunta en el diagrama de Piper (punto 2). Se aprecia una ligera tendencia evolutiva en la zona, de facies bicarbonatada cálcica a clorurada cálcica.



Las aguas del acuífero profundo del Corredor de Albons, se caracterizan por presentar unas facies bicarbonatadas cálcicas, que cambian hacia la costa a cloruradas sódicas, presentando mezclas iónicas intermedias. En el punto 3912-4-54 (punto 5 en el diagrama), situado en L'Escala cerca de la costa, se observa una facies clorurada sódica que se mantiene en el 2000, aunque aparece cierta tendencia evolutiva hacia cálcica. Los puntos situados en el interior del acuífero, presentan una facies bicarbonatada cálcica. Finalmente aparecen dos puntos conflictivos, 3912-4-104 y 3912-4-57 (puntos 1 y 3 en el diagrama) situados al norte de L'Escala, que estando muy próximos entre sí, presentaban valores de nivel piezométrico y contenido en cloruros muy distintos entre sí. Ambos puntos presentan una facies clorurada cálcica, aumentando en ambos el contenido en cloruros de 1996 al 2000, detectándose en el punto 3912-4-104 una suave evolución a sódica, aunque ambos siguen presentando una facies clorurada cálcica en el 2000.

5.2.5 Análisis de relaciones iónicas

Delta del Ter

En las tablas adjuntas se reflejan los valores de las relaciones iónicas más significativas para los puntos de la red de calidad del IGME controlados en 1996 y 2000 en los acuíferos superficial y profundo del delta del Ter.

Tabla 3: Relaciones iónicas en los puntos del Acuífero Superficial del Delta del Ter

	rNa/rCl		rMg/rCa		rHCO ₃ /rCl		rSO ₄ /rCl		rCl	
	Mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00
3912-8-22	1,384	0,962	0,200	0,266	2,138	1,926	1,226	0,872	1,918	2,623
3912-8-21	1,422	1,538	0,805	0,605	0,808	1,156	0,758	0,581	11,167	9,024
4012-5-04	1,334	2,078	0,391	0,496	1,171	1,560	1,437	1,060	6,035	4,709
4012-5-06	0,756	0,943	1,478	1,581	0,090	0,077	0,066	0,073	63,309	102,986
4012-5-12	1,214	1,155	0,277	0,502	2,685	0,780	1,357	0,989	2,651	10,434
4012-5-09	0,707	0,726	0,351	0,533	1,054	0,441	0,281	0,188	5,104	6,655
Agua de mar ⁽²⁾	0,837	-	4,354	-	0,005	-	0,111	-	613,29	-

(3) r=meq/l

(4) Agua de mar en Barcelona según Custodio, 1970.

En el acuífero superficial, del análisis de la relación rNa/rCl en 1996 se observa que los puntos 4012-5-06 y 4012-5-09, representativos del sector de la desembocadura del Ter y del sector próximo a L'Estartit respectivamente, presentaban un valor inferior al del agua de mar, y además el primero de ellos un alto contenido en cloruros, lo que indica que se trata de zonas afectadas por la intrusión marina en fase de avance. El resto de puntos presentaban valores correspondientes al agua dulce, aunque la evolución en el 2000 revela un aumento de la salinización aproximándose los índices rNa/rCl a los del agua de mar y aumentando el contenido en cloruros. Esta tendencia general se rompe en el punto 4012-5-04, donde el contenido en cloruros disminuye y el índice rNa/rCl se aleja del mar.

Los iones rHCO₃/rCl y rSO₄/rCl presentan una misma tendencia, siendo los valores correspondientes a los puntos 4012-5-06 y 4012-5-09, los que más se aproximan a los del agua de mar, confirmando el desarrollo en estos sectores de la intrusión marina.

Tabla 4: Relaciones iónicas en los puntos del Acuífero Profundo del Delta del Ter

	rNa/rCl		rMg/rCa		rHCO ₃ /rCl		rSO ₄ /rCl		rCl	
	Mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	Mayo-96	abril-00
3912-8-25	0,926	0,794	0,398	0,300	2,937	2,634	1,715	1,009	1,128	1,918
4012-5-29	1,127	1,100	0,484	0,565	1,578	1,159	1,193	0,634	3,243	4,230
3912-8-02	1,208	0,891	0,472	0,477	2,501	1,544	1,413	1,065	2,341	2,538
Agua de mar ⁽²⁾	0,837	-	4,354	-	0,005	-	0,111	-	613,290	-

(1) r=meq/l

(2) Agua de mar en Barcelona según Custodio, 1970.

En el acuífero profundo del delta del Ter, del análisis de la relación rNa/rCl en 1996 se observa que todos los puntos presentan un valor superior al del agua de mar, siendo el valor del punto 3912-8-25, curiosamente el punto más interior de todos ellos, el que presenta un valor más cercano, aunque correspondiendo todos los valores al agua dulce. La evolución en el 2000 presenta un aumento en la salinización, aproximándose los índices rNa/rCl a los del agua de mar y aumentando el contenido en cloruros. Además, el punto 3912-8-25 antes mencionado presenta un índice rNa/rCl inferior al del mar, que podría estar indicando presencia de intrusión marina, hipótesis rechazada dado que el ion rMg/rCa no sigue esa tendencia y además este punto es uno de los más interiores del acuífero, luego este hecho ha

de corresponder a otras circunstancias ajenas a la intrusión marina, posiblemente a la comunicación del aluvial con las calizas del macizo de Montgrí.

Corredor de Albons

En las tablas adjuntas se reflejan los valores de las relaciones iónicas más significativas para los puntos de la red de calidad del IGME controlados en 1996 y 2000 en los acuíferos superficial y profundo del corredor de Albons.

Tabla 5: Relaciones iónicas en los puntos del Acuífero Superficial del Corredor de Albons

	rNa/rCl		rMg/rCa		rHCO ₃ /rCl		rSO ₄ /rCl		rCl	
	Mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	Mayo-96	abril-00
3912-4-36	2,248	0,869	0,279	0,491	5,168	0,710	1,349	0,477	0,987	5,358
3912-8-54	-	1,016	-	0,357	-	2,118	-	1,037	-	3,469
3912-4-38*	0,853	0,835	1,424	1,326	0,058	0,059	0,104	-	66,270	50,873
3912-4-33/ 3912-4-103	0,894	0,672	0,161	0,295	2,154	0,959	1,458	0,908	2,482	3,299
Agua de mar ⁽²⁾	0,837	-	4,354	-	0,005	-	0,111	-	613,290	-

(1) r=meq/l

(2) Agua de mar en Barcelona según Custodio, 1970.

* Datos de diciembre de 1995 y noviembre de 1999.

En el acuífero superficial, del análisis de la evolución del índice rNa/rCl se observa que el punto 3912-4-36, situado cerca de la costa en L'Escala presenta un valor similar al del agua de mar, presentando una tendencia similar en el resto de los índices que confirma el desarrollo de la intrusión marina en este sector. Se presenta una elevación del índice rMg/rCa y una fuerte disminución del índice rHCO₃/rCl, todo ello acompañado de un aumento en el contenido de cloruros. Analizando el rNa/rCl del punto 3912-4-38, situado al norte de L'Escala, este presenta un valor muy similar al del mar, sin embargo no viene acompañado de una evolución en el mismo sentido del índice rMg/rCa. El índice rHCO₃/rCl permanece prácticamente constante y desciende el contenido de cloruros, lo que hace pensar en un origen de la contaminación salina al de la intrusión marina, pudiendo obedecer a un problema de salinidad congénita en los sedimentos.

Tabla 6: Relaciones iónicas en los puntos del Acuífero Profundo del Corredor de Albons

	rNa/rCl		rMg/rCa		rHCO ₃ /rCl		rSO ₄ /rCl		rCl	
	Mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	Mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00	mayo-96	abril-00
3912-4-104	0,545	0,471	0,243	0,328	0,415	0,090	0,196	0,096	13,564	32,712
3912-4-34	1,178	0,931	0,422	0,413	2,982	1,865	1,636	1,132	1,551	1,636
3912-4-57	0,522	0,419	0,237	0,238	0,575	0,340	0,369	0,208	7,332	11,421
3912-8-05	1,406	1,050	0,529	0,542	4,242	2,549	1,649	0,942	0,959	1,325
3912-4-54	0,896	0,629	1,046	0,783	0,160	0,074	0,199	0,096	29,610	54,426
Agua de mar ⁽²⁾	0,837	-	4,354	-	0,005	-	0,111	-	613,290	-

(1) r=meq/l

(2) Agua de mar en Barcelona según Custodio, 1970.

En el acuífero profundo, el análisis de la evolución del índice rNa/rCl en el punto 3912-4-54 situado en L'Escala presenta un valor similar al del agua de mar, presentando un valor notablemente inferior en el año 2000. Esto viene acompañado por fuerte descenso del índice

$r\text{HCO}_3/r\text{Cl}$ además de un aumento significativo del índice $r\text{Cl}$. Esto indica una posible contaminación por intrusión marina en fase de avance en ese sector.

En los puntos situados más al interior como el 3912-4-34 y el 3912-8-05 los índices muestran también un aumento de la salinización aunque siguen presentando valores correspondientes al agua dulce.

En el acuífero profundo del corredor de Albons existen dos puntos conflictivos ya mencionados en apartados anteriores con valores muy distintos de nivel piezométrico y cloruros, aun estando situados muy próximos; el 3912-4-104 y el 3912-4-57. En este último punto, el valor de los índices no arroja mucha luz acerca de una posible contaminación por intrusión marina, siendo posible que su alta salinidad esté relacionada con contaminación por abonado, al presentar nitratos y cloruros una evolución similar. Respecto al punto 3912-4-104, se vio en apartados anteriores la coincidencia de una fuerte depresión piezométrica y una concentración de cloruros significativa. Se produce una disminución del índice $r\text{Na}/r\text{Cl}$ por debajo del valor del agua de mar, así como un descenso muy rápido del índice $r\text{HCO}_3/r\text{Cl}$ además de aumentar el índice $r\text{Cl}$ muy significativamente. Todo esto podría estar indicando un fenómeno de intrusión marina, aunque dadas las contradicciones que se dan en esta zona no es posible asegurarlo y se podría tratar de una salinidad congénita a los sedimentos.

5.2.6 Diagnóstico del estado actual del acuífero

El Bajo Ter, presenta en general un agua con una mineralización fuerte de calidad regular. En lo referente a la intrusión marina, hay que destacar algunas zonas especialmente afectadas, como la zona de la desembocadura del Ter y cerca de L'Estartit, donde el acuífero superficial muestra unos contenidos en cloruros de hasta 3600 mg/l en el acuífero superficial. Esta situación muestra un empeoramiento general, con un aumento bastante acelerado de la concentración en cloruros. Esta situación, se debe principalmente a las extracciones puntuales muy fuertes para abastecimiento. Otra zona en la que se detecta la presencia de intrusión salina corresponde a L'Escala, en el Corredor de Albons, con contenidos en cloruros de hasta 1900 mg/l en el acuífero profundo.

En el resto de la unidad, en el interior, aparecen zonas que presentan contenidos anormalmente altos de cloruros, como la zona situada al norte de L'Escala en el Corredor de Albons con contenidos en cloruros de hasta 1900 mg/l, presente tanto en el acuífero superficial como en el profundo. No está claro que esta situación se deba a la intrusión marina, más bien parece causa de la salinidad congénita de los sedimentos adyacentes a los sedimentos acuíferos (los materiales salinos de facies Keuper debajo de la escama de Montgrí podrían dar algunos contenidos anormalmente altos). La explotación de las captaciones acarrea un lavado de los sedimentos provocando la salinización.

Fuera de las zonas mencionadas, en el resto del acuífero no se observa afección importante de la intrusión marina, aunque el estudio de la evolución de cloruros desde mayo de 1996 a abril de 2000 se aprecia un incremento general del contenido en este parámetro.

El análisis de las relaciones iónicas reafirma estas deducciones, mostrando la influencia del agua marina en los sectores antes citados en los que se apreciaba intrusión, aunque no se muestra concluyente en lo referente a la presencia de zonas interiores con un anómalo

contenido en cloruros y puntos de la red muy próximos que ofrecen datos muy distintos en cuanto piezometría y calidad (sector al norte de L'Escala en el corredor de Albons). La ampliación de la red de calidad, permitiría realizar un estudio más detallado de la distribución espacial de la afección y determinar el origen de los cloruros de determinadas zonas del interior.

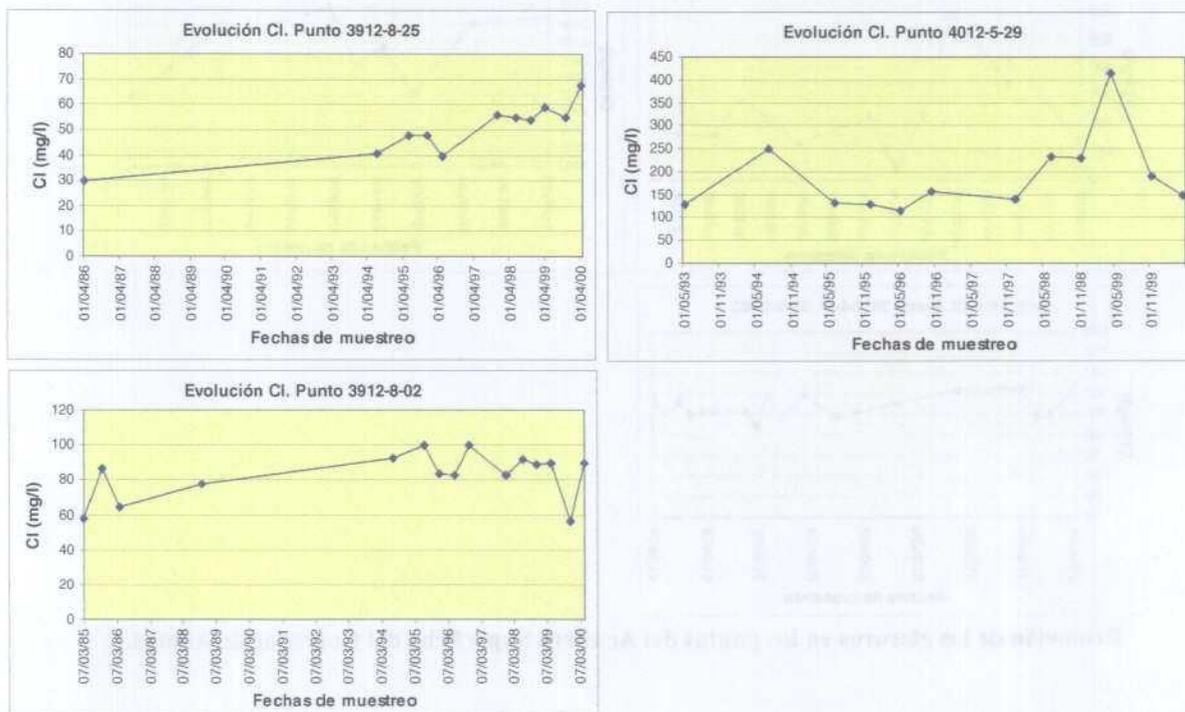
5.2.7 Evolución previsible y posibles actuaciones

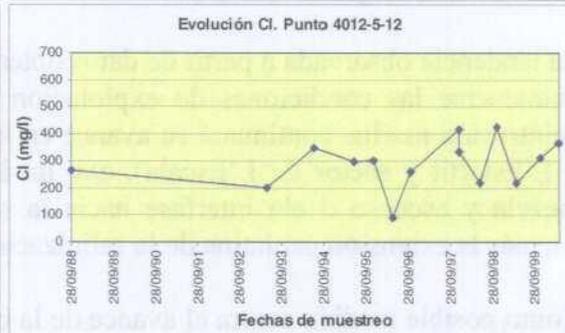
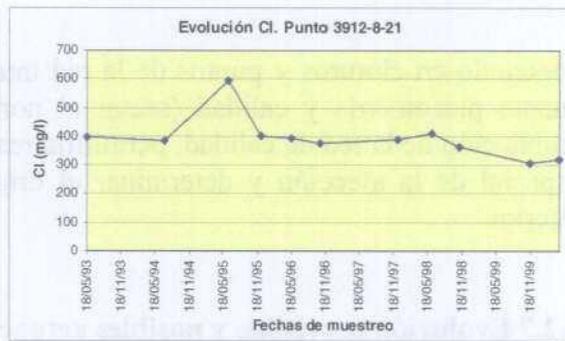
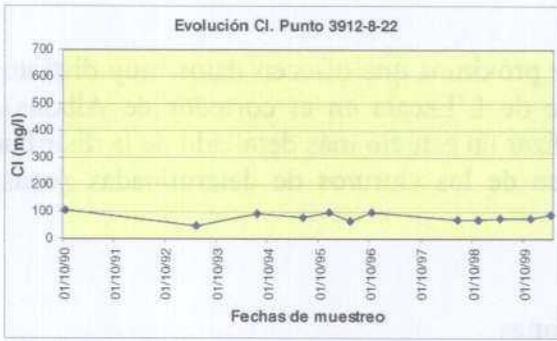
La tendencia observada a partir de datos obtenidos en las redes de control hacen pensar que de mantenerse las condiciones de explotación actuales de las aguas subterráneas el proceso de intrusión marina continuará su avance en los sectores afectados (desembocadura del río Ter y L'Estartit y sector de L'Escala), con un incremento de la fracción de agua salada en la mezcla y ascenso de la interfase hacia la superficie de agua libre. Este avance implicará además la extensión paulatina de la salinización hacia las zonas adyacentes.

Como posible medida contra el avance de la intrusión, sería deseable limitar drásticamente las extracciones en zonas próximas al mar y realizar una adecuada explotación de las aguas subterráneas. Esto se puede conseguir estableciendo una redistribución de las captaciones de agua subterránea hacia zonas del interior menos afectadas y combinando mediante una estrategia de uso conjunto los recursos hídricos superficiales y subterráneos de cara a conseguir una mayor garantía de la demanda.

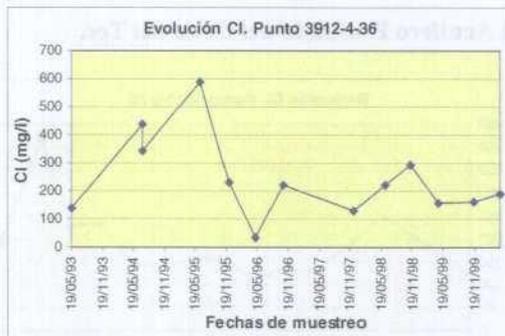
Los efectos de la redistribución de las captaciones o su uso más limitado puede ser simulado previamente con un modelo matemático de flujo y transporte, con objeto de determinar los emplazamientos adecuados para las nuevas captaciones y sus efectos en la evolución de la calidad en el acuífero.

Evolución de los cloruros en los puntos del Acuífero Profundo del Delta del Ter.

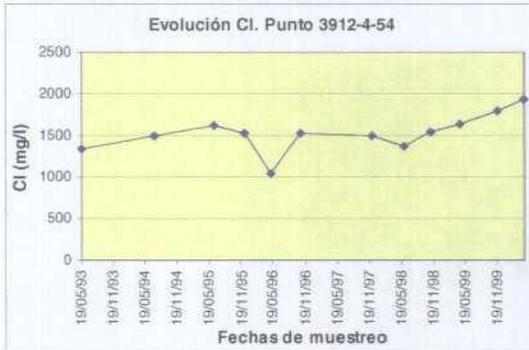
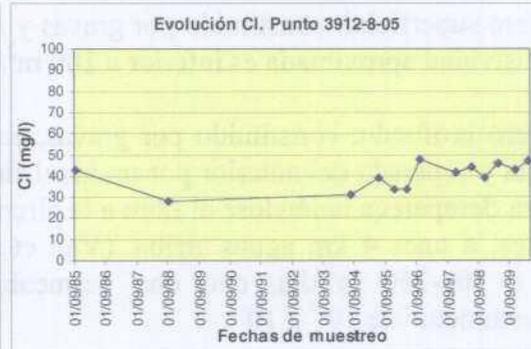
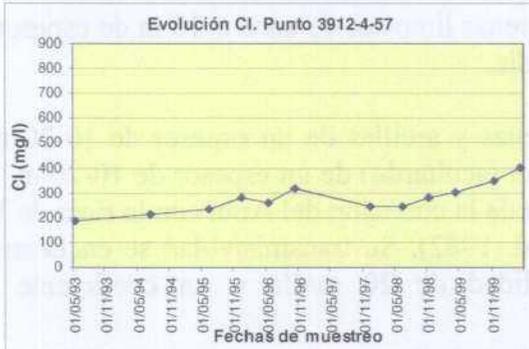




Evolución de los cloruros en los puntos del Acuífero Superficial del Delta del Ter.



Evolución de los cloruros en los puntos del Acuífero Superficial del Corredor de Albons.



Evolución de los cloruros en los puntos del Acuífero Profundo del Corredor de Albons.

5.3 UNIDAD HIDROGEOLOGICA 10.10 RIERA DE AUBI

5.3.1 Características hidrogeológicas

Es un pequeño acuífero aluvial desarrollado en la depresión tectónica que separa el macizo de Begur del conjunto de Les Gavarres, denominado corredor de Palafrugell, por el que discurre la riera de Aubí, rodeado de materiales graníticos y paleozoicos (figura 1).

Como formaciones acuíferas se diferencian de techo a base:

-Acuífero superficial: constituido por gravas y arenas limosas, de unos 6-10 m de espesor. Su transmisividad aproximada es inferior a $100 \text{ m}^2/\text{día}$.

-Acuífero profundo: constituido por gravas, arenas y arcillas de un espesor de 10-20 m de potencia y separada del anterior por un nivel fino (acuitardo) de un espesor de 10-20 m. Este acuífero desaparece uniéndose al libre a la altura de la conexión del Aubí con la riera de Vall-Llóbrega, a unos 4 km aguas arriba. (Vall et al, 1982). Su transmisividad se encuentra en torno a $100\text{-}350 \text{ m}^2/\text{día}$, con una permeabilidad de $20 \text{ m}/\text{día}$ y un coeficiente de almacenamiento de 10^{-4} a 10^{-3} .

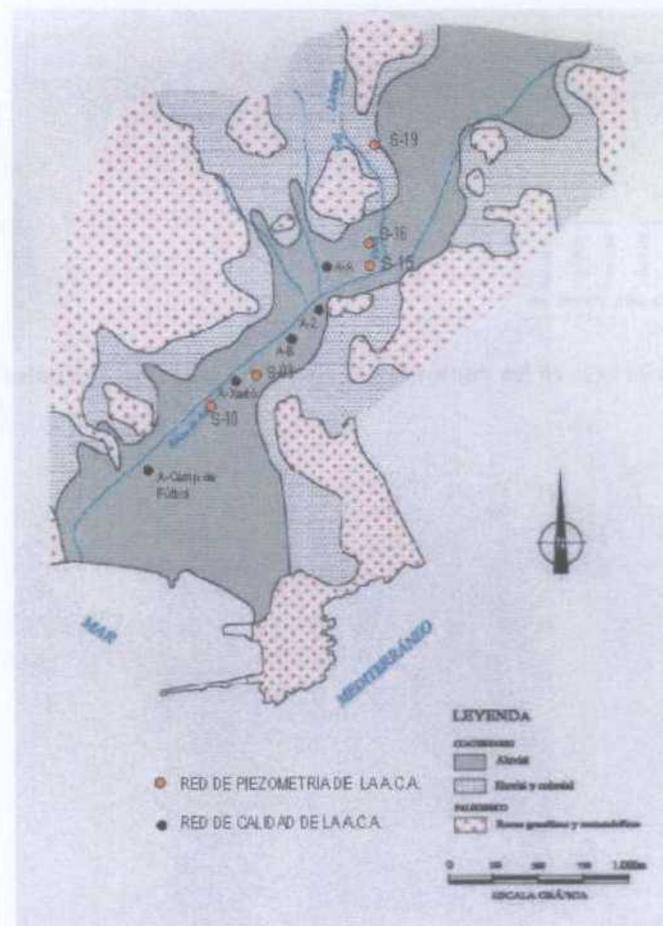


Figura 1.- Mapa hidrogeológico del acuífero de la riera de Aubí; situación de los puntos de la red de piezometría y calidad de la Agència Catalana de l'aigüa (A.C.A.).

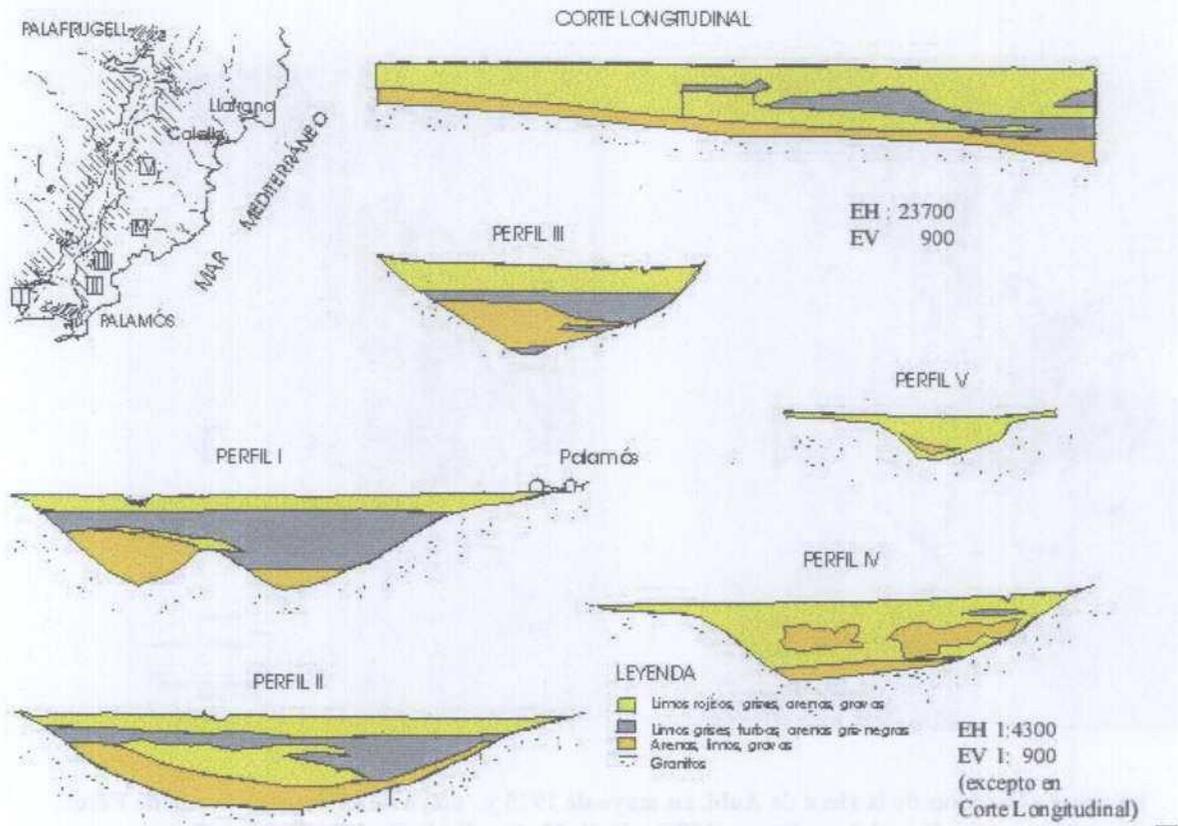


Figura 2.- Perfiles geológicos del acuífero detrítico de Aubí (MODIFICADO DE Vall et al, 1982).

5.3.2 Evolución piezométrica

En mayo de 1975 el acuífero profundo presentaba cotas inferiores al nivel del mar (-4 m.s. n.m.) a unos 1.300 m de la costa, en las captaciones de abastecimiento a Palamós, pudiendo crear una fuerte depresión que favoreciera el avance de la intrusión. A partir de 1980 las extracciones disminuyen. En mayo de 1982 la isopieza de 0 m s.n.m. entraba 2 km al interior, aunque los valores negativos no alcanzan 0,5 m, sin embargo a unos 2 km aguas arriba, otro sondeo de abastecimiento si presentaba una cota negativa, de - 1 m.s.n.m (figura 3).

La Agència Catalana de l'Aigua (A.C.A.) dispone de una red de control de piezometría, constituida por 5 puntos (tabla 1, figura 1).

PUNTOS	X (UTM)	Y (UTM)	Z (m s.n.m.)	ACUÍFERO
S-03	510700	4634350	10	Profundo
S-10	510500	4634320	8	Profundo
S-15	511000	4635150	18	Profundo
S-16	511050	4635200	20	Superficial
S-19	511400	4635750	20	

Tabla 1.- Puntos de la red de control de piezometría de ACA.

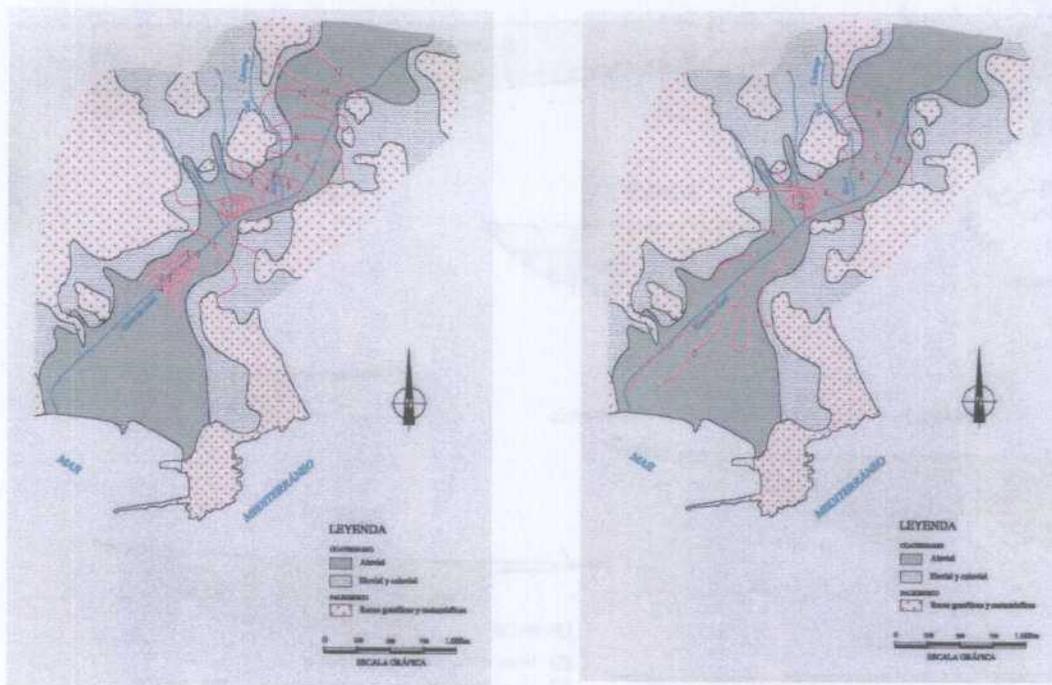


Figura 3 - Isopiezas de la riera de Aubí, en mayo de 1975 y mayo de 1982 (modificado de Pérez, Casteleiro y Lopez (1975) y Vall, Muñoz, De Felippi (1982)).

La evolución piezométrica de los puntos S-03, S-10 y S-15 (acuífero profundo), es similar (figura 4), con un ascenso en invierno del año 1991-92 y un progresivo descenso hasta febrero de 2001. No se conoce con exactitud el número de rejillas de los piezómetros y es posible que capten ambos acuíferos. Las recuperaciones de nivel son bruscas, produciéndose principalmente en los meses de diciembre y enero. Posteriormente descienden suavemente hasta los mínimos que se producen en agosto y septiembre. Estos bruscos ascensos y descensos son más evidentes en el S-15. En estos tres piezómetros la cota más baja alcanzada en el periodo de enero de 1984-febrero de 2001 para el acuífero profundo fue de $-3,82$ m s.n.m. (agosto de 1985; S-10) y la más alta fue de $16,72$ m s.n.m. (noviembre de 1994, S-15).

Punto	Y (m)	X (m)	Z (m)
S-03	46.130	46.130	16
S-10	46.130	46.130	16
S-15	46.130	46.130	16

Evolución piezométrica

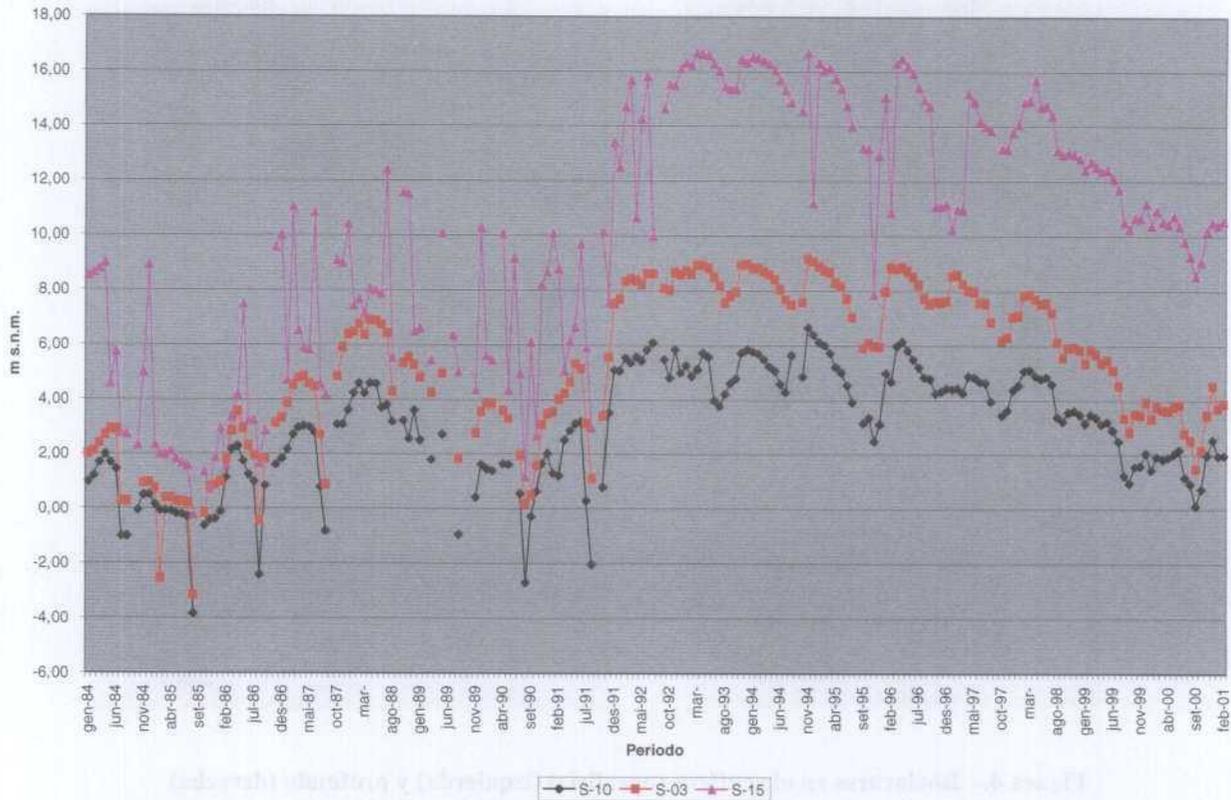


Figura 3- Evolución piezométrica de los piezómetros de la A.C.A. S-03, S-10 y S-15.

5.3.3 Evolución de la intrusión marina

Las aguas se han agrupado en dos facies, bicarbonatadas cálcicas, de origen continental y cloruradas sódicas, influenciadas por la contaminación marina (Vall et al, 1982).

La intrusión marina no existía en 1968. Sin embargo, la construcción de las captaciones de abastecimiento a Palamós a mediados de la década de 1970 y las fuertes extracciones entre 1976-1979, que alcanzaron los $1,1 \text{ hm}^3/\text{año}$, provocaron la contaminación marina (Vall et al, 1982). Así, en 1975, el acuífero profundo alcanzó 1000 mg/L de cloruros en la zona de confluencia con la riera de Bell-Lloc, a $1,5 \text{ km}$ de la línea de la costa; en mayo de 1982, tras una disminución del volumen extraído, las concentraciones a 2 km aguas adentro se encontraban entre $1000\text{-}5500 \text{ mg/L}$, mientras que para el acuífero superficial la concentración era más baja, con una isolínea de 300 mg/L a unos 400 m tierra adentro (Vall et al, 1982) (figura 4).

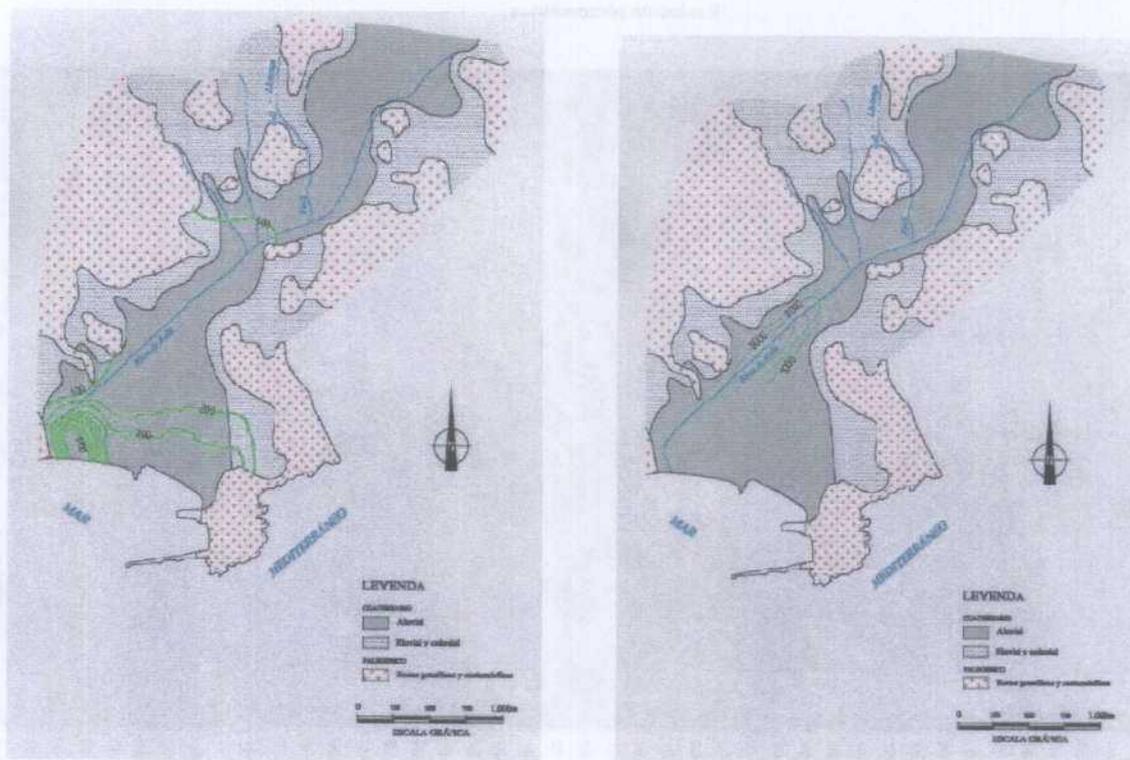


Figura 4.- Isocloruros en el acuífero superficial (izquierda) y profundo (derecha) en mayo de 1982 (modificado de Vall et al, 1982).

La Agència Catalana de l'Aigua (A.C.A.) dispone de una red de control de calidad, constituida por 5 puntos (tabla 2) (figura 1), realizando un análisis químico anual, desde 1996 a la actualidad.

PUNTOS	X (UTM)	Y (UTM)	Z (m s.n.m.)	PROFUNDIDAD(m)
A-A	511000	4635050	13	19
A-B	510700	4634400	9	19
A-2	511100	4634750	18	19
A-Xartó	510450	4634200	8	19
A-Camp de Fútbol	510100	4633700	9	21

Tabla 2 .- Puntos de la red de control de calidad de ACA.

Hacia el interior la mineralización disminuye. Para agosto de 2000 se observa un descenso en la conductividad de los puntos más próximos a la costa (A-Xartó y A-Camp de Fútbol), mientras los del interior se mantienen o bien se incrementan, como en el caso del A-A. En general la conductividad, sin influencia de la contaminación marina se encuentra entre 800-1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. (figura 5).

Los contenidos en cloruros, para el periodo octubre de 1996- agosto de 2000, se encuentran, para los puntos del interior, entre 84 y 193 mg/L, siendo el más elevado el "A-Camp de fútbol", más próximo a la costa, con unos contenidos entre 425-650 mg/L, si bien en agosto de 2000 disminuyeron hasta 400 mg/L.(figura 5). Este comportamiento es distinto a los puntos del interior, que se mantienen estables.

Los contenidos en cloruros y la conductividad para los puntos situados al interior, sin una influencia de contaminación marina, son considerablemente elevados, por lo que es posible otras influencias en su calidad química, desde vertidos procedentes del área de Palafrugell (Vall et al, 1982) a prácticas agrícolas. Atendiendo al gráfico de la evolución de nitratos, se observa que los contenidos se encuentran en torno a 16-44 mg/, siendo mayores en la captación situada más al interior ("A-A") con concentraciones crecientes de 36 a 40 mg/L.(figura 6).

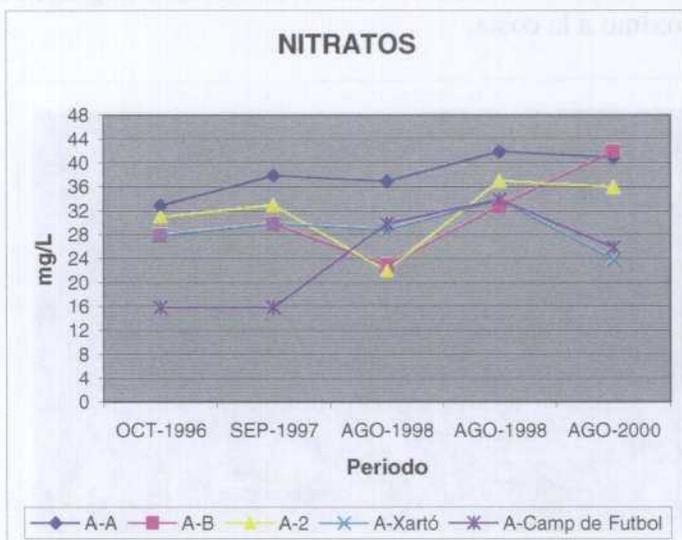


Figura 6.- Evolución del contenido en nitratos en el acuífero del Aubí.

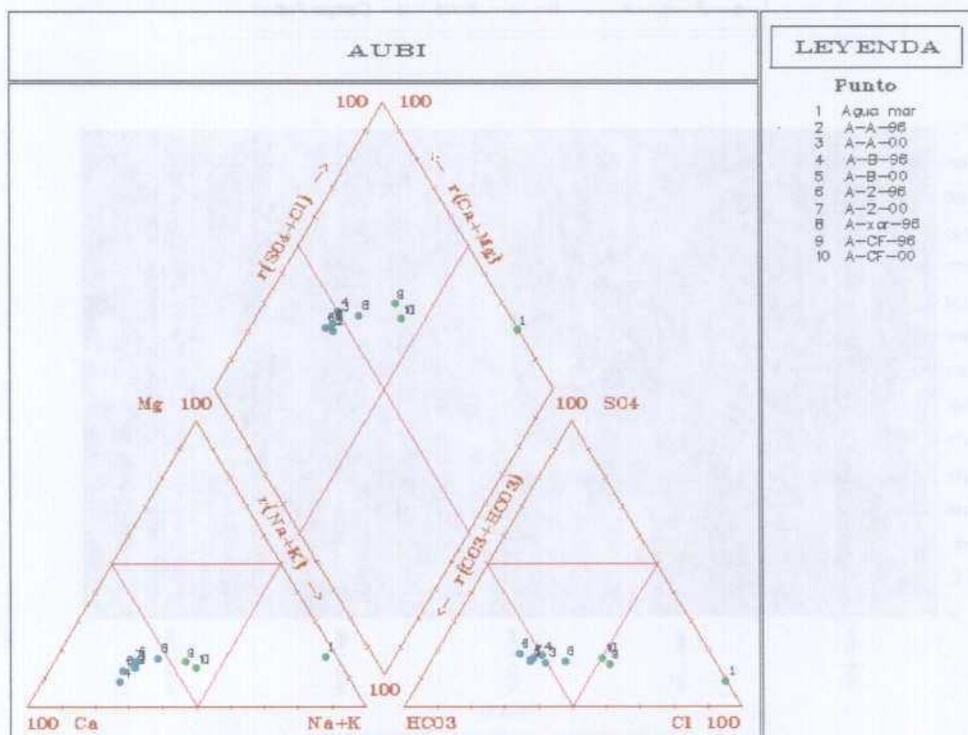


Figura 7.- Diagrama de Piper-Hill-Langelier de las aguas del acuífero aluvial del aubí para octubre de 1996 y agosto de 2000 (datos de ACA).

En el diagrama de Piper-Hil-Langelier (figura 7) se observa que se diferencia un grupo principal constituido por las aguas de los puntos "A-A", "A-B" y "A-2" y otros dos puntos, correspondientes a "A-Xartó" y "A-Campo de Futbol", que parecen situarse sobre una línea de mezcla con el agua de mar; esta posible mezcla es más evidente en el triángulo de los aniones. La facies predominante es la bicarbonatada cálcica, aunque las aguas con mayor contenido en cloruros evolucionan a cloruradas calcico-sódicas.

En la figura 8 se recoge la comparación entre contenido en cloruros (mg/L) en el que se aprecia un descenso en el más próximo a la costa.

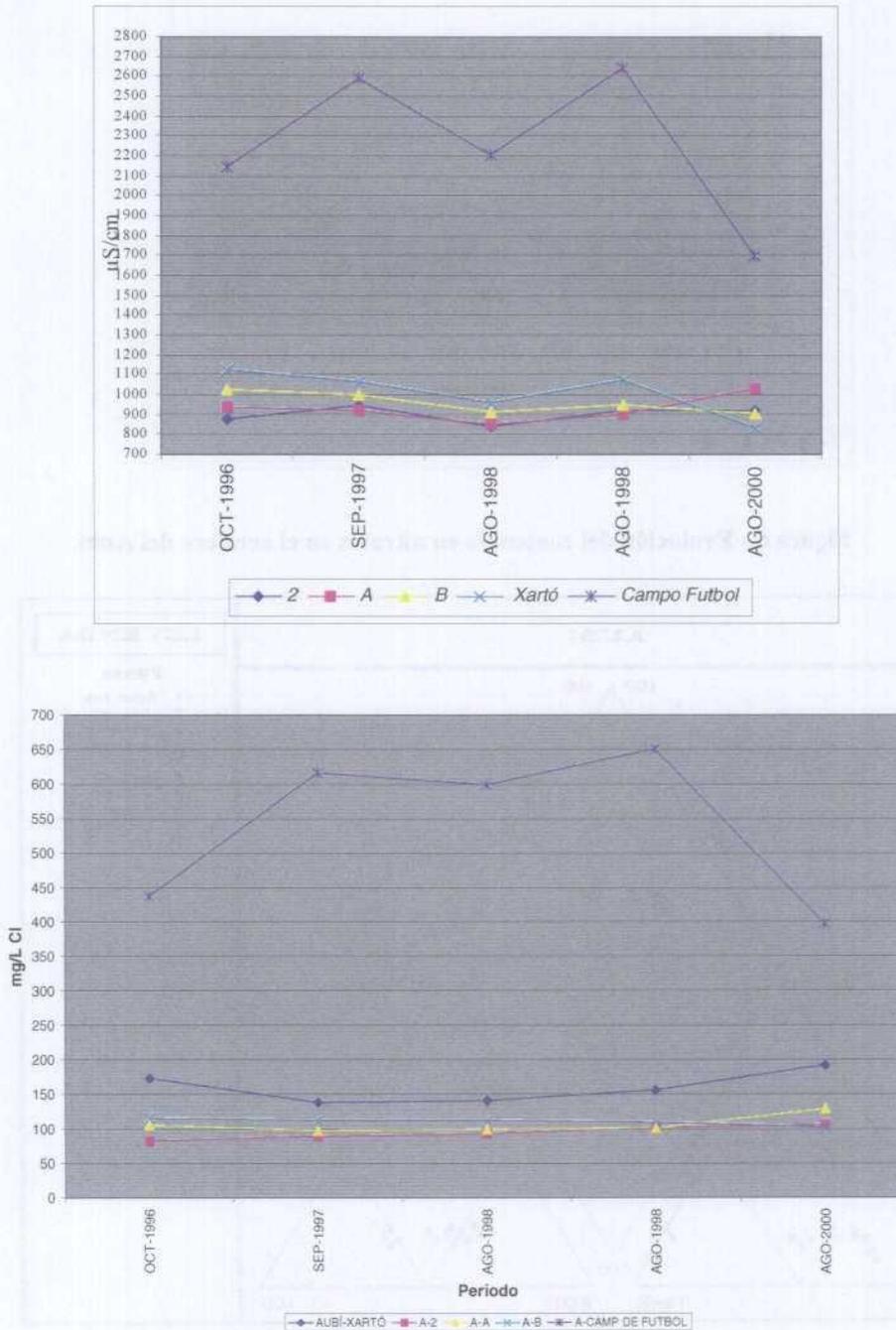


Figura 5.-Evolución de la conductividad y del contenido en cloruros, entre octubre de 1996 y agosto de 2000.

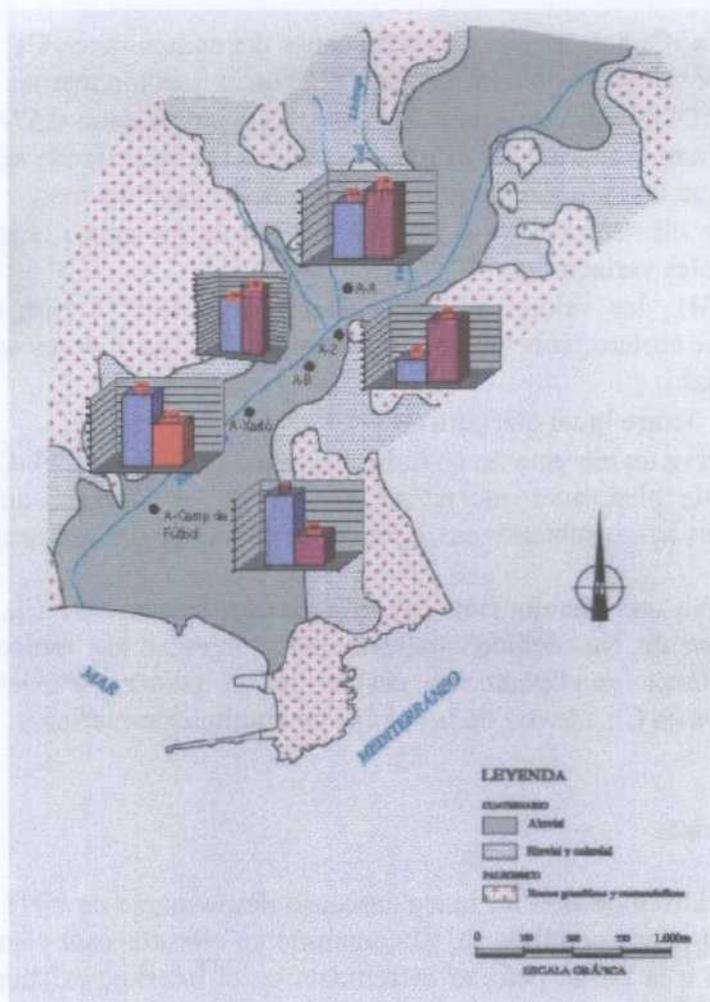


Figura 8 -Comparación de los contenidos en cloruros en octubre de 1996 y agosto de 2000 en los puntos del ACA (caja azul-octubre 1996; caja roja-agosto 2000).

5.3.4 Análisis de las relaciones iónicas

En la tabla 3 se muestran las relaciones iónicas más significativas, comparando las campañas de octubre de 1996 y agosto de 2000.

	rCa/rCl		rNa/rCl		rMg/rCa		rCl/rHCO ₃		rSO ₄ /rCl		rCl	
Agua mar	0,04		0,86		5,3		221		0,10		594	
Aubi	Oct-96	Ago-00	Oct-96	Ago-00	Oct-96	Ago-00	Oct-96	Ago-00	Oct-96	Ago-00	Oct-96	Ago-00
A-A	1,25	0,99	0,86	0,69	0,86	0,69	0,54	0,67	0,54	0,46	2,99	3,64
A-B	1,16	1,24	0,57	0,57	0,17	0,27	0,63	0,54	0,57	0,57	3,3	2,93
A-2	1,58	1,26	0,92	0,85	0,2	0,24	0,43	0,54	0,78	0,59	2,37	3,01
A-Xartó	0,72	0,46	0,72	0,64	0,33		0,88		0,41	0,35	4,9	5,44
A-C. Futbol	0,47	0,48	0,7	0,83	0,35	0,32	1,67	1,52	0,29	0,35	12,38	11,25

Tabla 3. Relaciones iónicas

Si se comparan entre sí las relaciones iónicas de octubre de 1996 y agosto de 2000 y también con las del agua de mar, se observa:

- La relación rCa/rCl parece mostrar un descenso del contenido en Ca, en los puntos del interior, alejados de la posible influencia de la contaminación marina.
- El índice rNa/rCl muestra un suave descenso, con valores entre 0,57-0,92 , excepto en el punto “A-Campo de Fútbol”, el más próximo a la costa, donde se incrementa. Los valores muestran una proporción muy similar a la del agua del mar.
- El rMg/rCa se encuentra entre 0,17-0,86, propio de las aguas continentales. No se observan notables variaciones.
- Para rCl/rCO_3H los valores se encuentran entre 0,43-0,88 para todos los puntos excepto el más costero, con valores superiores a 1,5. Sus valores son propios de un agua continental.
- Para rSO_4/rCl ocurre igual que para rNa/rCl .
- El rCl se observa un incremento en todos los puntos, excepto el “A-Campo de Fútbol” y “A-2”. Puede plantearse que existe otra fuente de cloruros que incremente su contenido en las aguas subterráneas, además de la posible contaminación marina.

En conjunto se observa una disminución del agua dulce (descenso de Ca, HCO_3), con un retraso en el descenso de Na, debido posiblemente a intercambio iónico. El incremento generalizado en Cl, excepto en el punto más costero, puede indicar que existe otra fuente que aporte estos contenidos en Cl, además de la posible contaminación marina.

5.3.5 Evolución prevista

Los niveles piezométricos muestran un suave descenso desde marzo de 1997, con una pérdida de 6 m. Esta situación puede continuarse. El contenido en cloruros está disminuyendo en los puntos más próximos a la costa, pero se incrementa en el interior, existiendo también una notable presencia de NO_3 . No obstante, la falta de datos en los 600 m más próximos a la costa,, impide conocer si existe el fenómeno de intrusión, su alcance y la evolución se puede seguir.

5.3.6 Conclusiones y recomendaciones

No parece definirse una contaminación marina, sin embargo se observa un incremento en la mineralización proveniente de tierra adentro. Es preciso un control sobre las actividades antrópicas que pueden provocar este fenómeno (actividades agrícolas, vertidos) para mantener la calidad del recurso.

Referencias bibliográficas

Fayas, J.A.; Niñerola S. (1968): Estudio hidrogeológico de la riera de Aubí. Trabajo de curso de CIHS.

Olavo, L.; Clemente G. (1974): Hidrogeología de la cuenca de la riera de Aubí (Palamós). Trabajo de curso del CIHS.

Pérez de Agreda, E.; Casteleiro, M.; López, C. (1975): Intrusión marina en los acuíferos de las rieras de Aubí y Ridaura. Trabajo del curso del CIHS.

Vall, E.; Muñoz E.; De Felippi, R. (1982): Evolución del acuífero aluvial de la Riera de Aubí. Trabajo de curso del CIHS.

5.4. UNIDAD HIDROGEOLOGICA 10.11 RIDAURA

5.4.1 Descripción hidrogeológica

El acuífero, de naturaleza aluvial, tiene una extensión de 8 km², está constituido por los depósitos aportados por el río Ridaura. Se distinguen, como en todos los depósitos costeros, un único acuífero libre que, a 5 km de la costa, se divide en dos, uno libre y otro profundo. No obstante hacia la desembocadura se diferencian varias cuñas de limos y arcillas, alcanzando un espesor próximo a 35 m. En la margen izquierda del río tienen gran importancia los conos de deyección asociados a los torrentes de dirección N-S (figuras 1, 2).

Litológicamente los acuíferos están constituidos por arenas grises, gravas y limos, con intercalaciones de limos orgánicos grises y negros, con arcillas plásticas que forman los acuitardos (IGME, 1983).

El acuífero libre presenta unas transmisividades de 100-500 m²/día para un espesor máximo saturado de 18 m, con una porosidad eficaz del orden de 8-10 % (De Felippi et al, 1982), mientras que en la desembocadura presenta 500 m²/día y una porosidad eficaz de 10 %. Para el acuífero inferior se ha estimado una transmisividad de 200-300 m²/día y un coeficiente de almacenamiento de $2 \cdot 10^{-4}$. El tramo semiconfinante presenta una permeabilidad vertical de $2 \cdot 10^{-2}$ - $2 \cdot 10^{-3}$ (De Felippi *et al*, 1982).

El acuífero es asimétrico en profundidad y espesor, siendo máximo en su margen derecha y parte baja de la cuenca (Plaza y Castillo, 1990). Se han diferenciado dos zonas denominadas Subacuífero de Santa Cristina y Subacuífero de Castell d'Aro (figura 1).

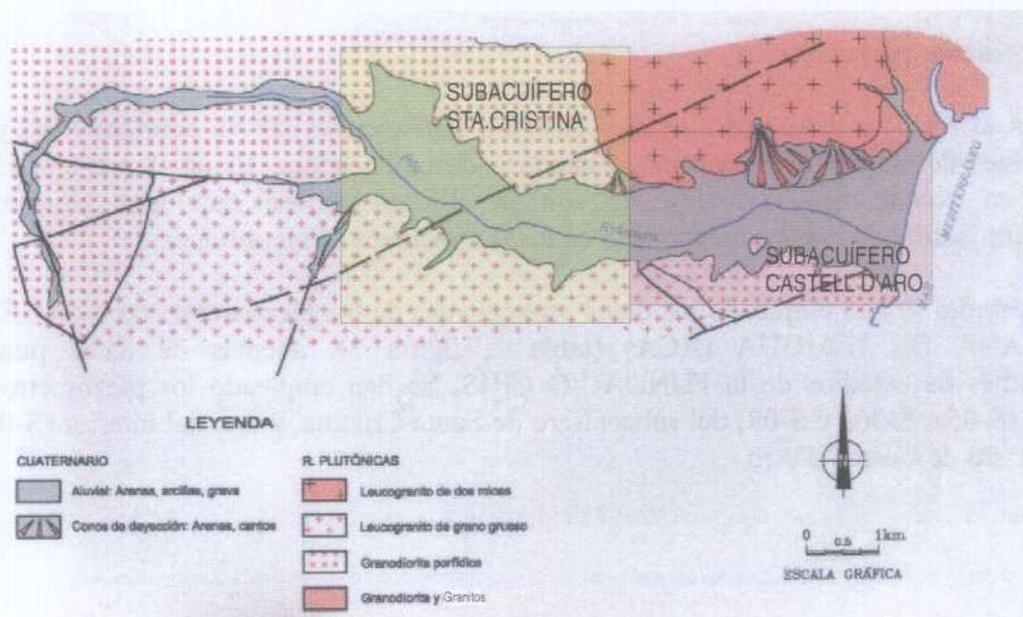


Figura 1.- Mapa hidrogeológico del acuífero de Ridaura

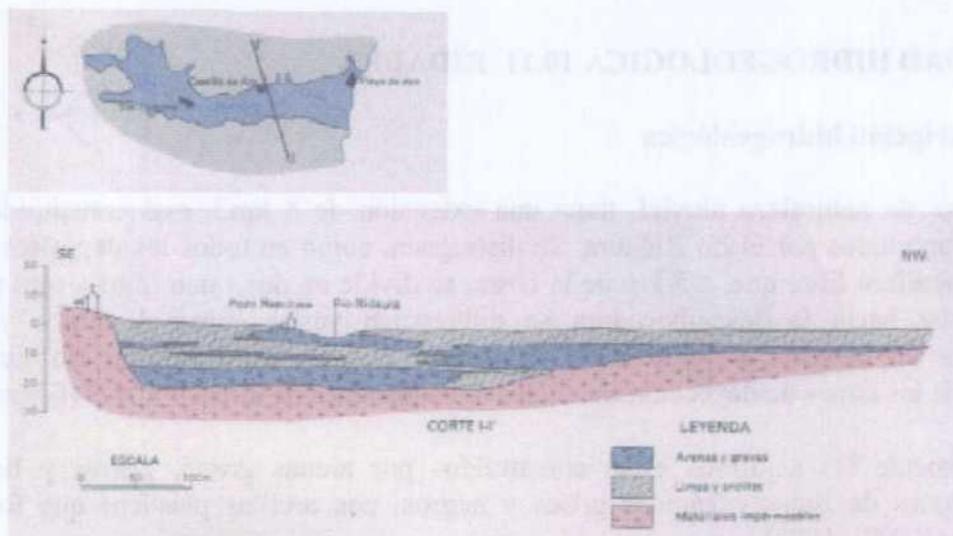


Figura 2 –Corte SE-NO del aluvial del río Ridaura (IGME, 1989).

La recarga se produce por infiltración de la precipitación en el embalse de Santa Cristina siendo efluente excepto en verano, mientras que en el de Castell d'Aro se produce por infiltración de la lluvia y a través del lecho del río. Estas precipitaciones son máximas en otoño-primavera y mínimas en verano-invierno.

A partir de 1983 se realizó una experiencia de recarga artificial con aguas residuales depuradas. Sin embargo, esta actividad parece influir en la capacidad de infiltración del cauce del río (Honorio y Pava; 1985) además de elevar el carácter reductor y la salinidad de las aguas (Plaza y Castillo; 1990).

5.4.2 Evolución piezométrica

Como en el resto de acuíferos aluviales costeros catalanes, existe un acuífero libre y unas formaciones de carácter semiconfinado hacia la desembocadura. El nivel piezométrico en ambos, en condiciones naturales, es similar, diferenciándose ante una situación de explotación, tardando más en recuperarse en las formaciones semiconfinadas.

Para su estudio se han empleado los datos provenientes de los piezómetros de la AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA (ACA) (tabla 1, figura 3), además de datos puntuales provenientes de estudios de la FUNDACIÓ CIHS. Se han empleado los piezómetros más costeros (S-05a, S-06a y S-09) del subacuífero de Santa Cristina, y uno del interior (S-03) del subacuífero de Castell d'Aro.

PIEZOMETRO	X (UTM)	Y (UTM)	Z (m s.n.m.)	ACUIFERO	PROFUNDI-DAD(m)
S-02	499150	4268400	10	Profundo	17
S-03	498800	4268500	28	Superficial	4
S-03 a	498450	4629550	38	Profundo	12
S-05 a	505370	4628550	2	Superficial	6
S-06 a	504800	4628750	5	Profundo	21
S-07 a	502550	4628600	16		23
S-08 a	502350	4628500	18		12
S-09	505200	4628550	4		
S-09a	503170	4628800	11	Superficial	
S-10	498850	4629550	35	Profundo	12
S-11	499600	4629050	30		20

Tabla 1.- Puntos de la red de control de piezometría de ACA.

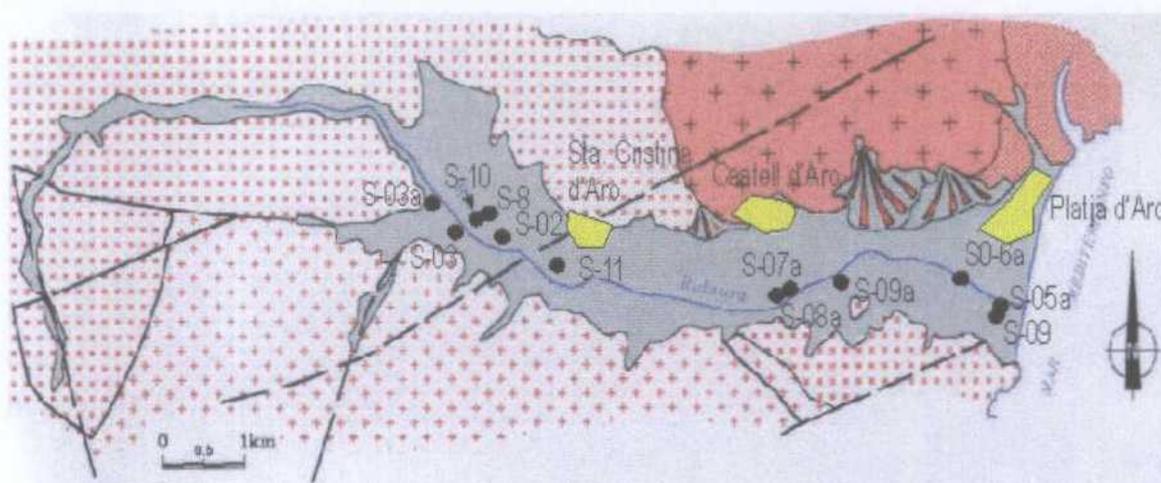


Figura 3.- Puntos de la red de piezometria de la Agència Catalana de l'Aigua (A.C.A.).

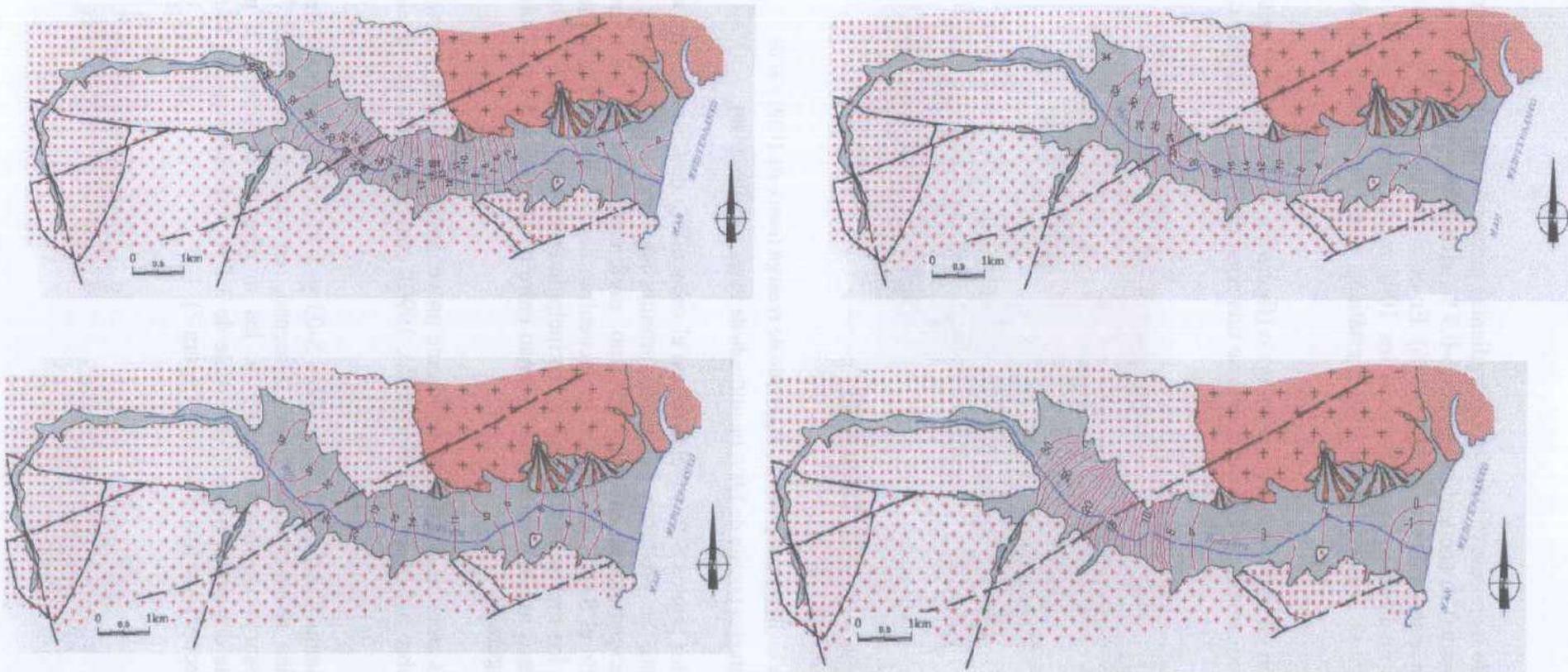


Figura 4.- Evolución piezométrica del acuífero del Ridaura en a) octubre de 1968, b) agosto de 1976, c) agosto de 1979 y d) agosto de 1989. Al no conocer las características constructivas de los puntos utilizados para trazar la piezometría, se ha considerado como un acuífero único para el trazado de isopiezas.

Atendiendo a los mapas de isopiezas (figura 4) los gradientes piezométricos en la zona media (subacuífero de Santa Cristina) se encuentran entre 0,6-0,9 %, siendo mayores que en la zona de la desembocadura, donde son más suaves (0,1-0,2 %). En octubre de 1968 la isopieza de 0 m s.n.m. quedaba a 500 m de la costa, alcanzando los 1000 m en agosto de 1989; no se observan cotas piezométricas negativas para niveles estáticos, con excepción de agosto de 1989 en la desembocadura.

Si se compara la evolución en un mismo año hidrológico (figura 5), la isopieza de 1 m s.n.m. retrocede, para 1989, prácticamente 1 km, definiéndose una zona de isopiezas negativas de 1 km.

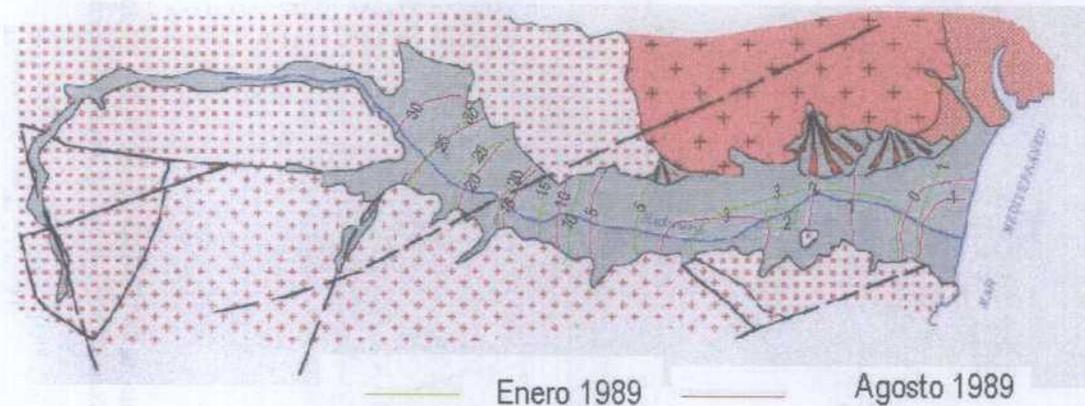


Figura 5.- Mapa de isopiezas comparando el período de recarga (enero de 1989) y el de mayor explotación (agosto de 1989) (modificado de Plaza, Castillo, 1990).

El nivel piezométrico en los puntos S-05a y el S-09, en el subacuífero de Castell d'Aro tienen el mismo comportamiento. Se producen descensos pronunciados en julio y agosto, y en ocasiones septiembre, recuperándose en otoño-invierno, preferentemente en los meses de noviembre y diciembre. En el S-05a, los niveles se encuentran bajo el nivel del mar (hasta -1,5 m s.n.m.) excepto en los meses de más recarga (principalmente entre octubre y febrero). La evolución de los mismos muestra un suave descenso entre octubre de 1984 a octubre de 2000, en torno a 0,5 m (figura 6).

El acuífero responde a las crecidas del río, generalmente provenientes de lluvias torrenciales, que se producen de octubre a febrero (Plaza, castillo, 1990). recuperándose los niveles de forma rápida.

Para el subacuífero de Santa Cristina, en los puntos S-03 y S-11, para el periodo octubre 1984-octubre 2000 también se observa este suave descenso, en torno a 1 m (figura 7). En estos piezómetros se observa un mantenimiento de los niveles de noviembre a mayo, descendiendo bruscamente durante el periodo de estiaje de 3-5 m, coincidentes con la época de mayor bombeo, para recuperarse tras el verano. (figura 7).

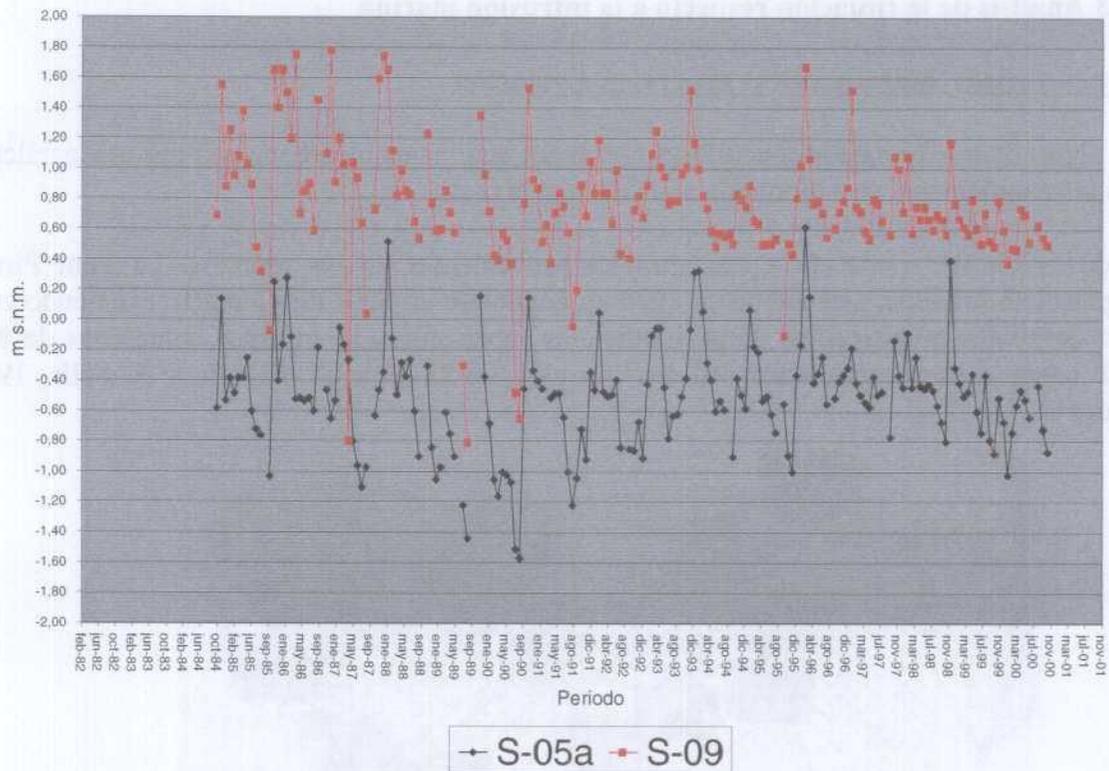


Figura 6.- Evolución de los piezómetros de la ACA S-0a y S-9.

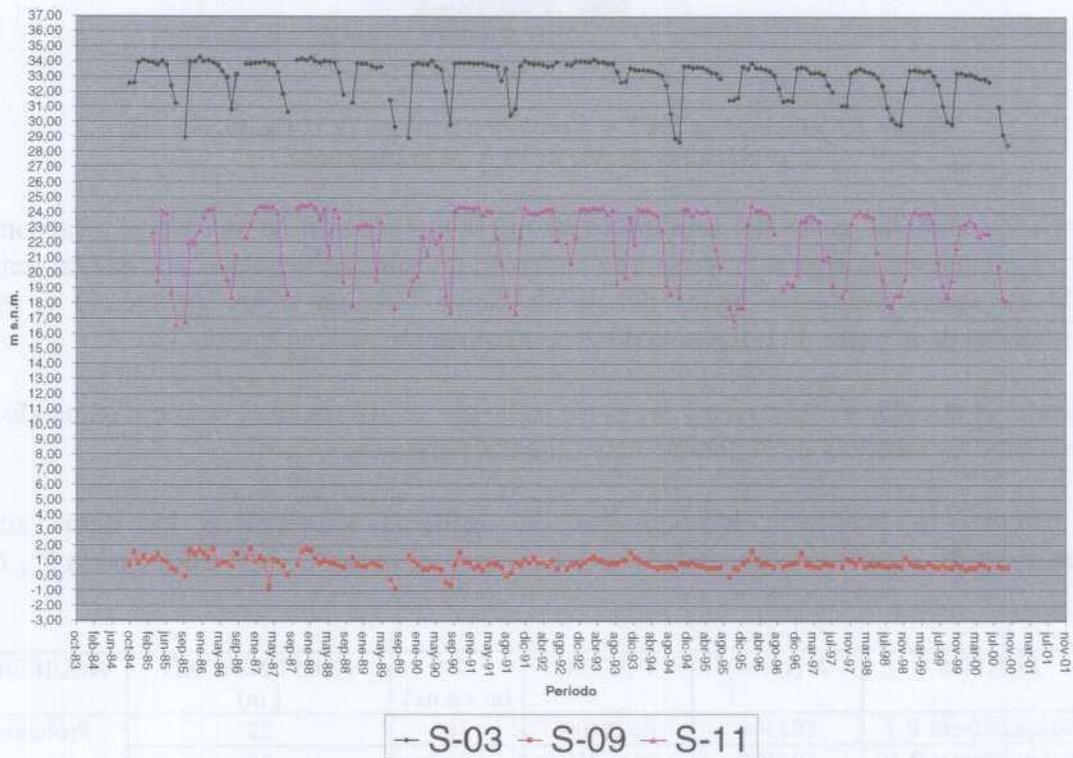


Figura 7.- Evolución de los piezómetros S-03, S-05 a, S-09 y S-11 de la ACA..

5.4.3 Análisis de la situación respecto a la intrusión marina

Características hidroquímicas generales. Evolución

Las aguas de las formaciones acuíferas presentan una facies bicarbonatada-clorurada cálcico-sódica incrementándose a clorurada sódica hacia la costa.

Puede existir un aporte de aguas termales provenientes de los granitos. La Font Picant, surgencia en granitos, presentaba en 1976 un contenido en SiO_2 de 41 mg/L, existiendo en el resto de puntos muestreados, de profundidades superiores a 15 m, unos contenidos de 8-19 mg/L excepto en dos zonas con valores elevados, de 23-27 mg/L (Rainio y Badiella, 1976) (figura 8).

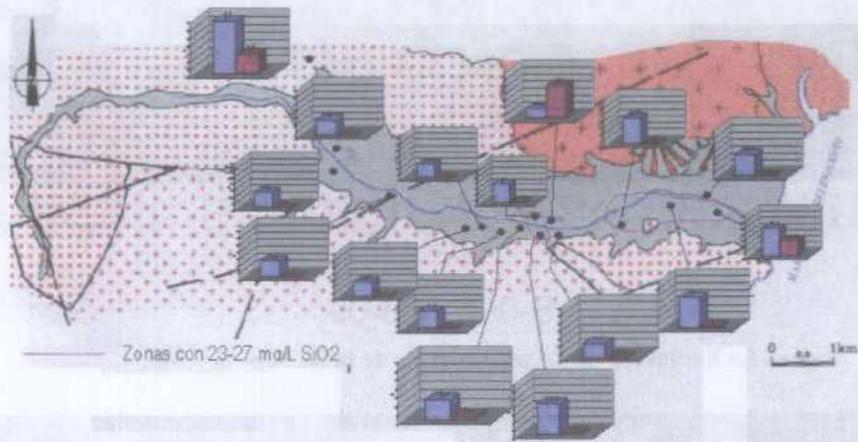


Figura 8. Contenido en SiO_2 y hierro en el acuífero en el año 1976, en las captaciones de más de 15 m de profundidad.

En mayo de 1990 las aguas del acuífero muestran una evolución de una facies bicarbonatada cálcica (grupo 1 en la figura 9) hacia una facies de mezcla, influenciada por dos orígenes: el vertido de aguas residuales aguas debajo de Santa Cristina d'Aro (grupo 2) y, en las proximidades de la costa, la influencia de la contaminación marina (grupo 3).

El vertido, al circular por el cauce y ser el río influente se infiltra en el acuífero sumando en el último tramo su efecto al de la posible contaminación marina .

Para estudiar la evolución hidroquímica del acuífero se emplean los datos anuales provenientes de los puntos de calidad del ACA, para el periodo 1996-2000 (tabla 2 , figura 10).

PUNTOS	X (UTM)	Y (UTM)	Z (m s.n.m.)	PROFUNDIDAD (m)	ACUIFERO
Pou ajuntament P-7	503300	4628800	30	22	Profundo
Pou Ajuntament P-10	504100	4268950		30	
Rasclosa-2 P-11	502900	4628600			¿?
Darder-2 P-16	500700	4628700		20,4	Profundo
Riembau-3 P-19	503600	4628990	20	24	

Tabla 2.- Puntos de la red de control de calidad de la ACA.

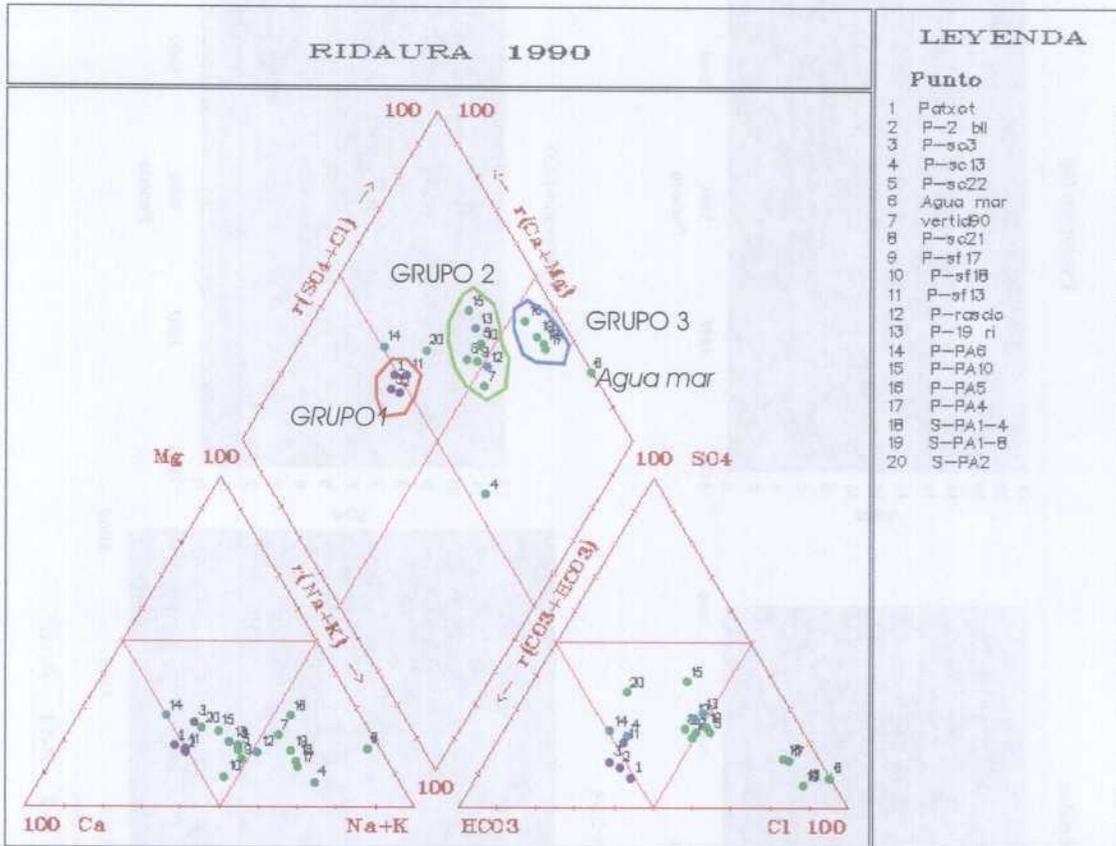


Figura 9.- Diagrama de Piper-Hill-Langelier de las aguas del acuífero de Ridaura en mayo de 1990.

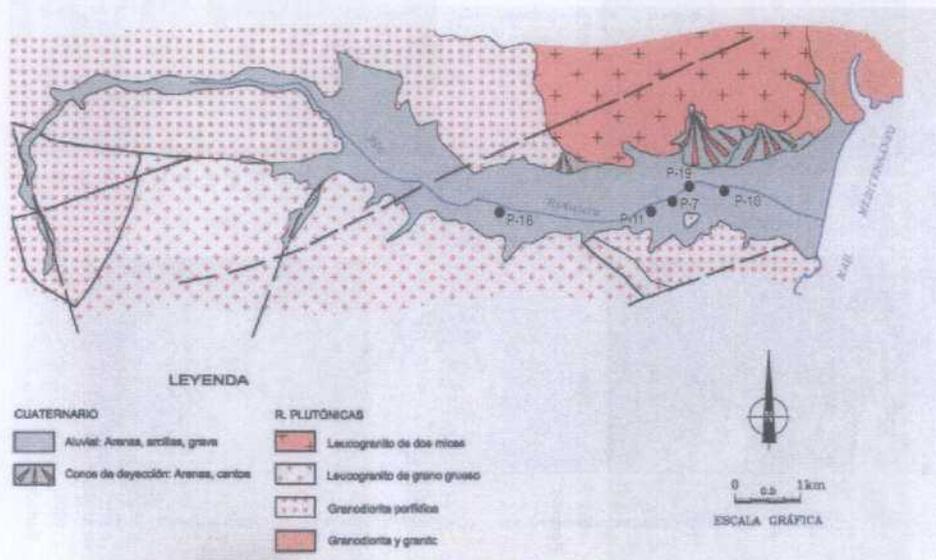
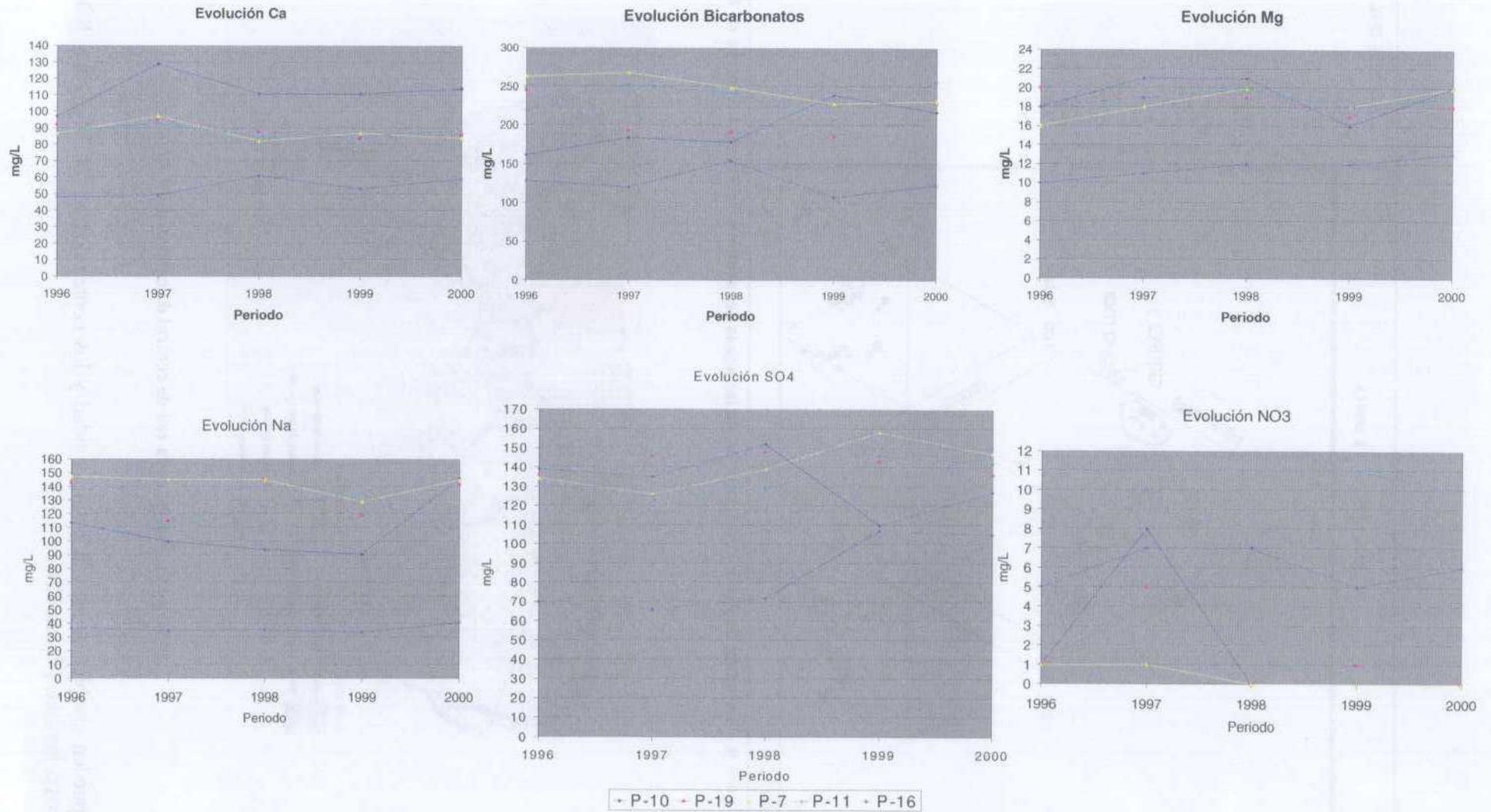


Figura 11.- Puntos de la red de control de calidad de la ACA.

Se pueden establecer, para la conductividad y los contenidos en Cl, Mg, Na y SO_4^{2-} , dos grupos o familias (figura 12).

Figura 12-.-Evolución de los iones Ca, Mg, Na, HCO₃, NO₃,SO₄ en los puntos de la red de calidad de la ACA.



P-16: A 5 km de la línea costera. Conductividad entre 400-550 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 40-60 mg/L cloruros, 10-14 mg/L Mg, 30-40 mg/L Na, 70-110 mg/L SO_4^{2-} .

Resto de puntos: A 2,5-1,5 km de la línea costera. Conductividad entre 950-1250 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 150-220 mg/L cloruros, 16-21 mg/L Mg, 90-150 mg/L Na, 110-160 mg/L SO_4^{2-} .

Para los iones HCO_3^- y Ca^{2+} no es tan evidente esta diferenciación, siendo completamente distinta para los nitratos.

La evolución de la conductividad (figura 13) muestra un suave ascenso desde 1998, en torno a 100-150 mg/L, acompañado de un poco significativo incremento de cloruros (figura 14,16), de unos 10 mg/L. El comportamiento es similar en todos los puntos por lo que no parece definirse una contaminación marina, sino una estabilidad, al menos, a 1.700 m de la línea de la costa, que es donde se encuentra el punto más próximo a ella de la red de calidad de la ACA. También resulta evidente, que en el tramo de los puntos P-7, P-10, P-11 y P-19 existen otras fuentes que aportan la salinidad, posiblemente asociada a vertidos residuales, depurados o no.

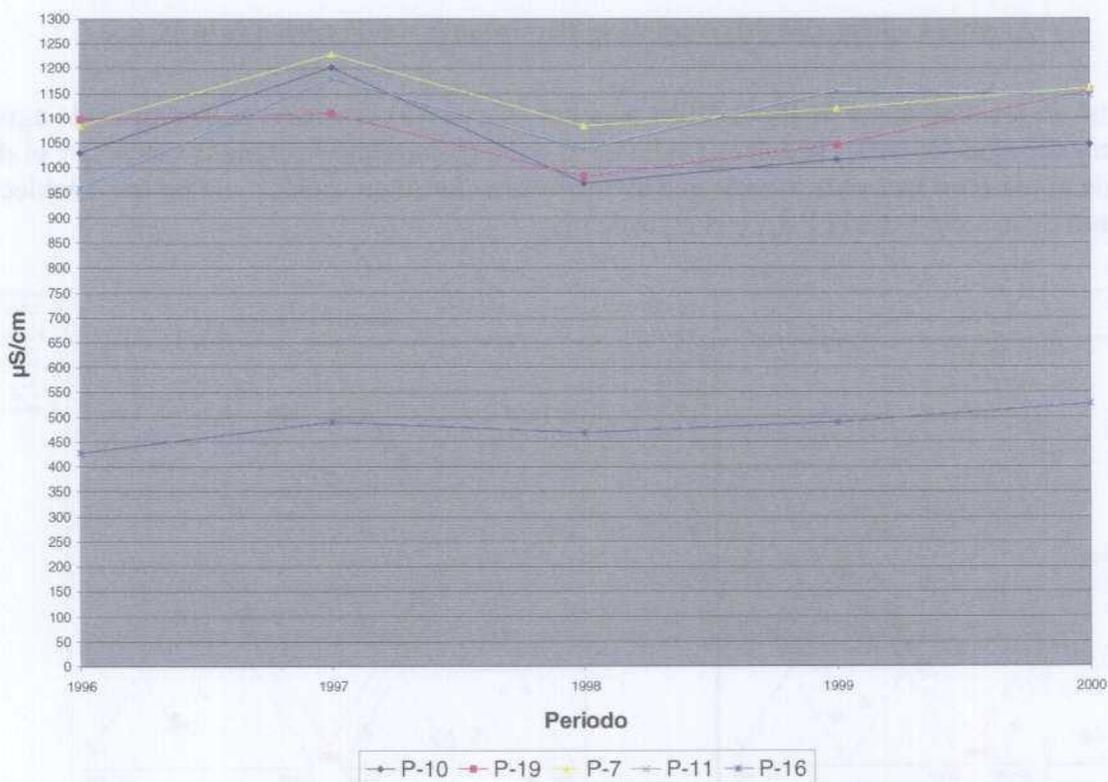


Figura 13 - Evolución de la conductividad en los puntos de la red de calidad de la ACA.

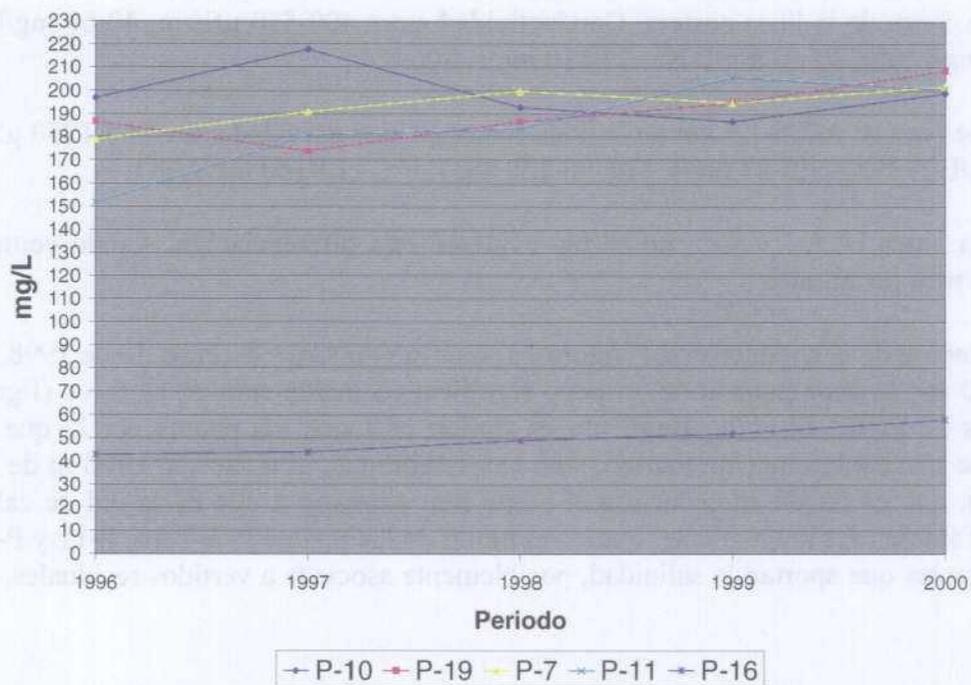


Figura 14 .-Evolución del contenido en cloruros en la red de calidad de la ACA.

A partir de los diagramas de Piper-Hill-Langelier (figura 15) se observan dos tipos de aguas (además del agua de mar): la correspondiente al P-16 (bicarbonato-sulfatada cálcica) y el del resto de aguas (con facies de mezcla que evoluciona a clorurada sódica). Se podría establecer una línea de mezcla entre el P-16 y el agua de mar.

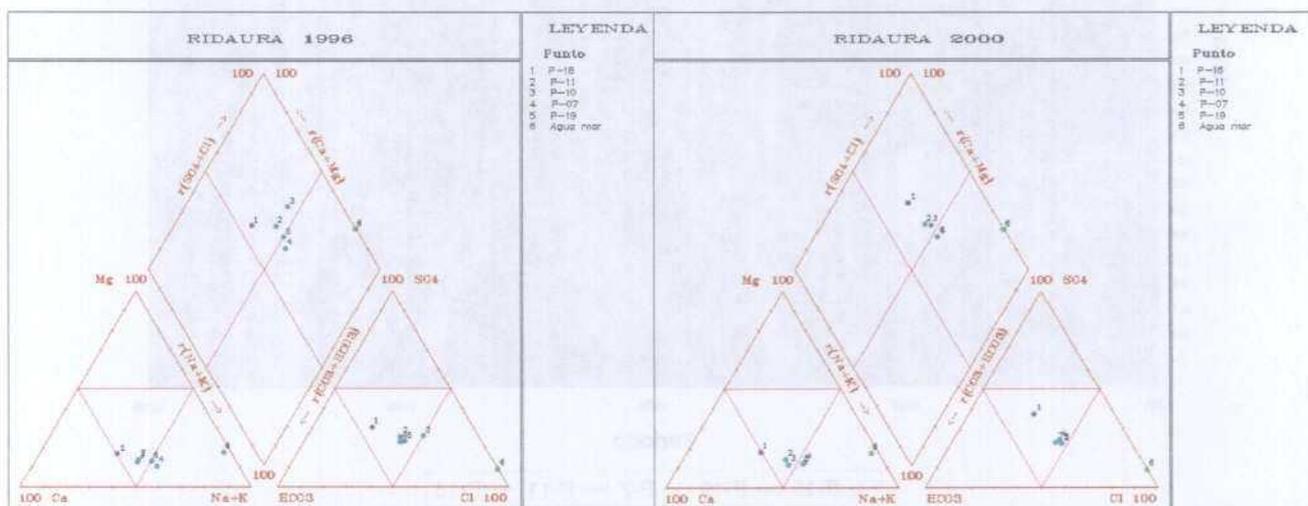


Figura 15 .-Diagramas de Piper-Hill-Langelier para octubre de 1996 y de 2000 (puntos de la red de calidad de la ACA).

Comparando los contenidos en cloruros temporalmente, entre octubre de 1996 y de 2000, el punto más costero se mantiene estable, incrementándose algo en los del interior (figura 16).

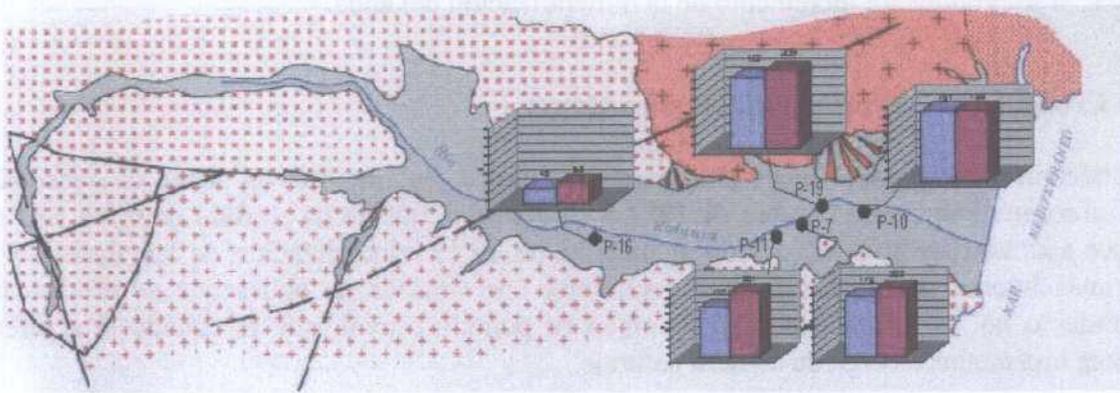


Figura 16.- Comparación entre los contenidos en cloruros entre octubre de 1996 (cuadro azul) y octubre de 2000 (cuadro rojo).

Análisis de las relaciones iónicas

En la tabla 3 se reflejan los valores de las relaciones iónicas más significativas, entre octubre de 1996 y de 2000.

	rCa/rCl		rNa/rCl		rMg/rCa		rCl/rHCO ₃		rSO ₄ /rCl		rCl	
Agua mar	0,04		0,86		5,3		221		0,10		594	
Ridaura	Oct-96	Ago-00	Oct-96	Ago-00	Oct-96	Ago-00	Oct-96	Ago-00	Oct-96	Ago-00	Oct-96	Ago-00
P-7	0,86	0,74	1,27	1,11	0,3	0,39	1,17	1,5	0,55	0,54	5,05	5,7
P-10	0,87	1,01	0,89	1,13	0,31	0,29	2,1	1,58	0,52	0,47	5,56	5,61
P-11	1,03	0,78	1,06	0,79	0,34	0,36	1,19	1,36	0,64	0,52	4,29	5,7
P-16	2	1,8	1,33	1,09	0,34	0,36	0,58	0,82	1,2	1,33	1,21	1,63
P-19	0,97	0,73	1,18	1,05	0,36	0,34	1,31	1,57	0,54	0,48	5,27	5,89

Tabla 3.- Relaciones iónicas de las aguas muestreadas en los puntos de la red de calidad de la ACA.

Las aguas en todos los puntos se encuentran dentro de los valores propios de un agua continental. Los puntos más próximos a la costa, P-10 y P-19, son los que mayor contenido en cloruros presentan, aunque con no superan los 6 meq/L; no obstante se produce incremento de cloruros, en torno a un 1-13% en los puntos más costeros (P-07, P-10 y P-19), sin embargo en los del interior (P-11 y P-16) alcanzan 33-35 % de incremento, reflejando la existencia de otras fuentes, además de la contaminación marina, en el aporte de cloruros.

En la relación rCa/rCl se observa, comparando las dos fechas escogidas, una disminución atribuible a un incremento de Ca²⁺, que no viene acompañado por un incremento de rHCO₃⁻. Respecto a la relación rSO₄/rCl se observa un descenso en casi todos los puntos, excepto en el más interior (P-16).

5.4.4 Diagnóstico del estado actual del acuífero

Aunque no se disponen de datos de mayor proximidad a la línea de la costa, se observa que el contenido en cloruros desde 1996 se mantiene estabilizado, entre 200-210 mg/L, aunque con

incrementos en periodo estival, causado por los bombeos. Hacia el interior, debido a otros aportes, si se produce un incremento de la mineralización del agua.

5.4.5 Evolución previsible y posibles actuaciones

La tendencia observada es la de una cierta estabilidad, aunque con un suave descenso del nivel piezométrico; entre octubre de 1984 y octubre de 2000 se ha perdido de 0,5 a 1 m de espesor saturado. Asimismo, debido al incremento de la mineralización de las aguas de la zona más interna del acuífero, debe controlarse los vertidos de aguas que se produzcan, depuradas o no, así como regular el bombeo en periodo estival, que es cuando el acuífero presenta una menor recarga de manera natural.

Referencias bibliográficas

Bocanegra E; Serra, O (1978): Actualización del estado subterráneo del Río Ridaura y estudio de los problemas de salinización. XII CIHS. Inédito.

De Felippi, R.; Muñoz, E.; Vall, E. (1982): Evolución del acuífero aluvial del río Ridaura. XVI CIHS. Inédito. Barcelona.

Honorio A; Pava N. (1985): Estudio de la contaminación de aguas subterráneas en el tramo inferior del río Ridaura. XIX CIHS.

IGME (1983): Mapa geológico 1:50.000 nº 366 Sant Feliu de Guixols.

Plaza A; Castillo, E.S. (1990): Problemática de la explotación de los acuíferos del Ridaura (Gerona). XXIV CIHS. Inédito.

Rainio, H.; Badiella, P. (1976): Estudio hidrogeológico del acuífero del río Ridaura. X CIHS. Inédito.

Tritlla J.; Estalrich J. (1992): Optimizing the probabilities of water yield for the Ridaura aquifer (Spain).

5.5 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.12 BAIX TORDERA

5.5.1. Descripción hidrogeológica

La Unidad Hidrogeológica está constituida por un acuífero aluvial con una extensión de 30 km², en el que se distinguen, como en todos los depósitos aluviales costeros, un único acuífero libre que, hacia la desembocadura, se divide en dos; no obstante la cuña limosa que los separa está pobremente definida (figuras 1 y 2). En general, este acuífero está formado por arenas grises, gravas y limos, con intercalaciones de limos orgánicos grises y negros, con arcillas plásticas (ITGE, 1994).

En detalle, el acuífero libre está constituido por gravas, arenas, lutitas y limos, predominando estas dos últimas litologías en los márgenes del depósito y en la margen izquierda del delta. El espesor varía entre 4-30 m en el interior (con un único acuífero) a 16-20 m aguas debajo de la población de Tordera (con dos acuíferos definidos). Su transmisividad en el interior varía entre 3000 y 9000 m²/día (200-450 m/día de permeabilidad), aunque hacia la desembocadura disminuyen, con permeabilidades de 16-20 m/día (ITGE, 1994).

El acuífero semiconfinado se define desde Tordera a la desembocadura. Está formado por arenas y gravas dispuestas en uno o varios niveles, con espesores máximos de 10 m, alternantes con lutitas y limos arcillosos grises y negros, con materia orgánica. El acuífero, claramente definido en Tordera, con un espesor de 20 m, está pobremente definido en el delta, adquiriendo un carácter menos impermeable al predominar la fracción limo-arenosa, presentando este conjunto de arenas, gravas y limos un espesor de 15-25 m. Su transmisividad media es de 2020 m²/día (175 m/día de permeabilidad media), con un mínimo y un máximo de 620 y 4300 m²/día, respectivamente. El coeficiente de almacenamiento es de $6,7 \times 10^{-4}$ - 7×10^{-3} m/día y la permeabilidad de los limos del acuífero es del orden de $5,6 \times 10^{-2}$ a $4,5 \times 10^{-1}$ m/día.

En los cortes geológicos de la figura 2 se observa la disposición de los acuíferos; en el corte 1, longitudinal, se aprecia la pobre definición de los dos acuíferos en el delta.

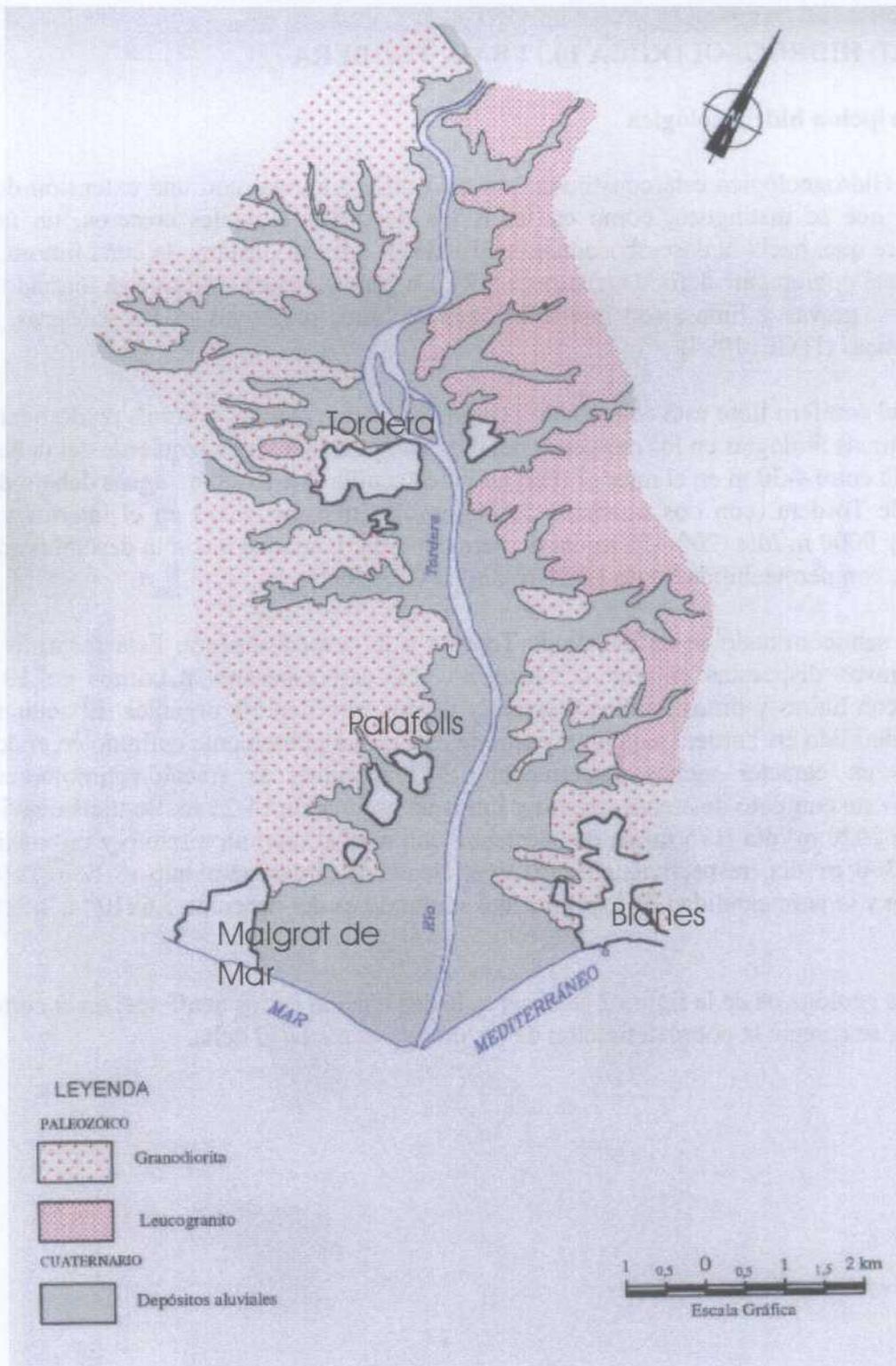
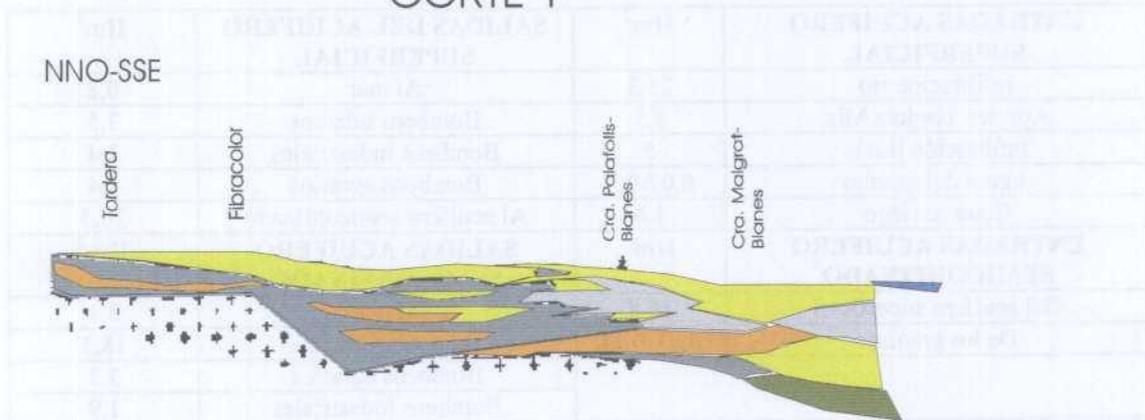


Figura 1.- Mapa hidrogeológico de la U.H. 10.12. Baix Tordera.

CORTE 1

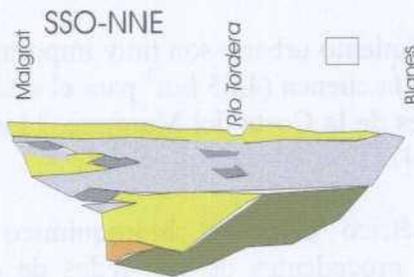


E.H. 0 1 km
E.V. 0 30 m

CORTE 2



CORTE 4



CORTE 3

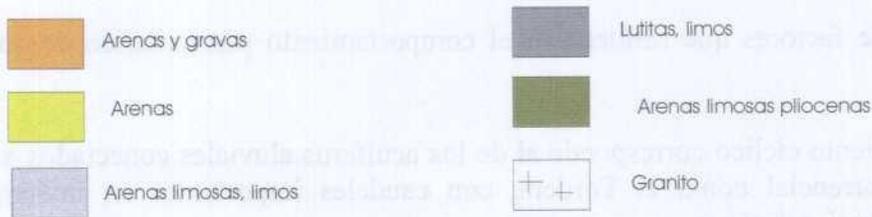
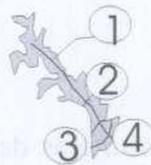
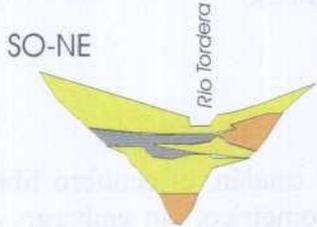


Figura 2.- Cortes geológicos del baix Tordera (ITGE, 1994)

El balance hídrico de ambos acuíferos se muestra en la tabla 1.

ENTRADAS ACUIFERO SUPERFICIAL	Hm³	SALIDAS DEL ACUIFERO SUPERFICIAL	Hm³
Infiltración río	25,3	Al mar	0,8
Aportes Tordera Mig	5,5	Bombeos urbanos	3,5
Infiltración lluvia	5	Bombeos industriales	2,4
Aguas del granito	0,07-0,3	Bombeos agrarios	4,4
Retorno riego	1,6	Al acuífero semiconfinado	26,5
ENTRADAS ACUIFERO SEMICONFINADO	Hm³	SALIDAS ACUIFERO SEMICONFINADO	Hm³
Del acuífero superficial	26,5	Al mar	3,1
De los granitos	0,03-0,14	Bombeos urbanos	18,3
		Bombeos agrarios	3,3
		Bombeos industriales	1,9

Tabla 1.- Balance hídrico del Tordera Baix (ITGE, 1994).

Los bombeos como abastecimiento urbano son muy importantes, ya que con ellos se abastece no solo a las poblaciones de la cuenca (4,65 hm³ para el acuífero superficial y 5,1 hm³ para el profundo) sino a poblaciones de la Costa del Maresme, Lloret y Tossa de Mar (13,2 hm³ del semiconfinado) (ITGE, 1994).

Tanto el análisis piezométrico como el hidroquímico realizados han partido de la complementación de datos procedentes de dos redes de control gestionadas por distintos Organismos: IGME y ACA (Agència Catalana de l'aigua) (figura 2).

5.5.2 Evolución piezométrica

Al igual que en el resto de formaciones acuíferas del litoral catalán, el acuífero libre y el semiconfinado en estado natural presentan similar nivel piezométrico, sin embargo, con la explotación del segundo, se produce una diferenciación entre ambos.

Otro factor que debe considerarse es la nivelación de los puntos de observación, no de detalle, lo que puede incrementar o disminuir los niveles piezométricos.

Existe un conjunto de factores que influyen el comportamiento piezométrico de ambos acuíferos:

- El comportamiento cíclico corresponde al de los acuíferos aluviales conectados a ríos de régimen torrencial como el Tordera, con caudales importantes en invierno y primavera y sin circulación en verano.
- Los periodos de riego en el delta se producen durante todo el año, aunque es entre mayo y septiembre cuando se riega más (8 riegos/mes); sin embargo no se aprecia en la evolución piezométrica.
- La relación río-acuífero es importante, ya que en el delta, desde aguas debajo de la población de Tordera se infiltra agua del río al acuífero, en torno a 37,5 hm³ (ITGE, 1994). Sin embargo, parece existir una infiltración indirecta del río al acuífero

confinado, procedente del acuífero superficial, inducido por los fuertes bombeos (ITGE, 1994).

- Las captaciones para abastecimiento urbano extraen $21,8 \text{ hm}^3/\text{año}$ (cerca de un 65 % del total extraído en ambos acuíferos y un 78 % en el caso del acuífero profundo) para abastecer a las poblaciones de la cuenca y extracuenca, correspondiendo a una extracción estival del orden de 8 hm^3 en el conjunto de ambos acuíferos. Ello influirá en la dirección de flujo en el verano con la deformación de la superficie piezométrica con los conos de bombeo.

Para el estudio de la evolución piezométrica se han empleado los datos de los puntos de agua de la red de control piezométrico del IGME (tabla 2) y de la ACA (tabla 3).

Su distribución se refleja en la figura 3.

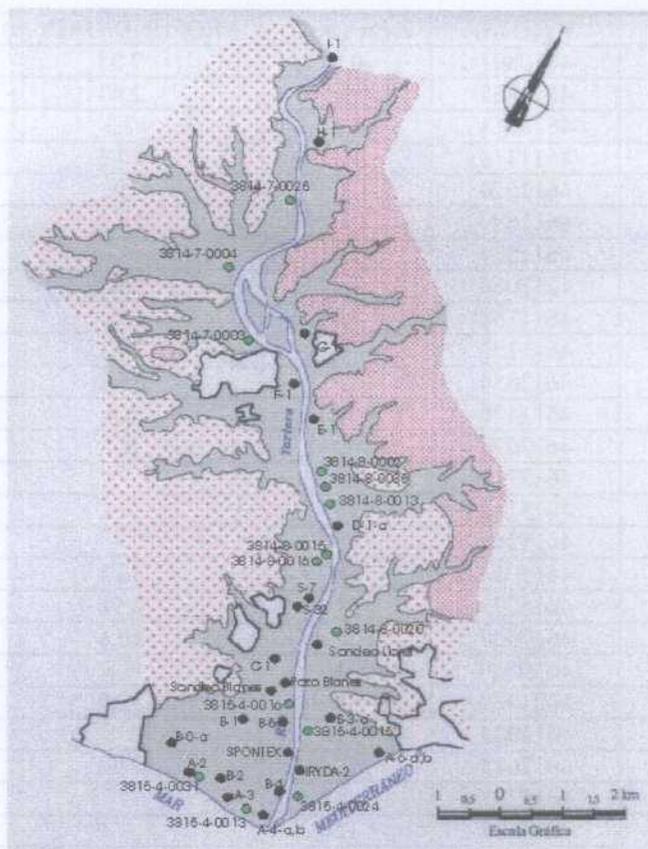


Figura 3.- Distribución de los puntos de la red de piezometría. En las redes del IGME (punto verde) y ACA (punto negro).

PUNTOS	X (UTM)	Y (UTM)	Z (m s.n.m.)	PROFUNDIDAD (m)	ACUIFERO
3814-7-0003	476500	4616900	24	23	Profundo
3814-7-0004	474620	4617770	31	8	Superficial
3814-7-0025	475660	4619160	33	13	
3814-8-0002	478360	4616060	16	4,9	
3814-8-0013	478450	4615920	15	40	
3814-8-0015	479260	4614930		45	Profundo
3814-8-0016	479160	4614810	13	5,8	Superficial
3814-8-0020	480625	4613700	9	4,8	
3814-8-0035	478350	4616040	16		
3815-4-0013	480630	4611063	20	5,6	
3815-4-0015	481690	4612550	6	10	
3815-4-0016	480380	4612710	6	42	Profundo
3815-4-0024	481470	4611750	2,5	3,3	Superficial
3815-4-0031	479770	4610925	1	7	

Tabla 2.- Puntos de la red de control del IGME.

PUNTOS	X (UTM)	Y (UTM)	Z (m s.n.m.)	PROFUNDIDAD(m)	ACUIFERO
A-2-a	480133	4610807	0,9	7,35	Superficial
A-3-a	480848	4610862	1	2,42	
A-4-a	481464	4611314	2,3	7,3	
A-4-b	481464	4611314	1,1	70,5	Profundo
A-6-a	482121	4612670	3	9	Superficial
A-6-b	482121	4612670	3	26,3	Profundo
B-0-a	479620	4611374	2,5		Superficial
B-1-a	480242	4612060	4,3	5,65	
B-2-a	480554	4611151	1,5	10	
B-2-b	480554	4611151	1,5	70,3	Profundo
B-3-a	481220	4612650	3	15,4	Superficial
B-4-a	481367	4611496	1,5	6,6	
B-5-a	480620	4612676	6	6,7	
C-1-a	480204	4613319	7,5		
D-1-a	479439	4615343	13		
D-1-b	479349	4615343	13		Profundo
E-1-a	478427	4615934	16	36,8	
F-1	477529	4616773	21	5,98	Superficial
G-1	476868	4617600	27	10,6	
H-1	475718	4619510	31	5,8	
I-1	474420	4621470	38	32,9	
IRYDA a	481244	4612043	5,9		Superficial
IRYDA b	481245	4612043	6,1		Profundo
Spontex	480791	4612267	4		
S-7	479784	4614424	12		Profundo
S-32	479843	4613818	9		
S-Lloret	480083	4614046	9		
S-Blanes	480442	4612636	5,8		
Pozo Blanes	480513	4612801	8,6		

Tabla 3 .- Red de control de piezometria de la ACA

Acuífero superficial

Una rápida visión histórica del comportamiento de este acuífero muestra una variación notable del nivel piezométrico entre invierno y verano. En febrero de 1970 los niveles piezométricos de la mayor parte del delta se encontraban por encima de 0 m s.n.m., con excepción del área próxima a Malgrat de Mar; esta depresión se acentúa en octubre de 1970, ampliándose su superficie, asimismo se definen unos conos de bombeo en la margen izquierda del delta, en la zona del polígono industrial de Blanes (extracción de aguas para empresas y abastecimiento). En enero de 1980 se definen dos áreas con cota piezométrica bajo el nivel del mar, en la zona del polígono industrial de Malgrat de Mar y en la desembocadura del Tordera, incrementándose su superficie en verano. En enero de 1987 se observa la máxima extensión de cotas piezométricas negativas, ocupando la práctica totalidad del delta (enero de 1987); esta situación se mantiene en julio del mismo año (figura 4). La circulación del flujo es hacia el mar, con gradientes hidráulicos entre $4-5 \times 10^{-3}$.

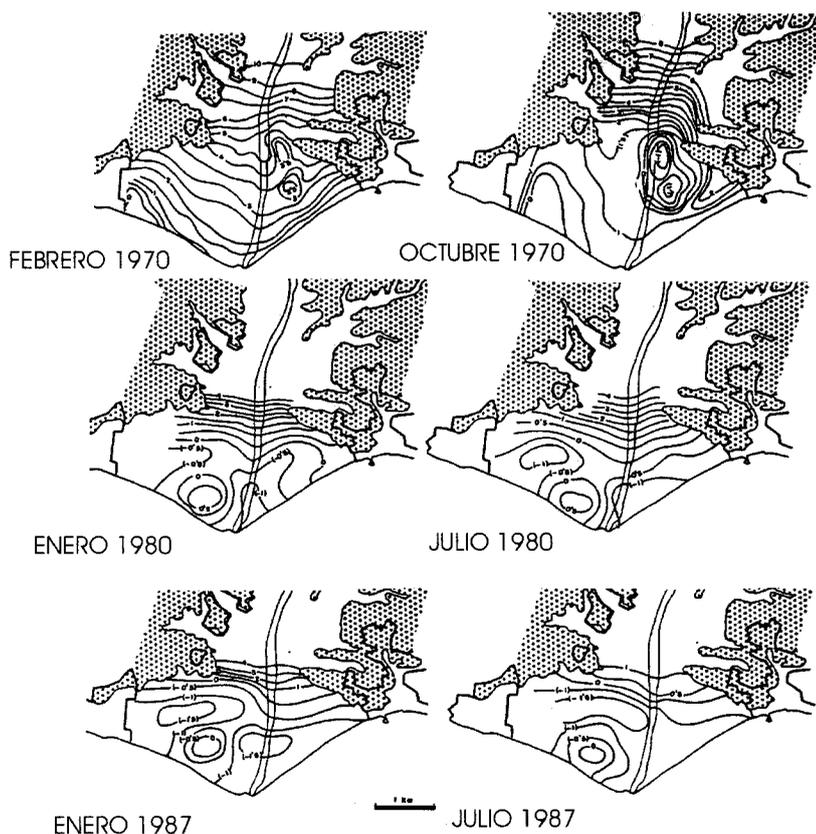


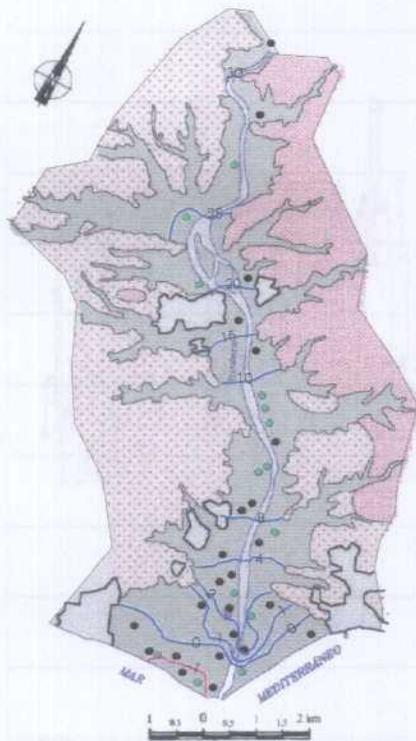
Figura 4.- Evolución piezométrica del delta del Tordera Baix en la época húmeda y seca de los años hidrológicos 1969-70, 1979-80 y 1986-87 (ITGE, 1994).

Para enero de 1995, se define una zona de cotas negativas en la margen derecha del delta, adentrándose la isolínea 0 m s.n.m. hasta 1,5 km; en diciembre de 1995 se observa la influencia de los conos de bombeo para abastecimiento de Blanes y Calella; la cota de -1 m s.n.m. se adentra 500 m en la margen izquierda del delta. En enero de 2000, la cota de -1 m s.n. m. a lo largo del frente del delta, que se adentra en septiembre unos 800 m, preferentemente en la margen izquierda; asimismo en la zona de explotación para Blanes, Calella de mar y los municipios del Alt Maresme se definen unos extensos conos de bombeo con cota de 4 m b.n.m. y cota de 2 m b.n.m. en las proximidades a Malgrat de Mar (figura 5).

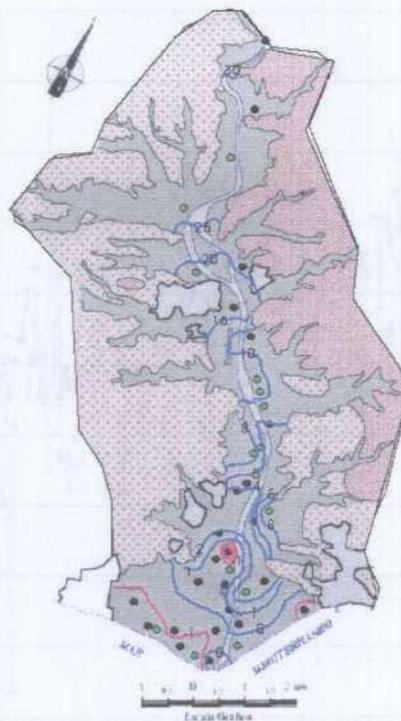
Se ha estudiado la evolución piezométrica del acuífero en los piezómetros de la ACA más costeros, denominados A-2-a (margen derecha del delta) (figura 6) y A-6-a (margen izquierda) (figura 6).

En la margen derecha del delta se observa, para el piezómetro A-2-a que, entre octubre de 1976 y junio de 1996 existe una suave tendencia al descenso, recuperándose brevemente hasta junio de 1997, para volver a descender hasta la actualidad. Su cota piezométrica siempre se encuentra por debajo de 0 m s.n.m., con un máximo de -0,23 m s.n.m. en febrero de 1986 y un mínimo de -1,17 m s.n.m. en noviembre de 1978. Los mínimos en los meses de junio, julio y octubre y los máximos en enero, abril, febrero y en ocasiones junio.

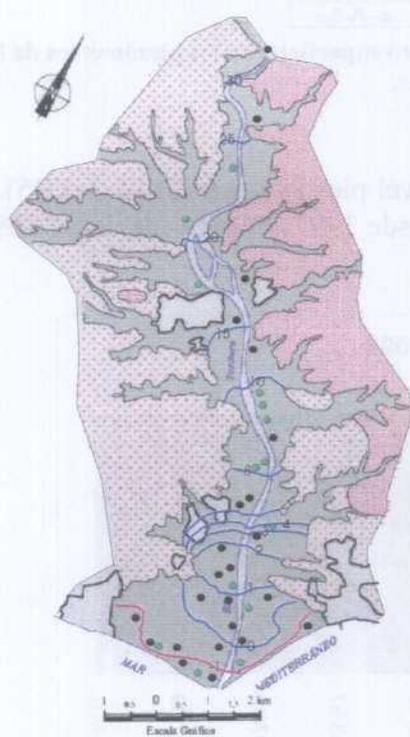
En la margen izquierda del delta (A-6-a) se observa una evolución sinusoidal del nivel piezométrico, con un mínimo en la primavera de 1984 y un máximo la primavera de 1993, para luego descender hasta octubre de 2000. El nivel piezométrico se encuentra habitualmente por debajo de 0 m s.n.m., con un máximo de -0,08 (febrero de 1996) y un mínimo de -1,92 m s.n.m.(noviembre de 1998). Los máximos se alcanzan entre diciembre a febrero y los mínimos en septiembre y octubre.



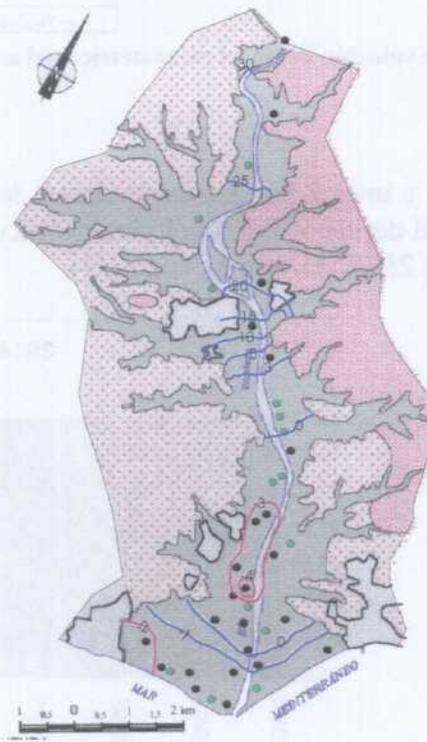
Enero 1995



Diciembre 1995



Enero 2000



Septiembre 2000

Figura 5.- Evolución piezométrica del acuífero superficial del Tordera Baix en enero y diciembre de 1995, enero, abril y septiembre de 2000 (mapas elaborados con datos provenientes de las redes del ACA e IGME).

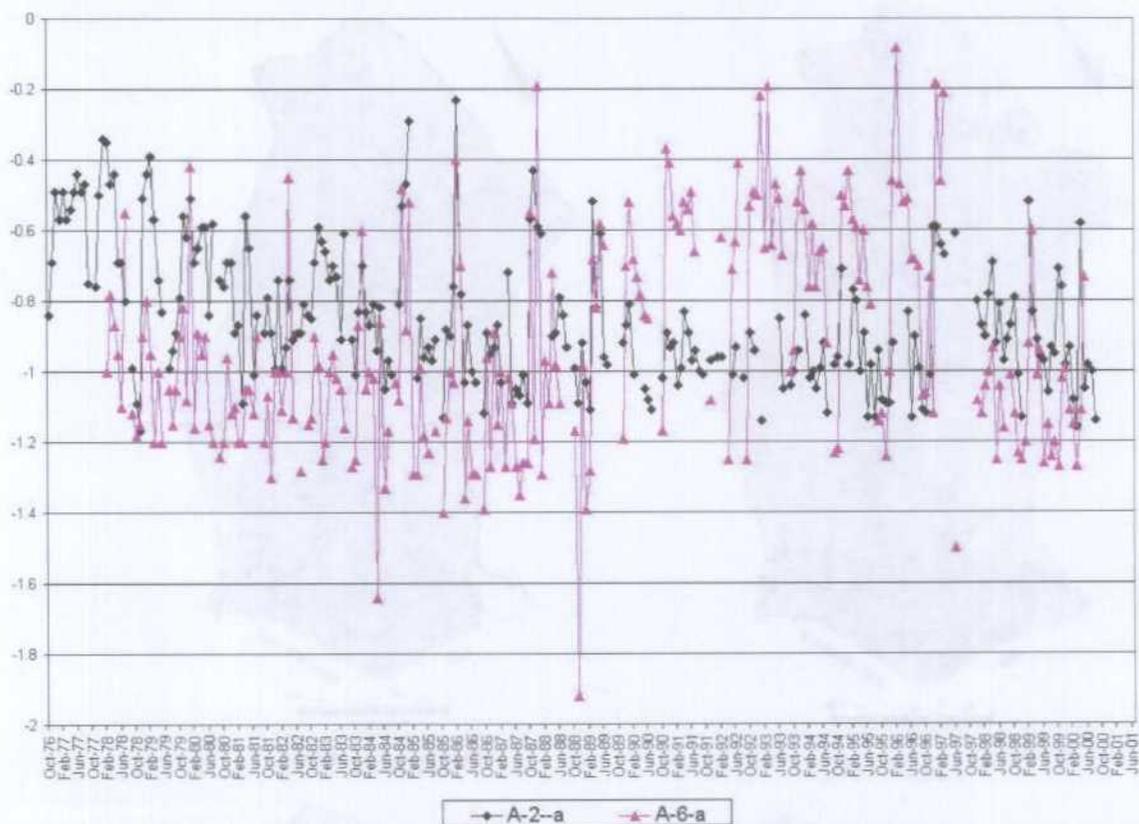


Figura 6.- Evolución del nivel piezométrico del acuífero superficial en los piezómetros de la ACA A-2-a y A-6-a.

Al interior, a unos 7 km, las oscilaciones del nivel piezométrico (3814-7-0025) muestran una tendencia al descenso del nivel piezométrico desde 1992, acusándose desde 1997. Su cota se encuentra a 25-28,5 m s.n.m. (figura 7).



Figura 7.- Evolución piezométrica del punto 3814-7-0025.

Acuífero semiconfinado

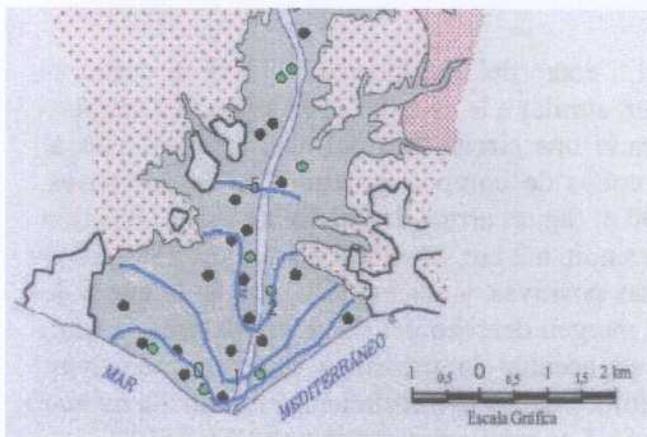
Se dispone de poca documentación histórica. En enero del año hídrico 1994-95 se define la cota de 0 m s.n.m. a unos 400 m hacia el interior, similar a la cota de -1 m s.n.m. del acuífero superficial; esta diferencia neta de 1 m indicaría una circulación del acuífero profundo al superficial. En septiembre, sin embargo, los conos de bombeo generan fuertes descensos, estableciéndose la isolínea de 0 m s.n.m. a 4300 m (aguas arriba de Palafolls); dicha situación se mantiene en 1995, situándose la cota de 0 m s.n.m. a 2 km. La situación del año 1999-2000 muestra en enero del 2000 un acuífero con cotas positivas, situación similar a la de enero de 1995, siendo la zona con cota más baja la del margen derecho del delta, en Malgrat de Mar. Sin embargo, al acercarse el periodo seco se acentúa la presencia de cotas negativas, influenciadas por los conos de bombeo de Palafolls y de los abastecimientos de Calella de mar y Blanes, con cotas de hasta -9 m s.n.m (figura 8). Los gradientes varían entre 2 y 4×10^{-3} .

Curiosamente, para los meses de enero de 1995 y 2000 las isopiezas parecen definir una recarga indirecta procedente del río, a través del acuífero superficial, a su vez recargado por el mismo; esta recarga indirecta estaría favorecida por los bombeos.

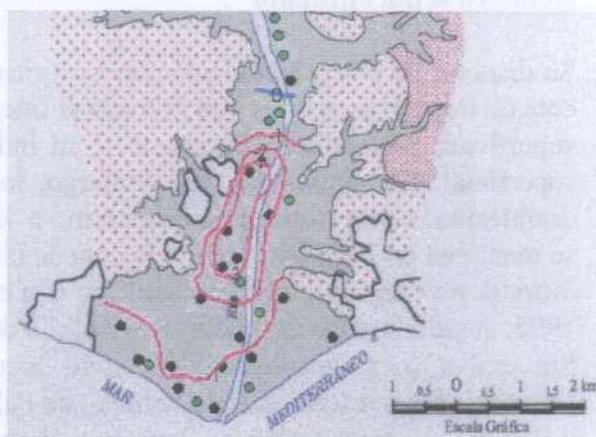
En detalle se ha estudiado la evolución en los piezómetros de la ACA de la margen derecha (A-4-b) y de la margen izquierda (A-6-b), así como la influencia de los fuertes bombeos (Sondeo y pozo Blanes) (figura 9).

El piezómetro A-4-b muestra una tendencia al descenso entre febrero de 1978 a septiembre de 2000, perdiendo 2,07 m. Asimismo, se producen unos descensos anuales desde mayo a septiembre. Además de la probable influencia de los bombeos, su comportamiento cíclico corresponde al de los acuíferos aluviales conectados a ríos de régimen torrencial, con caudales importantes en invierno y primavera y escasa circulación estival. La cota más baja se midió en septiembre de 2000, -1,12 m s.n.m., y la más alta en febrero de 1998, 1,42 m s.n.m. La cota se encuentra entre -1 a 1 m s.n.m.

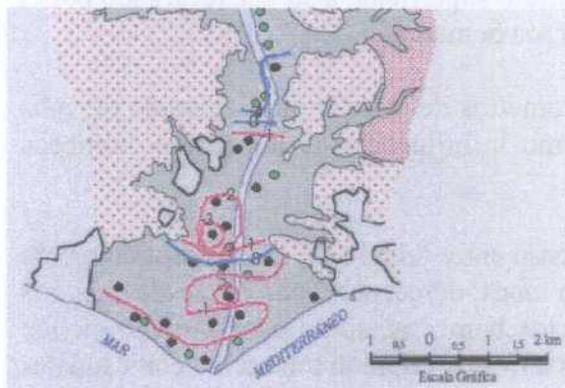
En el piezómetro A-6-b, para el periodo de febrero de 1978 a septiembre de 2000 el nivel piezométrico muestra una tendencia al descenso, con unas marcadas oscilaciones anuales. Los máximos se alcanzan en enero-febrero y los niveles mínimos en septiembre-octubre y marzo a mayo. La cota más alta se alcanzó en marzo de 1993 (0,13 m s.n.m.) y la mínima en diciembre de 1996 (-1,49 m s.n.m.). Si se establece una relación con el acuífero superficial (A-6-a) éste se encuentra por debajo del profundo hasta diciembre de 1989, existiendo una circulación del profundo al superficial; entre diciembre de 1989 y marzo de 1997 se invierte esta situación, infiltrándose del superficial al semiconfinado, y desde marzo de 1997 a septiembre de 2000 vuelve a invertirse la situación.



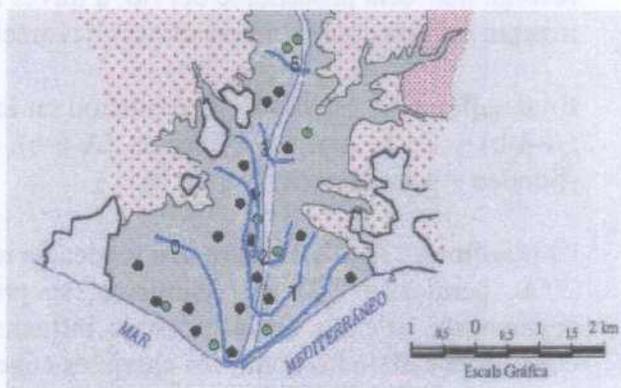
Enero 1995



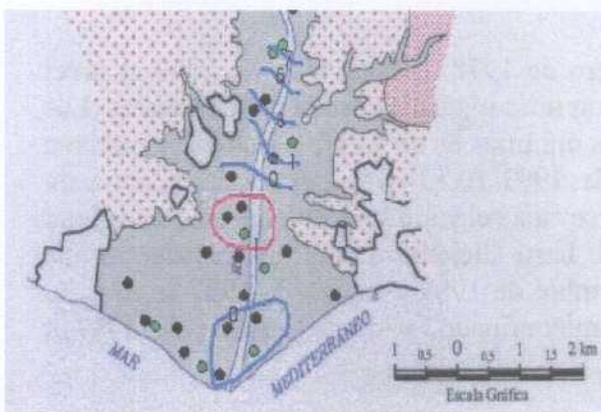
Septiembre 1995



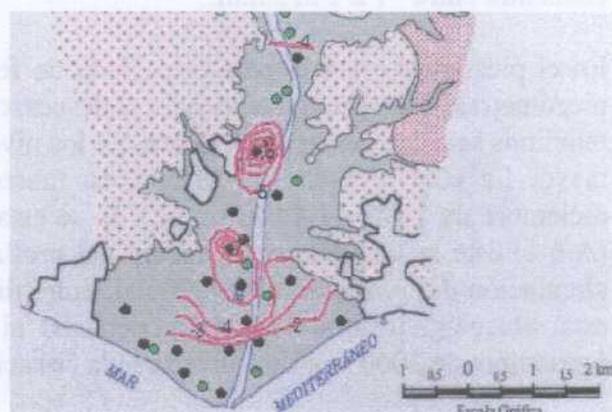
Diciembre 1995



Enero 2000



Abril 2000



Septiembre 2000

Figura 8.- Evolución piezométrica del acuífero semiconfinado del Tordera Baix.(mapas elaborados con datos provenientes de las redes del ACA e IGME).

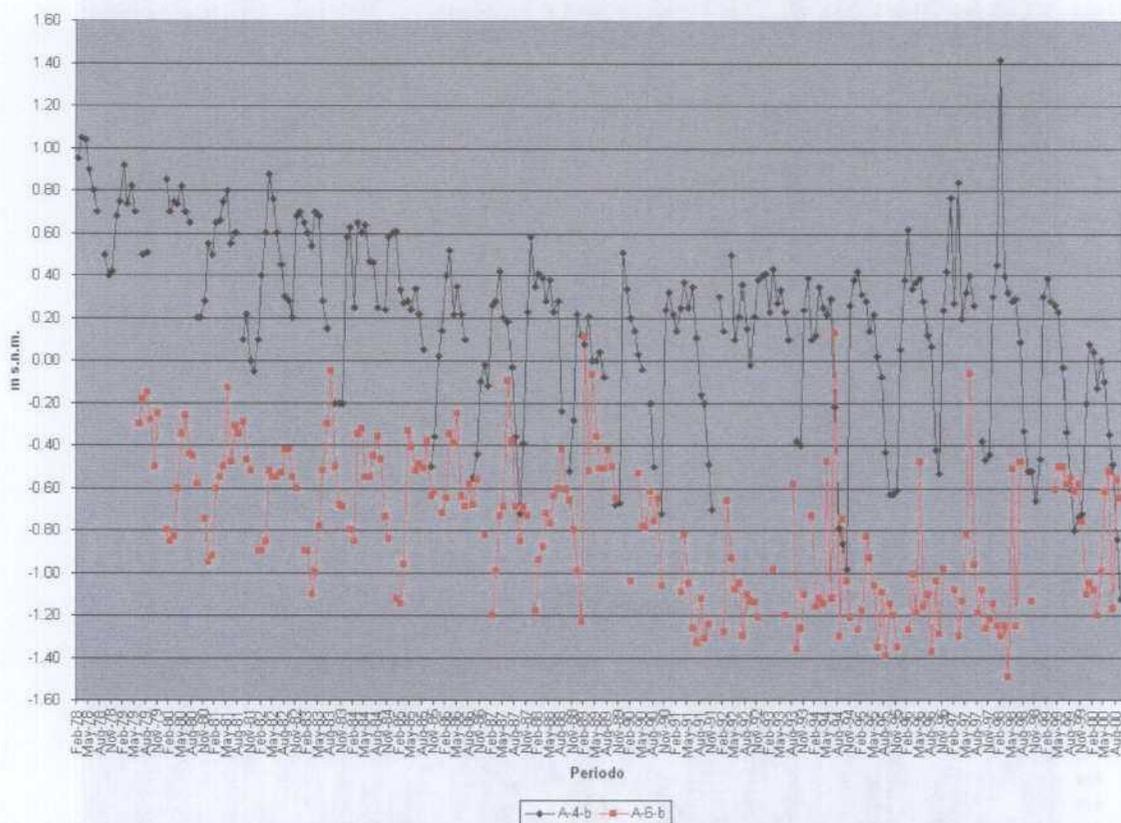


Figura 9.- Evolución piezométrica del acuífero semiconfinado en ambos márgenes del delta (A-4-b y A-6-b).

Para evaluar la influencia de los bombeos se ha tomado la evolución piezométrica del Pozo Blanes (margen derecha), próximo al río y a las captaciones de abastecimiento urbano más importantes; se observa un comportamiento que se repite anualmente: descensos netos de 6-7 m entre los meses de junio y septiembre-octubre y recuperaciones, alcanzando su máximo en enero-febrero. El mínimo registrado para el periodo de febrero de 1984 a octubre de 2000 fue de 4,40 m s.n.m.(abril de 1984) y el mínimo se registró en septiembre de 2000 (-4,83 m s.n.m.) (figura 10). Estos fuertes descensos pueden estar asociados a las fuertes extracciones para abastecimiento urbano, muy importantes en verano. Este comportamiento, más acentuado, se observa en el denominado “Sondeo Blanes”.

El denominado sondeo de Blanes, situado a 2 km al interior, muestra, para el periodo 1985-2000 una evolución piezométrica en forma de dientes de sierra, condicionado por las existencia de captaciones de fuertes bombeos en el área de emplazamiento, disminuyendo a una cota próxima a -8 m s.n.m.

Comparando los niveles piezométricos de los sondeos A-4-a y A-4-b se observa que el nivel piezométrico del acuífero profundo está más alto, por lo que puede existir, en esta zona del delta, una conexión con un flujo ascendente, del profundo al superficial; dicho artesianismo ya se describió para febrero de 1970 (ITGE, 1994) (figura 11)

Pou de Blanes

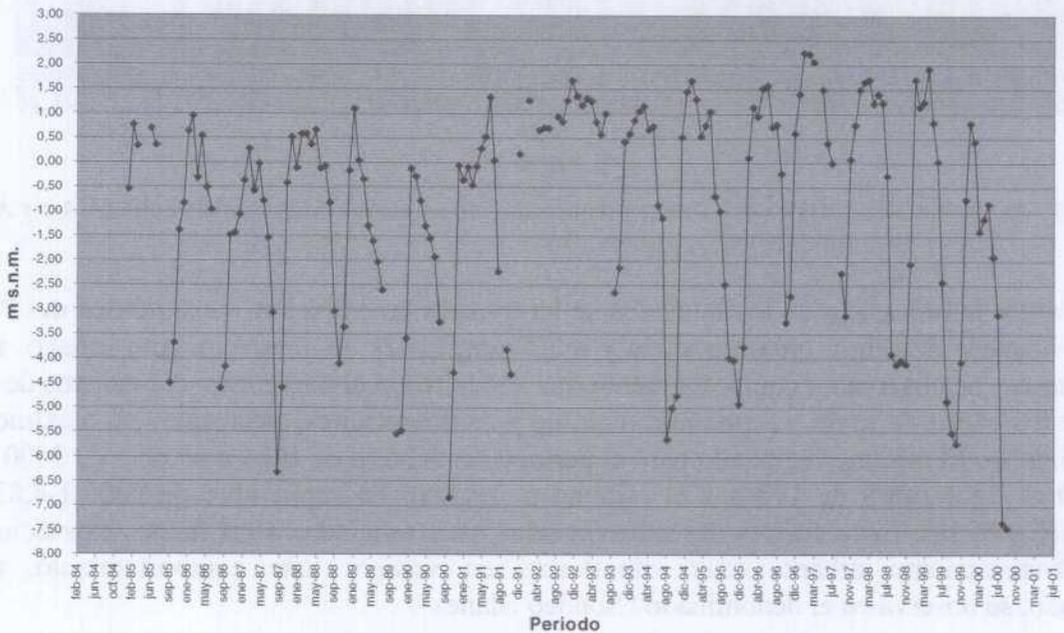
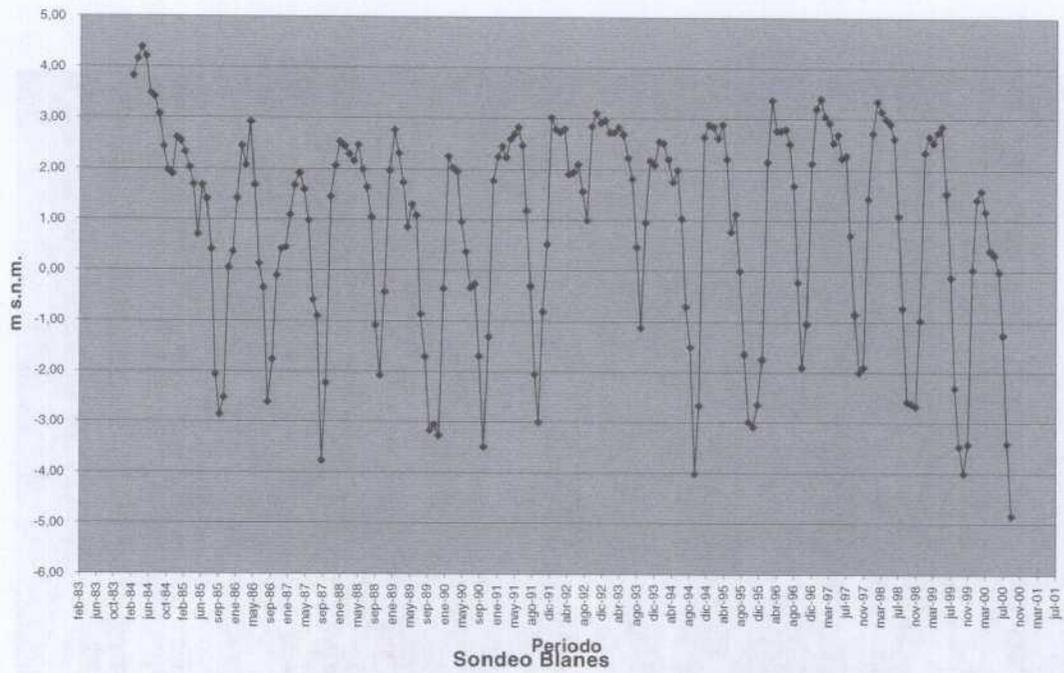


Figura 10.- Evolución piezométrica de los sondeos próximos a las zonas de mayor explotación del acuífero para abastecimiento urbano.

La evolución de ambos acuíferos en la margen izquierda se observa en los piezómetros A-6-a/b y A-4-a/b, que la evolución de la cota piezométrica del superficial y del profundo son similares, respondiendo igual a las mismas influencias, no obstante, entre 1978-1988 la cota del acuífero superficial está por debajo de la del profundo en torno a unos 50-60 cm, esto indicaría un posible flujo vertical ascendente; este comportamiento se invierte entre 1989-1997, para volver a estar por debajo del profundo entre 1997-2000. La cota presenta oscilaciones de orden métrico, entre $-1,5$ a algo menos de $0,00$ m s.n.m. para el semiconfinado (manteniéndose casi siempre por debajo del nivel de mar) y entre $-1,5$ a $-0,5$ para el superficial.

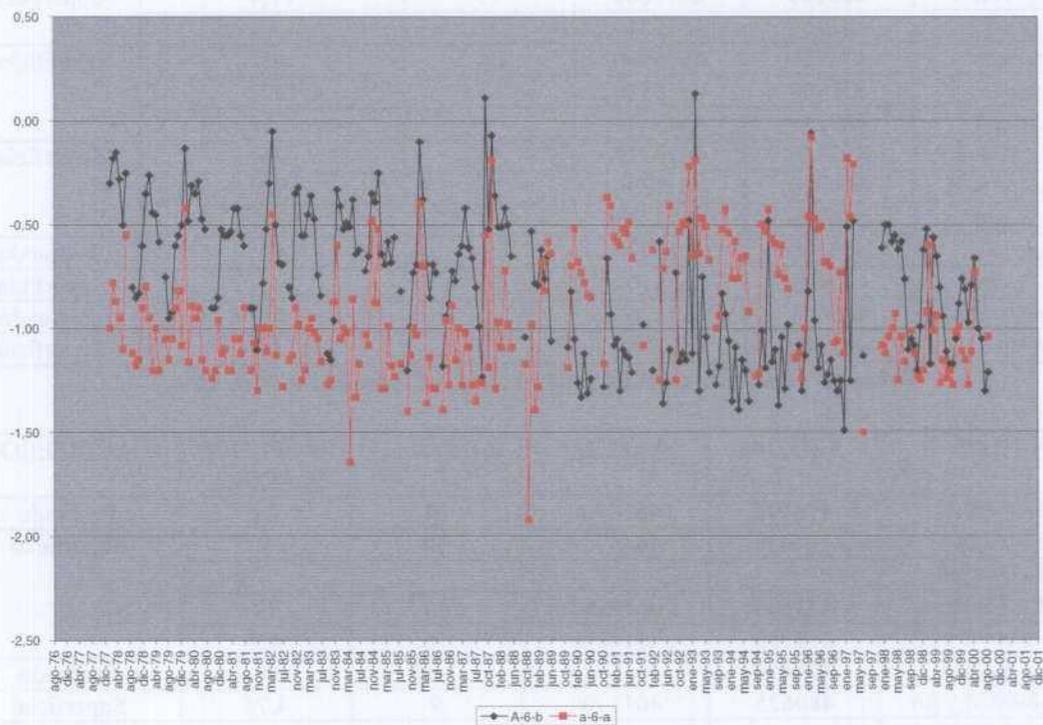
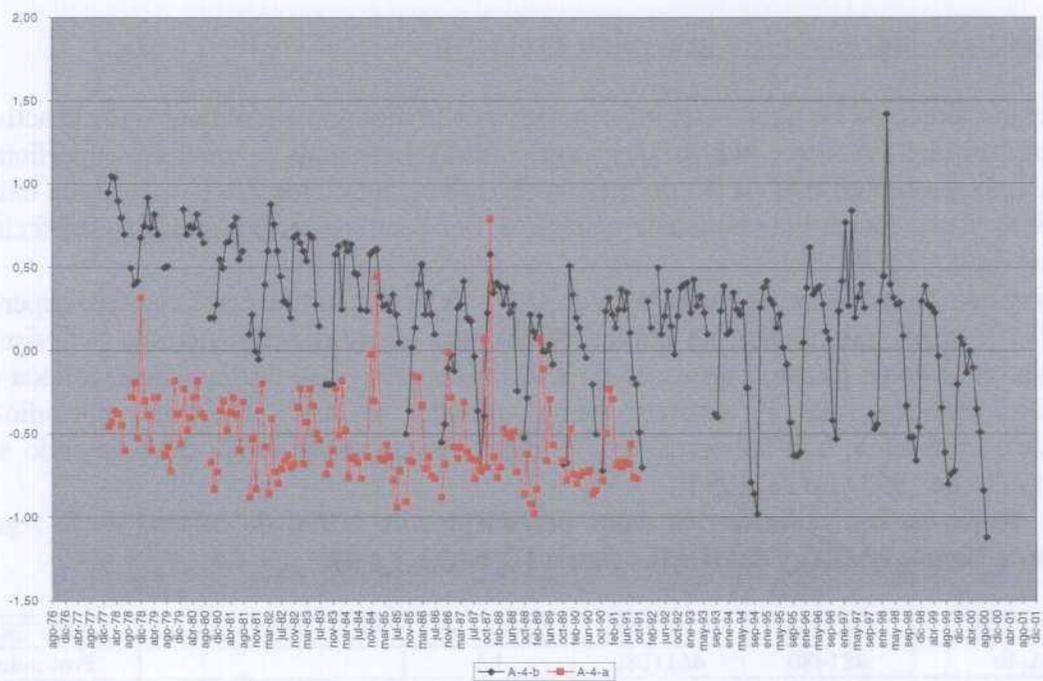


Figura 11 - Comparación de la evolución piezométrica del acuífero superficial y profundo en los piezómetros de la ACA A-4-a (sup) y A-4-b (prof); A-6-a (sup) y A-6-b (prof).

5.5.3 Análisis de la situación respecto a la intrusión marina

Características hidroquímicas generales. Evolución

El contenido iónico de las aguas está influenciado por la litología circundante, por la actividad antrópica (vertidos urbanos e industriales y agricultura). Las aguas del acuífero superficial del Tordera Baix presentan una facies de mezcla (bicarbonatada, clorurada y sulfatada cálcico-magnésica) y una facies bicarbonatada cálcica. En el acuífero semiconfinado esta facies de mezcla se repite (ITGE, 1994).

Las concentraciones de cloruros en el periodo 1991-93 se encuentran en el acuífero superficial entre 80-100 mg/L por lo que no parece existir una contaminación marina. Asimismo el contenido en cloruros puede estar asociado a la intensa actividad agrícola desarrollada en el delta. Sin embargo, en el acuífero semiconfinado se han observado episodios de contaminación marina, con máximos de 773 mg/L en marzo de 1992, descendiendo a 230 mg/L en julio de 1993 (ITGE, 1994).

Para el estudio se han utilizado los datos procedentes de la red de calidad de la Agència Catalana de l'aigüa (ACA) y del IGME (figura 12, tablas 3 y 4).

PUNTOS	X (UTM)	Y (UTM)	Z (m s.n.m.)	PROFUNDIDAD(m)	ACUIFERO
A-4b	481480	4611280	1,1		Profundo
Lloret Vell-3	480100	4614060	12	17,4	Superficial
Blanes-31	481160	4612340	6	13,1	
Tordera	476520	4616900	20	25	Profundo
Lloret-5	478900	4615580	14	42	
Calella-4	480239	4613194	9	39,5	
Fibracolor-4	477840	4616310	16	36	Superficial
Plá del Mas B	480570	4611280	2	5,5	
Sr. Riera	480030	4611230	2	7,3	
Blanes 42	480410	4612720	6	42	Profundo
Sr. Suqué	479480	4611300	20	6	Superficial
Malgrat-2	480568	4612260	4	41	Profundo
B-4a	481340	4611560	1,5	4	Superficial

Tabla 3.- Red de control de calidad de la ACA en el Tordera Baix.

PUNTOS	X (UTM)	Y (UTM)	Z (m s.n.m.)	PROFUNDI-DAD(m)	ACUIFERO
3814-7-0003	476500	4616900	24	23	Profundo
3814-7-0004	474620	4617770	30	8	Superficial
3814-7-0006					
3814-7-0025	475660	4619160	33	13	
3814-8-0002 y 35	478360	4616060	16	4,9	
3814-8-0013	478450	4615920	14,5	40	Profundo
3814-8-0020 y 36	480625	4613700	9	4,76	Superficial
3814-8-0034					Profundo
3815-4-0010					
3815-4-0013	480630	4611063	20	5,6	Superficial
3815-4-0015	481690	4612550	6	10	
3815-4-0016	480380	4612710	6	42	Profundo
3815-4-0024	481470	4611750	2,5	3,3	Superficial
3815-4-0031	479770	4610925	1	7	

Tabla 4- Red de control de calidad del IGME.

Atendiendo a los diagramas de Piper-Hill-Langelier (figura 13) se observa que, para el acuífero superficial, las aguas de los puntos situados en el margen derecho e izquierdo (círculo rojo y azul, respectivamente) se pueden agrupar; no varía demasiado su facies. En la margen derecha predomina el anión sulfato, mientras que en la izquierda predomina el catión sodio; curiosamente los puntos más próximos al río, los de la margen izquierda (círculo azul) y el 3814-8-0002 (círculo verde) son aguas relativamente próximas en cuanto a composición, pudiendo manifestar mayor influencia del agua del río.

Respecto al acuífero profundo (figura 14) , entre enero-mayo de 1996 y abril de 2000 se advierte un incremento en la salinización, con un desplazamiento de facies de mezcla a una facies clorurada sódica.

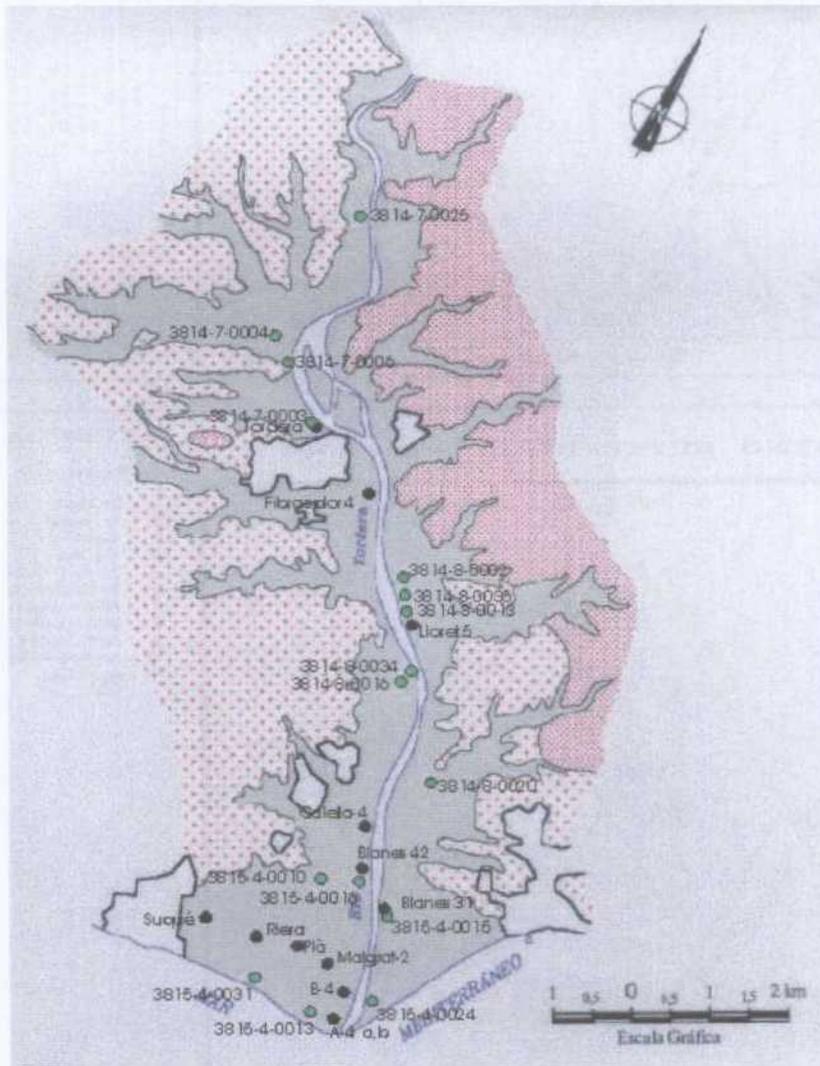


Figura 12.-Redes de calidad de la ACA (punto negro) y del IGME (punto verde).

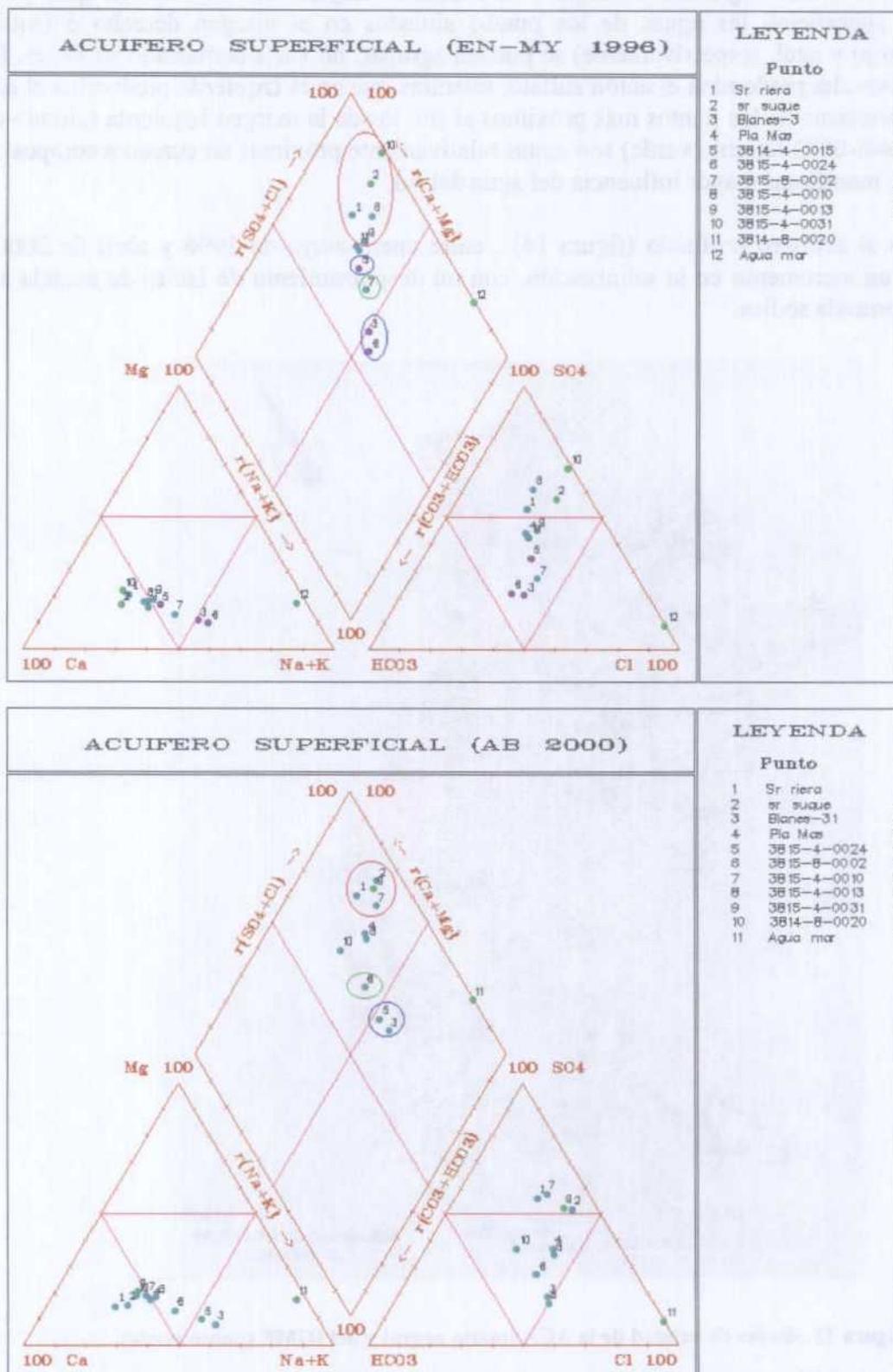


Figura 13.- Diagramas de Piper-Hill-Langelier de las aguas del acuífero superficial del Tordera Baix en enero-mayo de 1996 y abril de 2000 (datos de ACA e IGME). Círculo rojo-margen derecha, círculo azul-margen izquierda, círculo verde 3814-8-0002.

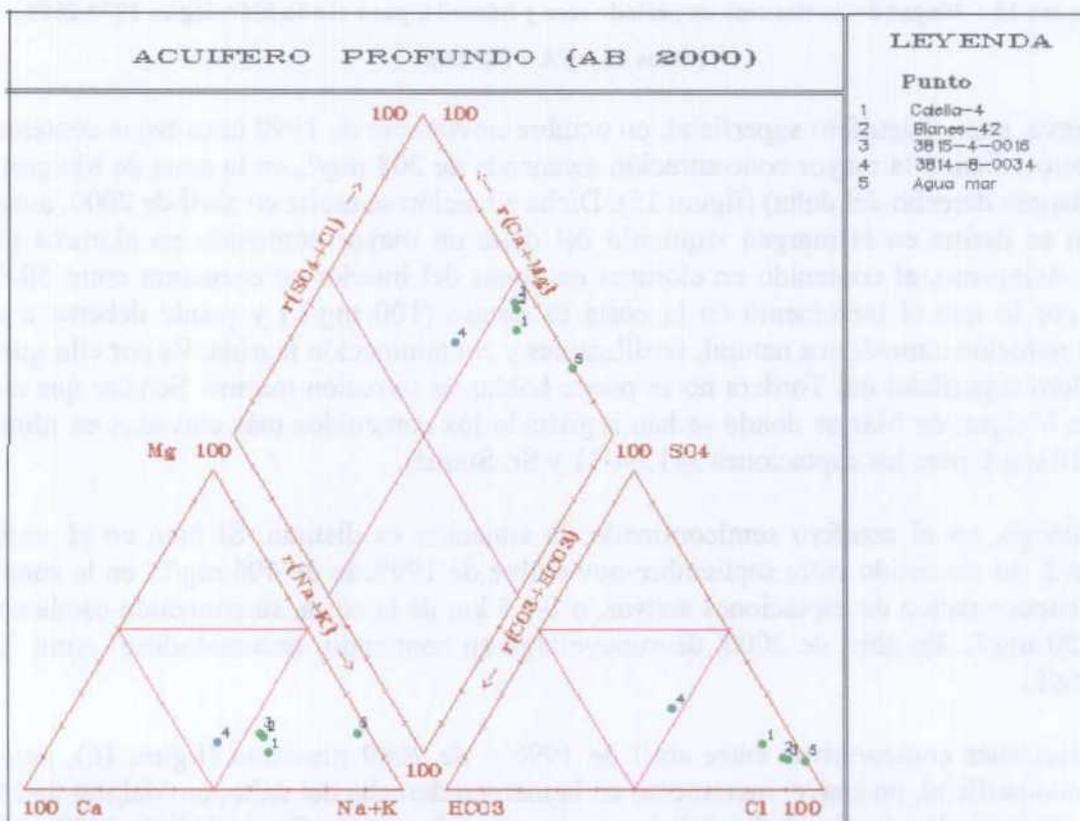
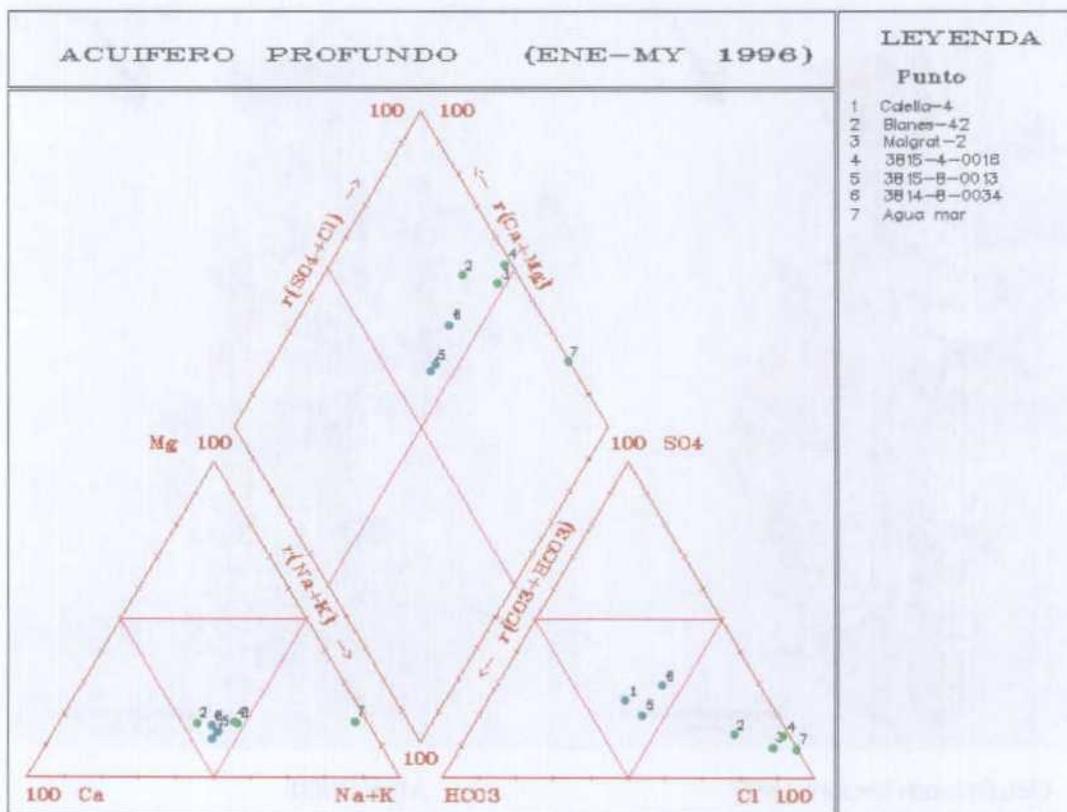
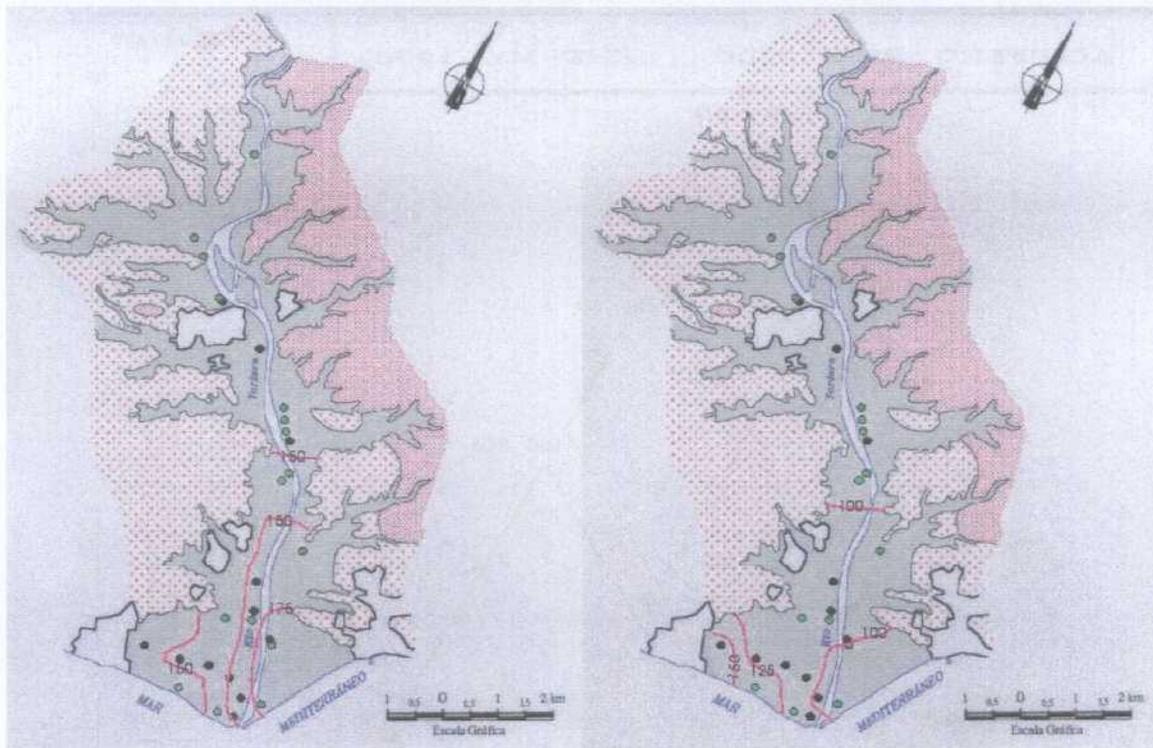


Figura 14.- Diagramas de Piper-Hill-Langelier de las aguas del acuífero profundo del Tordera Baix en enero-mayo de 1996 y abril de 2000 (datos de ACA e IGME).



Octubre-noviembre 1999

Abril 2000

Figura 15 .- Mapas de isocloruros en periodo seco y húmedo, para el año hidrológico 1999-2000 (datos de ACA e IGME).

Se observa, para el acuífero superficial, en octubre-noviembre de 1999 unos bajos contenidos en cloruros, siendo la mayor concentración alcanzada de 208 mg/L en la zona de Malgrat de Mar (margen derecho del delta) (figura 15). Dicha situación se repite en abril de 2000, aunque también se define en el margen izquierdo del delta un mayor contenido en cloruros (175 mg/L). Asimismo, el contenido en cloruros en zonas del interior se encuentra entre 50-100 mg/L, por lo que el incremento en la costa es escaso (100 mg/L) y puede deberse a tres causas: polución atmosférica natural, fertilizantes y contaminación marina. Es por ello que en el acuífero superficial del Tordera no se puede hablar de intrusión marina. Señalar que en la zona de Malgrat de Mar es donde se han registrado los contenidos más elevados en nitratos (250-510 mg/L para las captaciones 3815-4-31 y Sr. Suqué).

Sin embargo, en el acuífero semiconfinado, la situación es distinta. Si bien en el sondeo Malgrat-2 su contenido entre septiembre-noviembre de 1999, es de 406 mg/L, en la zona de mayor concentración de captaciones activas, a 1-1,5 km de la costa, su contenido oscila entre 855-2150 mg/L. En abril de 2000, disminuye algo su contenido, encontrándose entre 722-1323 mg/L.

Las variaciones comparativas entre abril de 1996 y de 2000 muestran (figura 16), para el acuífero superficial, un suave incremento en la margen derecha del delta, en Malgrat de Mar, siendo mayor en las proximidades del río en su margen izquierda. Entre abril de 1999 y abril de 2000 se observa que en la zona de Malgrat se ha producido un considerable descenso del

contenido (con un máximo de -81mg/L), aunque se sigue incrementando en la margen izquierda (hasta 93 mg/L).

En el acuífero semiconfinado se observa, para abril de 1996 y 2000, en las captaciones situadas a más de 1 km de la costa, en la entrada al delta, que se han producido incrementos considerables, entre $183\text{-}901\text{ mg/L}$, siendo esta variación causada por muestrearse en captaciones próximas a zonas en explotación; entre abril de 1999 y 2000 el ascenso es más generalizado, entre $600\text{-}827\text{ mg/L}$.

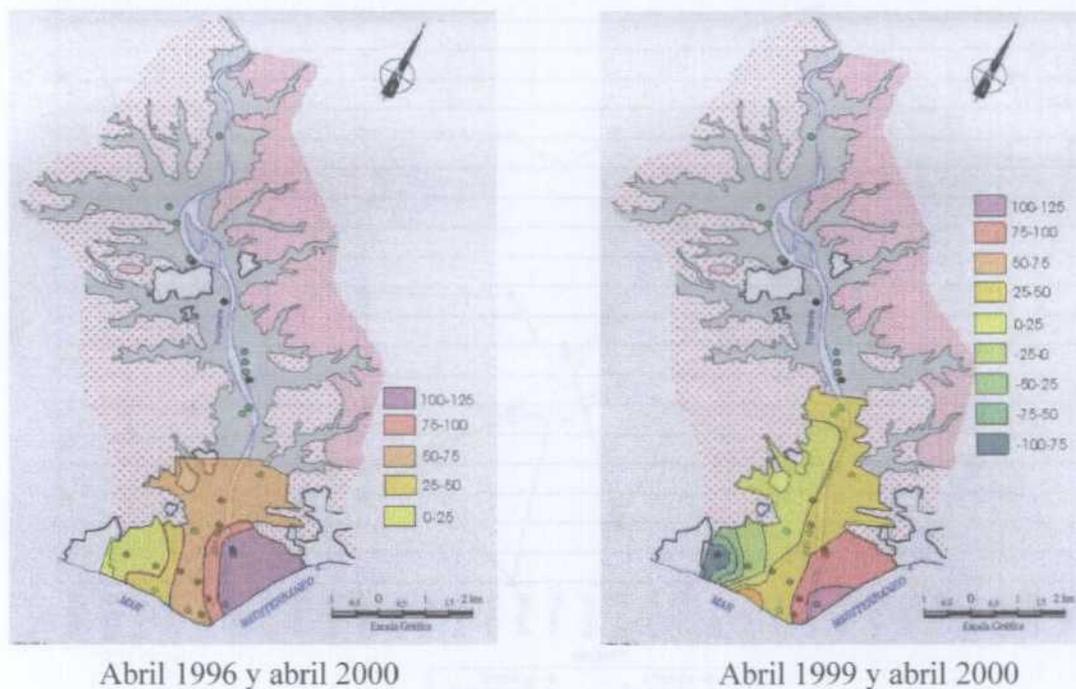


Figura 16.- Mapas de isovariación de cloruros en el acuífero superficial. El valor hace referencia a la diferencia entre la concentración de abril de 2000 y del abril del otro año, observándose su incremento o disminución (datos del ACA e IGME).

Los mapas de isovariaciones del acuífero superficial (figura 16) muestran que la margen derecha del delta del Tordera, en el entorno de Malgrat de Mar, y que presenta mayores contenidos en cloruros, se ha incrementado suavemente desde abril de 1996 y ha descendido notablemente respecto a abril de 1999. Es en la margen izquierda del delta donde se produce un incremento notable del contenido ($100\text{-}125\text{ mg/L}$).

Estudiando la evolución de las concentraciones iónicas en detalle, para la margen izquierda del delta, del acuífero superficial, se han utilizado el punto 3815-4-0024 (red IGME) (figura 17) y, más al interior, la combinación de los datos de los puntos 3815-4-0015 y Blanes 31 (figura 19).

En el primer caso los aniones HCO_3 , Cl y SO_4 tienen similar comportamiento: mantenimiento entre 1991-1997 para incrementarse desde 1999 y 2000. Los nitratos, coincidentes en ocasiones con los anteriores, difieren de la evolución de éstos en los meses de mayo (periodo de mayor riego), con incrementos de NO_3 y descensos de los otros aniones. No obstante SO_4

y Cl pueden tener acumulado un doble origen, el propio de la proximidad del agua marina y el de los fertilizantes. El contenido en HCO_3^- disminuye desde 1995 a 2000, incrementando el contenido en Cl. Los cationes muestran que Ca^{2+} y Na^+ tienen comportamientos similares hasta 1995, produciéndose un descenso del contenido en Ca^{2+} y un incremento de Na^+ parejo al de HCO_3^- y Cl. (figura 17).



Figura 17.- Evolución iónica en la margen izquierda del delta del Tordera (3815-4-0024).

En la margen derecha en el punto "Sr Suqué" (figura 18) se observa, entre enero de 1996 a abril de 2000 un leve ascenso en el contenido en cloruros, comportamiento muy parecido al de otros iones (Na , Mg , SO_4). El elevado contenido en NO_3^- es mayor durante los meses de septiembre-octubre y generalmente coincidente con la evolución del Cl, lo que podría indicar la influencia de las prácticas agrícolas en el contenido en cloruros.

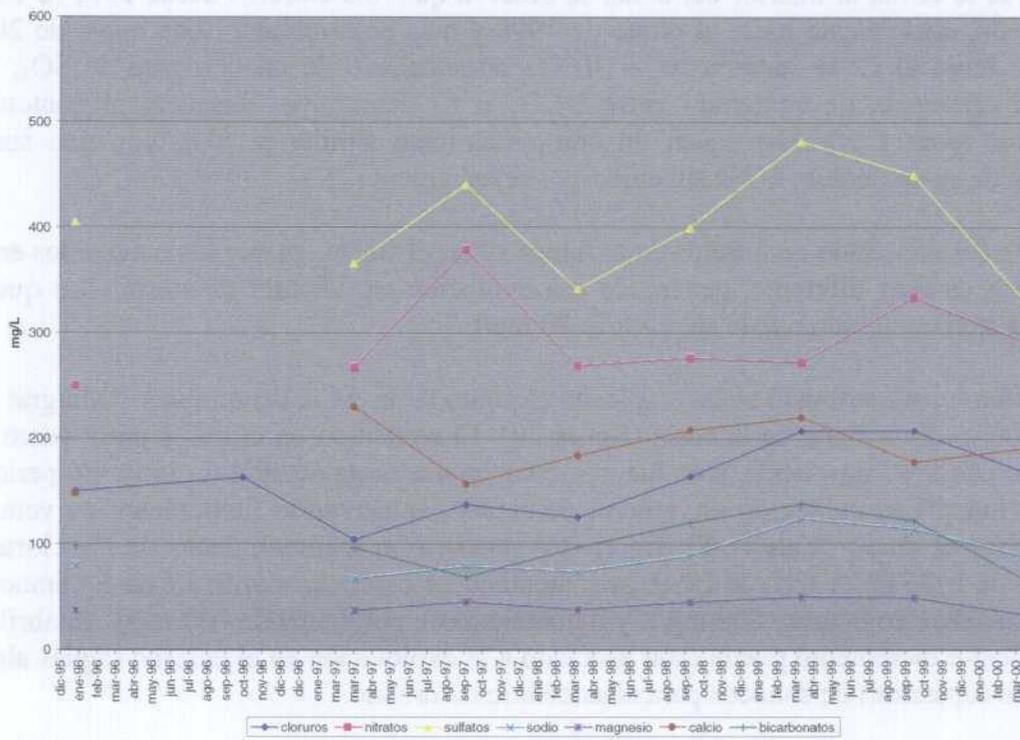


Figura 18.- Evolución iónica en el punto "Sr. Suqué", perteneciente al acuífero superficial (datos de ACA).

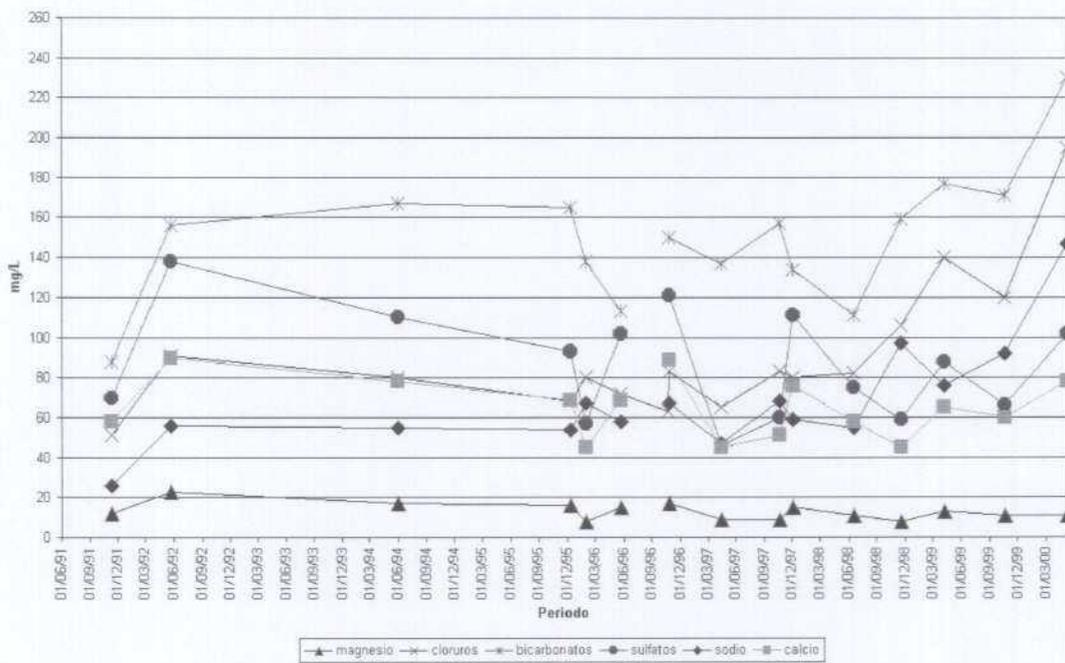


Figura 19.- Evolución iónica a 1 km de la costa (3815-4-0015).

Al alejarse de la costa, al interior del delta, se observa que los cloruros desde 1991 se están incrementando, suavemente hasta el otoño de 1998 y más bruscamente hasta mayo de 2000 (figura 19). Junto al Cl se incrementa el HCO_3 , acompañado de un descenso de SO_4 ; sin embargo la diferencia de contenido entre HCO_3 y Cl disminuye. Respecto al contenido catiónico, los iones Ca y Mg tienen un comportamiento similar al SO_4 , con una suave disminución de su contenido; el Na sin embargo, se incrementa.

La evolución del contenido en nitratos en la figura 19 no es fiable, ya que los contenidos entre ambos puntos es muy diferente, generando esa evolución en “dientes de sierra”. Lo que si muestra es que el contenido puede alcanzar lo 70 mg/L.

Para el acuífero semiconfinado se ha empleado el punto de la ACA denominado “Malgrat 2”, situado a 800 m de la línea de la costa (figura 20). El contenido en cloruros entre enero de 1996 y marzo de 1997 desciende, para luego incrementarse hasta octubre de 1999. En periodo de recarga (marzo) su contenido en general desciende, aumentando fuertemente en verano. Más al interior el punto “Calella 4” (figura 20) muestra un mantenimiento de los cloruros desde enero de 1996 hasta abril de 1999, incrementándose espectacularmente en el verano de 1999, registrándose en octubre 868 mg/L y manteniéndose por encima de 700 mg/L en abril de 2000. Este fuerte incremento puede estar asociado a la explotación en el entorno (aguas abajo y arriba de la captación) de sondeos para abastecimiento urbano.

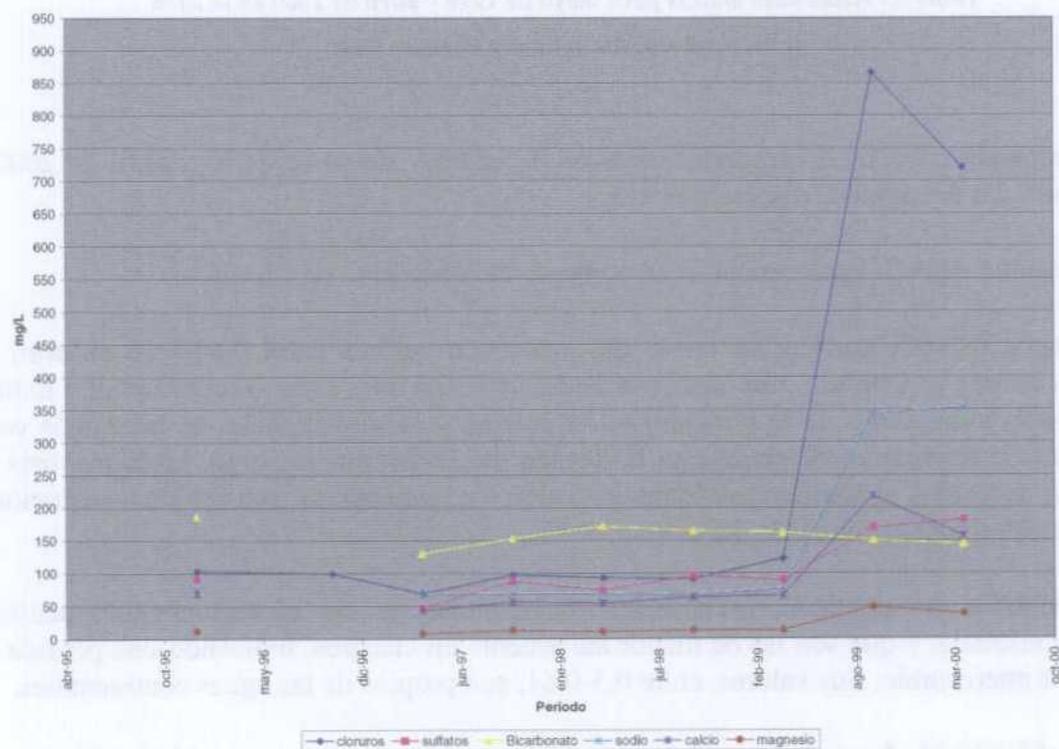
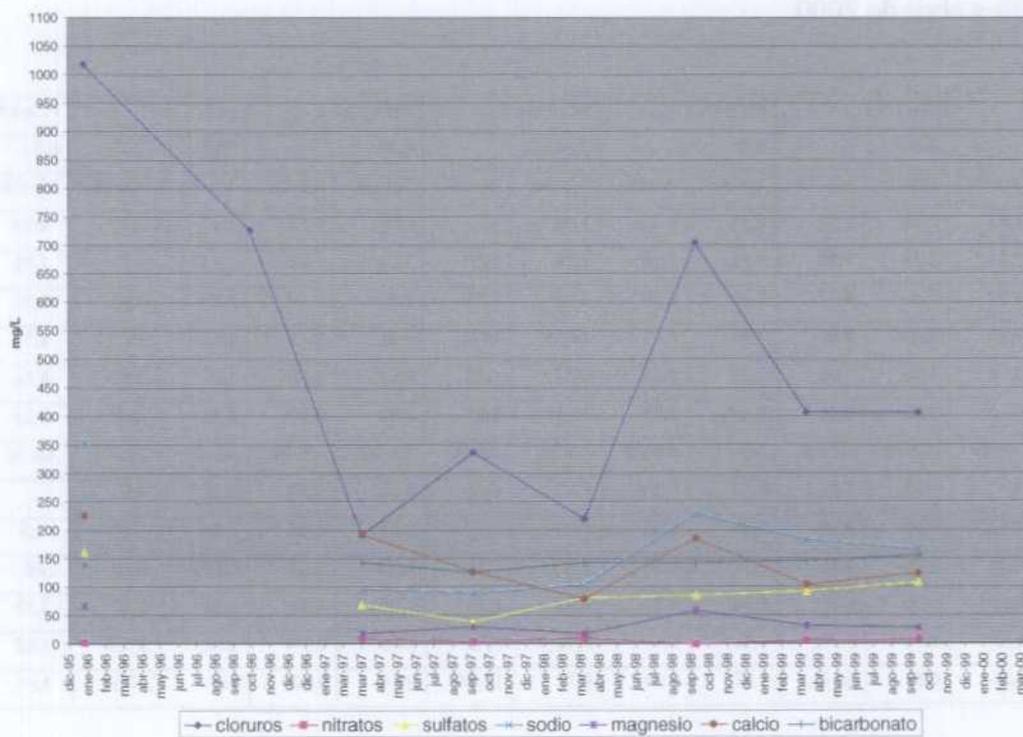


Figura 20- Evolución iónica en el acuífero profundo: Malgrat-2 y Calella-4.

Análisis de las relaciones iónicas

En la tabla 5 se reflejan los valores de las relaciones iónicas más significativas, para los años abril de 1996 y abril de 2000.

	rCa/rCl		rNa/rCl		rMg/rCa		rCl/rHCO ₃		rSO ₄ /rCl		rCl		rCa/rNa	
Agua mar	0,04		0,86		5,3		221		0,10		594		0,04	
	My-96	Ab-00	My-96	Ab-00	My-96	Ab-00	My-96	Ab-00	My-96	Ab-00	My-96	Ab-00	My-96	Ab-00
3814-8-16	1,17	1,03	1,28	0,96	0,39	0,3	1,26	1,67	0,79	0,52	2,17	4,2	0,91	1,07
3815-4-10	2,37	0,44	1,34	1,09	0,36	0,38	1,26	1,67	2,72	2,02	2,14	3,7	1,78	1,72
3815-4-13	0,48	0,32	1,3	0,92	0,4	0,39	1,26	1,82	1,53	0,84	2,48	4,09	1,54	1,47
3815-4-16	0,12	0,13	0,54	0,64	0,49	0,61	44,45	16,96	0,16	0,11	29,89	35	0,78	0,54
3815-4-24	1,10	0,78	1,65	1,06	0,28	0,25	0,82	1,32	0,61	0,68	1,9	4,81	0,66	0,73
3815-4-31	0,83	0,48	1,09	0,86	0,39	0,39	16,14	3,01	2,91	3,45	3,44	4,68	3,21	2,36
	Ab-96	Ab-00	Ab-96	Ab-00	Ab-96	Ab-00	Ab-96	Ab-00	Ab-96	Ab-00	Ab-96	Ab-00	Ab-96	Ab-00
Blanes-31	1	0,7	1,29	1,16	0,29	0,24	1	1,46	0,52	0,38	2,26	5,5		
Sr. Riera	2,47	3,02	0,99	0,98	0,38	0,25	1	1,78	1,61	0,94	2,54	4,09	2,5	3,09
Plá	2,13	1,38	1,28	0,85	0,31	0,35	1,07	1,38	2,71	2,32	2,99	3,16	1,65	1,62
Sr. Suqué	2,58	2,16	0,83	0,81	0,28	0,27	2,62	4,34	1,98	1,44	4,26	4,77	3,12	2,66
Catella-4	1,19	0,39	1,16	0,76	0,28	0,4	0,96	8,56	0,66	0,19	2,93	20,36	1,03	0,51
Blanes-42	0,65	0,34	0,51	0,66	0,37	0,59	4,77	13,96	0,19	0,12	11,9	37,31	1,61	1,35

Tabla 5.- Relaciones iónicas para mayo de 1996 y abril de 2000 en la zona de los acuíferos del delta del Tordera Baix.

Si se comparan entre sí las relaciones iónicas de enero y mayo de 1996 y abril de 2000 y también con las del agua de mar, se observa:

- La relación rCa/rCl parece mostrar un aumento del contenido en Cloruros.
- El índice rNa/rCl muestra un suave descenso, con valores entre 0,64-1,16 en abril de 2000, en una proporción muy similar a la del agua del mar. Este descenso podría indicar un cierto incremento de la contaminación marina y la disminución de Na puede estar asociada a fenómenos de retraso en la llegada del sodio; sin embargo, en la mayoría de puntos asociados al acuífero profundo, esta relación aumenta, tal vez debida a adsorción e intercambio iónico con el Ca del medio.
- El rMg/rCa se mantiene, ascendiendo únicamente en las captaciones del acuífero semiconfinado, y que son las de mayor incremento en cloruros, indicando una pérdida de Ca por intercambio. Sus valores, entre 0,3-0,61, son propios de las aguas continentales.
- Para rCl/rCO₃H los valores se incrementan, excepto en dos puntos, 3815-4-0016 y 4-0031. Los puntos con mayor mineralización, correspondientes al acuífero semiconfinado, presentan valores entre 8-14, casi todos los correspondientes a acuíferos superficiales oscilan entre 1,3-1,82, a excepción del 3815-4-0031 y "Sr. Suqué", que son más elevados y que podrían indicar un inicio de contaminación marina.

- La relación rCa/rNa en el acuífero superficial no varía demasiado, sin embargo en los puntos del acuífero semiconfinado se observa un descenso coincidente con el descenso en la relación rMg/rCa y el ascenso de la relación rNa/rCl .
- Para rSO_4/rCl también se producen suaves descensos por el incremento en cloruros.
- El rCl muestra un incremento generalizado en ambos acuíferos, entre un 6-73 % para el superficial y entre un 17-600 % para el semiconfinado, condicionada esta variación del porcentaje posiblemente al tiempo de extracción de agua en las captaciones de la red. Resulta evidente un incremento de la contaminación marina en el acuífero semiconfinado, aunque para el acuífero superficial este incremento, heterogéneo en este acuífero, puede estar asociado también a otra fuente de contaminación.

En conjunto se observa una disminución del agua dulce (descenso de Ca , HCO_3) en ambos acuíferos, con un incremento generalizado de cloruros, más elevado en el acuífero semiconfinado (con fenómenos de intercambio iónico, con disminución de la concentración de Na e incremento del Ca). Si bien para el acuífero profundo se puede afirmar que existe una incipiente contaminación marina, asociada a los bombeos de abastecimiento, en el acuífero superficial no es tan importante, reduciéndose a menos de 500 m de la línea costera. Además puede existir otra fuente que aporte estos contenidos en Cl , además de la posible contaminación marina.

5.5.4 Diagnóstico del estado actual del acuífero

En el acuífero superficial se observa que los niveles piezométricos se mantienen o muestran un suave descenso, acompañados de un incremento de cloruros principalmente en la margen izquierda del delta; no obstante existen otras fuentes de origen de los cloruros: prácticas agrarias (altos contenidos en nitratos) y aerosol marino .

El nivel piezométrico del acuífero confinado está condicionado por los fuertes bombeos estivales, marcándose una tendencia al descenso. Esta actividad estival mantiene gran parte de la superficie piezométrica por debajo de 0 m s.n.m., incrementándose ésta cada vez más. La contaminación marina manifiesta un fuerte avance a partir de finales de la década de 1990, debido a los campos de captaciones existentes hacia el interior del delta, a 2 km de la línea de la costa.

5.5.5 Evolución previsible y posibles actuaciones

La evolución del acuífero profundo, al que están ligados los abastecimientos de gran parte de las poblaciones costeras del Maresme y Costa Brava, es de un avance y mantenimiento de la contaminación marina. Para evitar esta degradación es preciso buscar otras fuentes de agua alternativas que permitan disminuir la explotación de este acuífero, realizar experiencias para detener el avance (barreras de inyección en el delta) o de recuperación del acuífero (experiencias de recarga artificial), además de una buena gestión y regulación de los recursos existentes.

Del acuífero superficial se recomienda una disminución en las prácticas agrarias, ya que están incrementando la mineralización del agua, además de una regulación de los volúmenes de explotación, para evitar que se incremente un proceso de contaminación marina, actualmente poco desarrollado. La utilización de experiencias de recarga artificial, con aguas procedentes del río, captadas aguas arriba del delta, podrían mejorar la calidad en las zonas con mayor problemática en el delta.

Referencias bibliográficas

ITGE (1994): Informe hidrogeológico del Tordera mig y baix. (Periodo 1991-93).

5.6 UNIDAD HIDROGEOLOGICA 10.14 ALT MARESME

5.6.1 Descripción hidrogeológica

Las formaciones acuíferas corresponden a las acumulaciones cuaternarias, procedentes de la meteorización y arrastre por los torrentes de los materiales plutónicos y paleozoicos que forman los relieves, a cuyos pies se disponen.

Dentro de este acuífero, se pueden establecer dos grandes tramos:

- Desembocadura de pequeños torrentes, entre Caldes d'Estrac y Sant Pol de Mar.
- Una llanura costera que se extiende de Calella de Mar a Malgrat de Mar, interdentándose con los depósitos del delta del Tordera. (figura 1). Esta llanura tiene una longitud de unos 800 m es su parte más ancha.

El acuífero, si se considera a nivel descriptivo como único, es de comportamiento libre. Este se puede subdividir en pequeñas unidades correspondientes a cada riera, que en mayor o menor grado constituyen unidades independientes (Murillo *et al*, 1993).

En general su espesor es variable, alcanzando los 24 m en la riera de Arenys. El granito alterado o *sauló* también es muy variable, con una media de 20 m. El conjunto alcanza máximos de 50 a 60 m (Murillo *et al*, 1993). La permeabilidad es del orden de 1 m/día para el granito alterado y 10-20 m/día para los depósitos cuaternarios, alcanzando los 50 m/día en arenas gruesas y limpias. Sus transmisividades son del orden de 20 m²/día para el sauló y de 100-200 m²/día para las arenas, alcanzando hasta 2000 m²/día (Murillo *et al*, 1993).

5.6.2 Evolución de la explotación y uso de las aguas subterráneas

El Maresme ha sido, tradicionalmente, una comarca eminentemente agrícola, con cultivos de secano (viña, cereal y olivo); sin embargo durante el siglo XIX los cultivos de huerta empezaron a desarrollarse, principalmente en las áreas litorales, favorecidos por la benignidad del clima y la facilidad de captar agua en el acuífero. En esta zona existen unas 1 100 Ha destinadas a regadío, fresón (entre Arenys y Calella) y hortaliza (entre Calella y Tordera). Sobre este sector se ha superpuesto también el sector turístico o de segunda residencia.

El riego se realiza casi exclusivamente con aguas subterráneas. La dotación media es de 10.000 m³/ha y año, disminuyendo para los cultivos forrajeros a 1000-5000 m³/ha y año. Así las extracciones de agua estimada para riego ascenderán a 13.950.000 m³.

Para una recarga máxima estimada de unos 27 hm³/año, se explotan, en un año medio, unos 15,5 hm³ anuales se bombean para usos agrarios, humanos e industriales (Murillo *et al*, 1993). Existe un importante retorno de riego, en torno al 25-30 % (SGC, 1993), de gran importancia en la evolución química del agua subterránea.

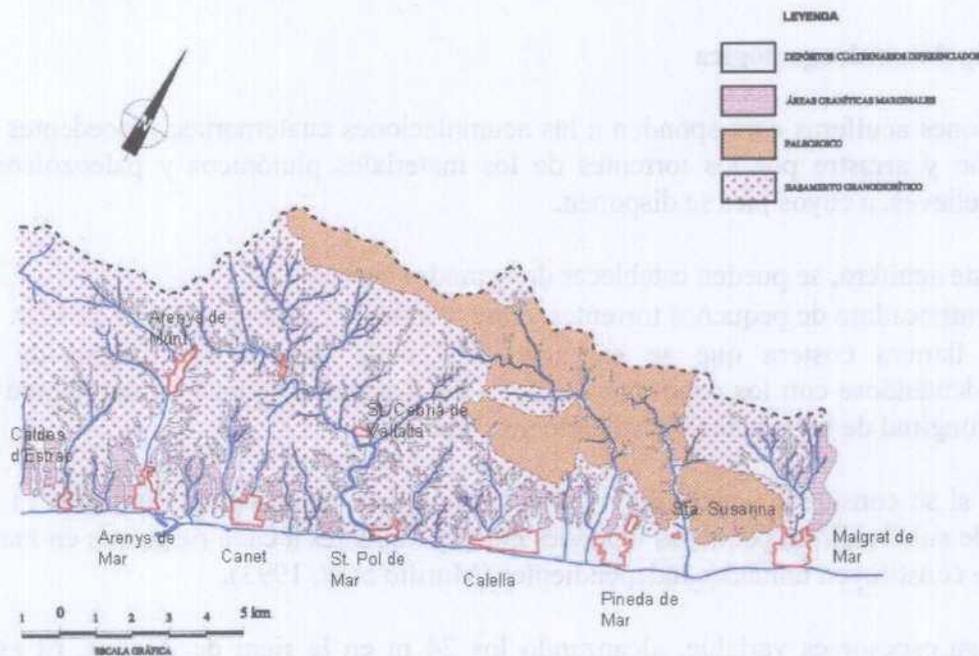


Figura 1.- Mapa hidrogeológico del Baix Maresme (Murillo *et al*, 1993)

5.6.3 Análisis de la piezometría y su evolución

El acuífero del Alt Maresme es un acuífero libre. En otoño de 1985 las cotas de la llanura litoral de Calella-Malgrat se encuentran 2 m b n.m., en julio de 1992 se observa una mejoría generalizada, con cotas de 10 m s.n.m. en el entorno de Arenys de Mar y de 1 m s.n.m. en el sector Calella-Malgrat.

Se han utilizado los datos procedentes de la red del IGME (la Agència Catalana de l'Aigua no dispone de red en este acuífero) (tabla 1)(figura 2) para los mapas de piezometría de mayo y noviembre de 1999 (figuras 3 y 4). La llanura litoral entre Calella y Malgrat muestra, para estas dos fechas, un mantenimiento de la superficie piezométrica, con una cota entre 2-3 m s.n.m, excepto en la desembocadura de la Riera, que mantiene una cota negativa de -2 m s.n.m., al igual que en los depósitos aislados de Sant Pol de Mar, con -1 m s.n.m., aunque también puede deberse a una deficiente nivelación.

Gracias a los piezómetros del IGME (tabla 1) se puede estudiar la evolución piezométrica de manera mensual, con un periodo entre septiembre de 1986 a noviembre de 1999, con medidas de carácter semestral.

Al Norte de Canet de Mar (figura 5), en los relieves próximos, los niveles piezométricos asociados a los depósitos de rieras muestran similares comportamientos: ascensos en invierno y descensos durante el verano.

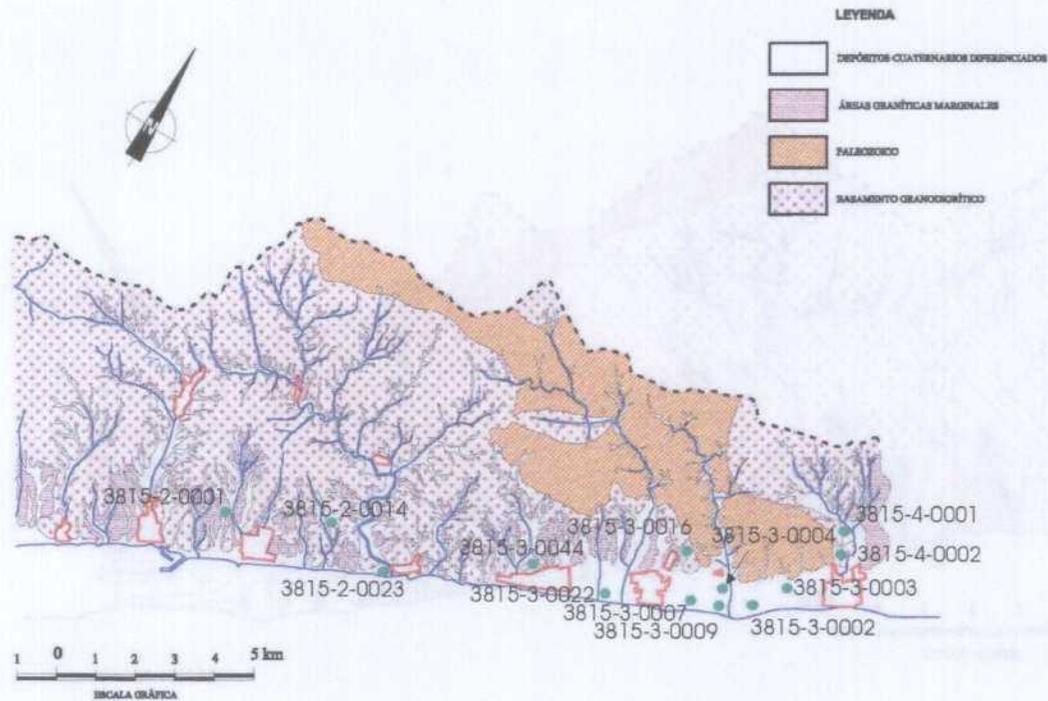
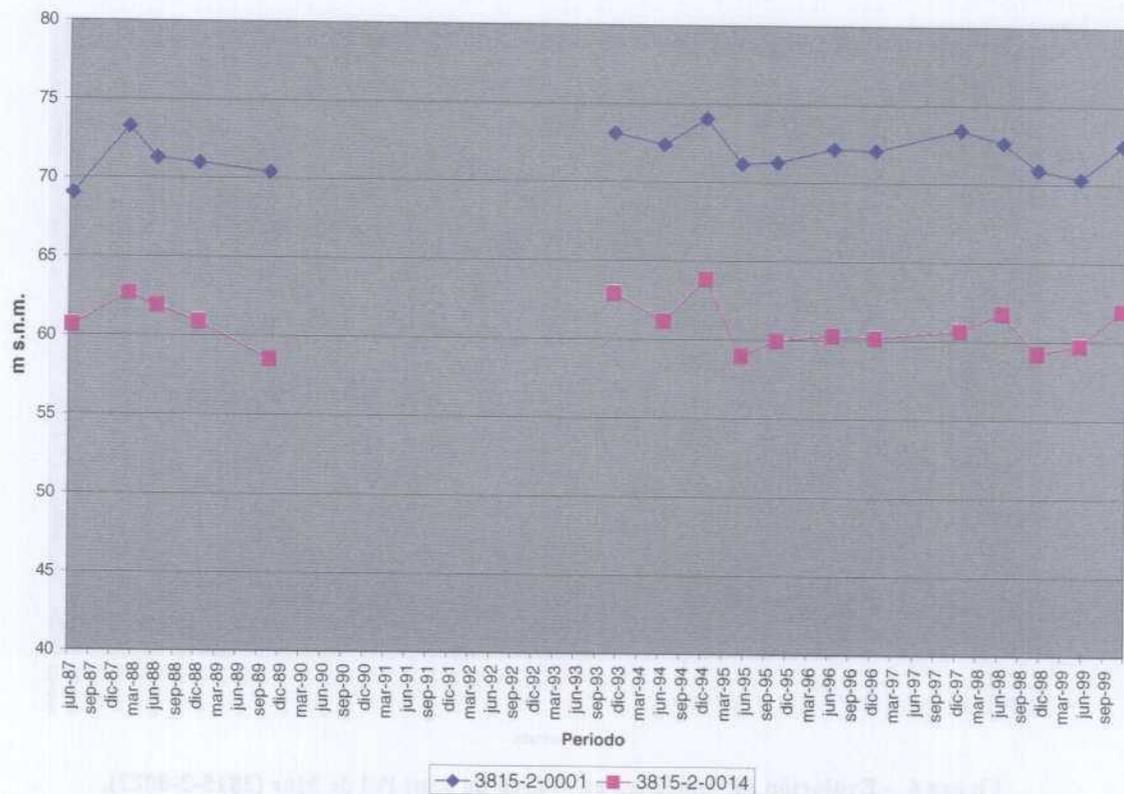


Figura 2- Red piezométrica del IGME.

PUNTOS	X (UTM)	Y (UTM)	Z (m s.n.m.)	PROFUNDIDAD(m)
3815-2-0001	464100	4605300	95	29,6
3815-2-0014	466650	4606950	75	17,6
3815-2-0023	468660	4605637	3,5	6,1
3815-3-0002	476894	4609428	5,6	5,9
3815-3-0003	477050	4610050	8	6,5
3815-3-0004	476350	4609100	5,7	6,7
3815-3-0007	475393	4608809	5,9	6,7
3815-3-0009	476406	4609613	5,3	17,2
3815-3-0016	474700	4609500	38,7	21,2
3815-3-0022	473902	4607990	2	6,4
3815-3-0044	471800	4608100	40,7	22
3815-4-0001	478016	4612330	24	12
3815-4-0002	478308	4611883	16,9	14

Tabla 1.- Puntos de la red piezométrica del IGME

En la riera de Sant Pol (figura 6) el nivel piezométrico muestra un mantenimiento, con fuertes descensos en periodo estival. Las cotas, no obstante, se encuentran durante todo el periodo, por debajo de la cota de 0 m s.n.m., entre $-0,77$ a $-1,9$ m s.n.m, aunque puede deberse a una deficiente nivelación topográfica.



En la zona de Pineda a Malgrat de Mar (figura 6) se observa una tendencia al ascenso, con descensos en verano y recuperaciones bruscas en invierno. El nivel piezométrico se sitúa entre -2,7 a 4,23 m s.n.m.

En general se observa un comportamiento típico de un acuífero aluvial del Mediterráneo: descensos en verano y ascensos en otoño-invierno, acentuados los descensos, posiblemente, por extracciones para riego y abastecimiento. Parece existir una tendencia al ascenso en el acuífero en el sector Calella-Malgrat, y un mantenimiento en la zona de Canet de Mar, para el periodo estudiado de 1988-1999.

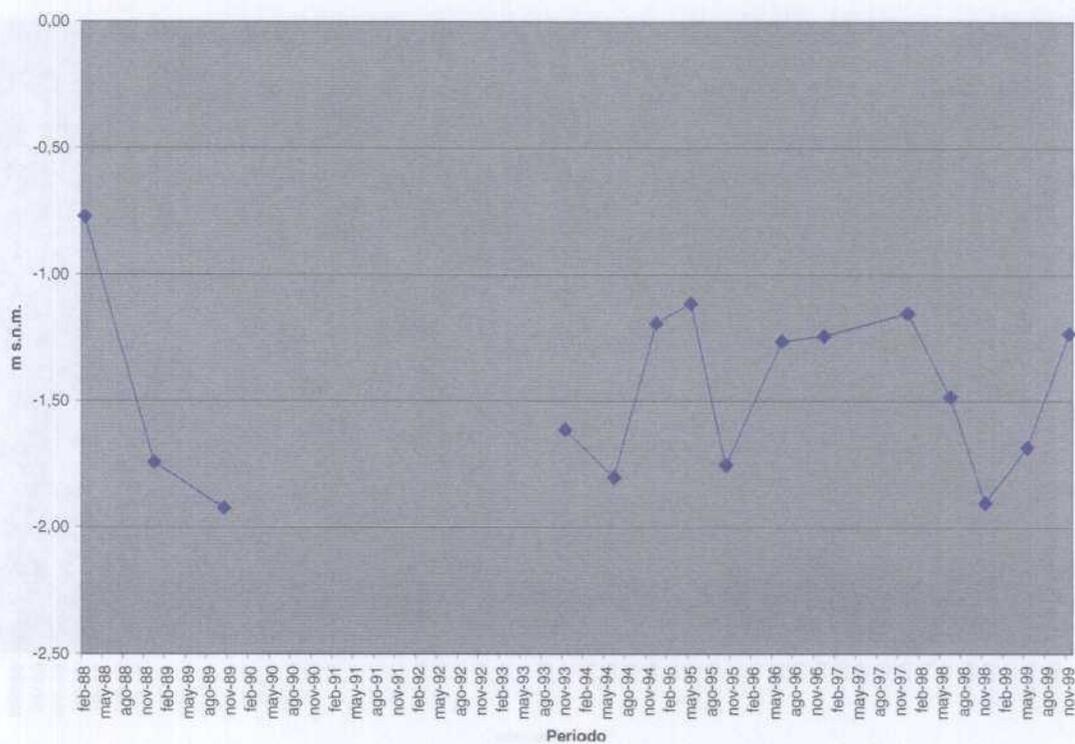


Figura 6.- Evolución piezométrica en el área de Sant Pol de Mar (3815-2-0023).

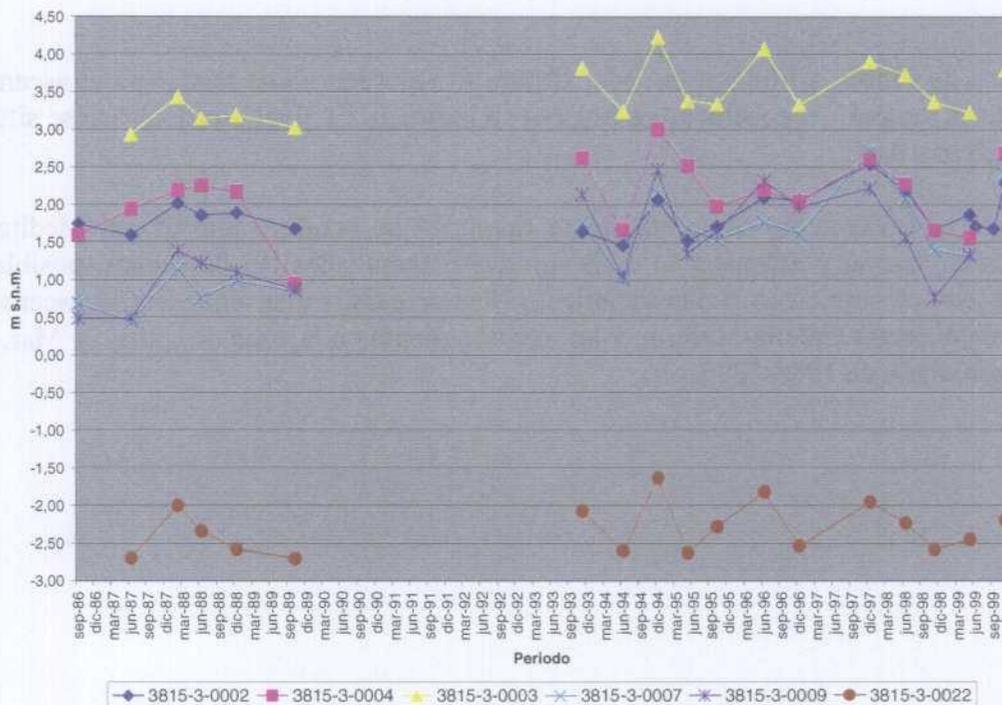


Figura 7.- Evolución piezométrica en el área de Pineda de Mar-Malgrat de Mar.

5.6.4 Análisis de la situación respecto a la intrusión marina

No se disponen de suficientes datos sobre la contaminación por intrusión antes de 1978, aunque parece ser, según los usuarios, que existía una intrusión a finales de la década de 1960 (Murillo *et al*, 1992). En 1978 y 1985 la intrusión estaba extendida en todo el sector costero, aunque la evolución de la salinidad no es uniforme, ya que existen áreas estacionarias y otras con variaciones positivas y negativas. Esta contaminación está asociada al aumento de las extracciones. En 1992 la intrusión disminuye pasando a ser de carácter local o puntual (Murillo *et al*, 1992).

Para el estudio de la intrusión se han utilizado los puntos de la red de calidad e intrusión del IGME (tabla 2) (figura 8).

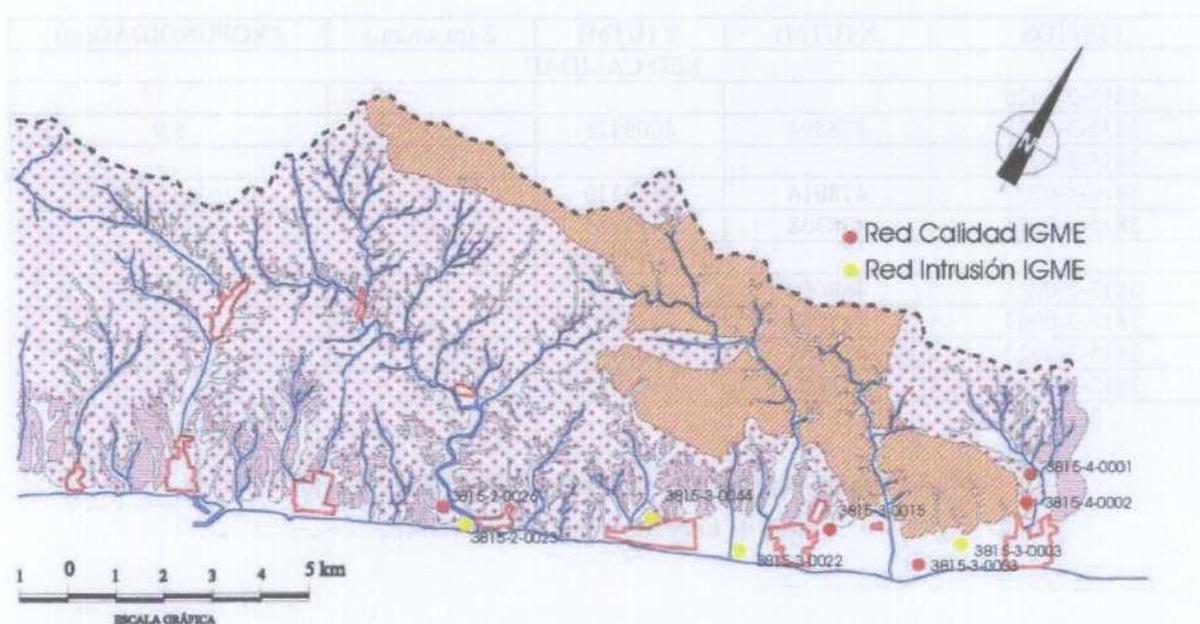


Figura 8- Redes de calidad e intrusión del IGME

La situación del muestreo con los niveles estáticos o dinámicos puede variar notablemente. Así entre junio de 1998 y de 1999 (figura 9) se producen ascensos generalizados (entre 2-51 mg/L) excepto entre Calella y Pineda de Mar, donde desciende 7 mg/L; en la riera de Sant Pol los ascensos son fuertes (49-563 mg/L) aunque puede deberse a que la medida realizada en 1999 fuera en condiciones de fuerte explotación. En octubre de 1998 y 1999 (figura 10) se mantiene este suave incremento en la llanura de Calella-Malgrat (3-57 mg/L), descendiendo en Sant Pol de Mar (48 mg/L).

Comparando la situación entre junio de 1996 y mayo de 1999 (figura 11) se observa un ascenso generalizado del contenido en cloruros, entre 12-71 mg/L entre Calella y Malgrat y de 71-615 mg/L en Sant Pol de Mar. En la llanura litoral donde mayor incremento se produce es entre Calella y Pineda de Mar.

Entre mayo y octubre de 1999 (figuras 12, 13) se produce un incremento del contenido en cloruros, definiéndose en octubre más extensa la isolínea de 250 mg/L; en ambas fechas en la riera de Sant Pol de Mar este contenido es elevado, entre 300-600 mg/L.

Se ha estudiado la evolución de los cloruros en el periodo 1988-1999, con datos semestrales y/o anuales (figura 14), disponiendo de continuidad en ellos a partir de noviembre de 1993. Se observa, desde esa fecha una tendencia al ascenso en la concentración de cloruros en los costeros, con contenidos entre 213-319 mg/L en la llanura de Calella-Malgrat y de 34-716 mg/L en Sant Pol de Mar; a su vez estos ascensos se incrementan en periodo estival y disminuyen en otoño-invierno. La captación 3815-2-0022 muestra fuertes variaciones en el contenido, ello pueden indicar que estas variaciones pueden estar acentuadas por coincidir el muestreo o no con periodos de bombeo, *maquillándose* la situación real; lo mismo puede ocurrir con los otros puntos, aunque en menor medida.

PUNTOS	X (UTM)	Y (UTM)	Z (m s.n.m.)	PROFUNDIDAD(m)
RED CALIDAD				
3815-2-0026				
3815-3-0002	476894	4609428	5,6	5,9
3815-3-0015				
3816-4-0001	478016	4612330	24	12
3815-4-0002	478308	4611883	16,9	14
RED INTRUSION				
3815-2-0023	468660	4605637	3,5	6,1
3815-3-0003	477050	4610050	8	6,5
3815-3-0022	473902	4607990	2	6,4
3815-3-0044	471800	4608100	40,7	22

Tabla 2.- Puntos empleados para el estudio de calidad provenientes de la Red de intrusión y calidad del IGME.

El punto 3815-3-0044 muestra una tendencia de aumento del contenido en cloruros (figura 15).

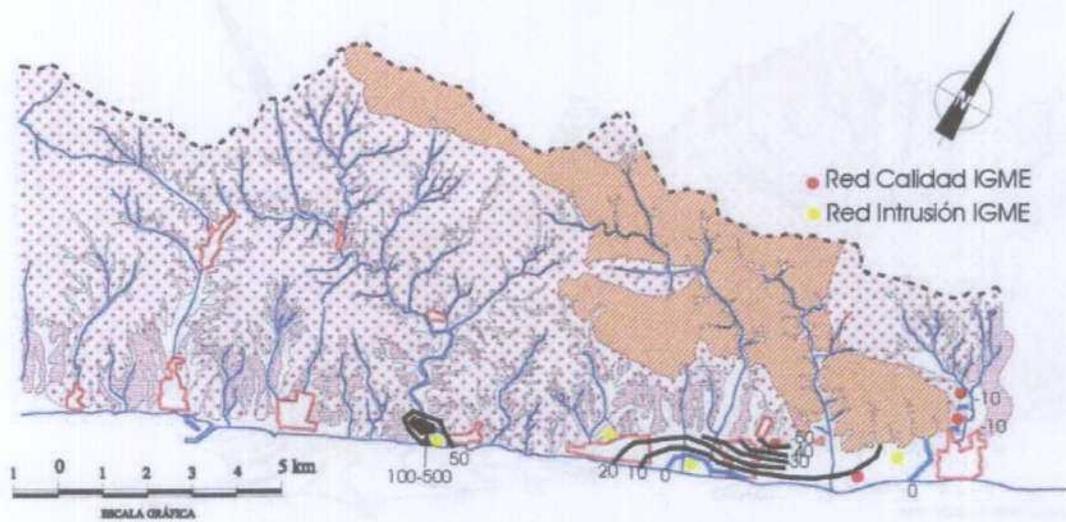


Figura 9 - Isovariaciones de cloruros entre mayo-junio de 1998 y 1999. Los valores positivos corresponden a incrementos de su contenido en 1999

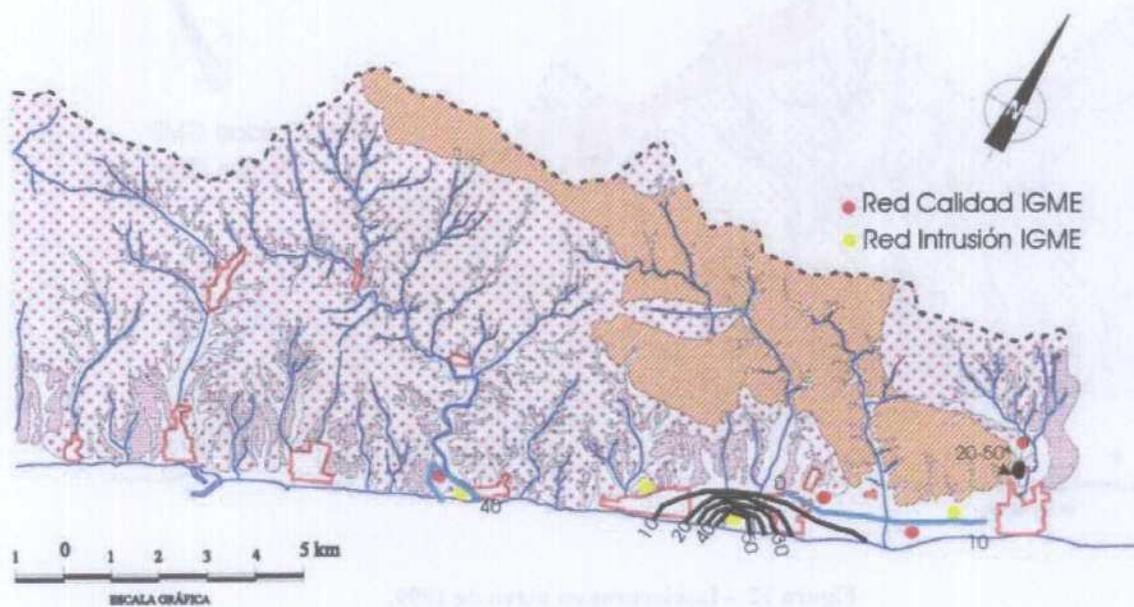


Figura 10 - Isovariaciones de cloruros entre octubre-noviembre de 1998 y 1999. Los valores positivos corresponden a incrementos de su contenido en 1999. En (*) un valor muy alto de incremento en la riera de Palafolls, no utilizado para completar el mapa

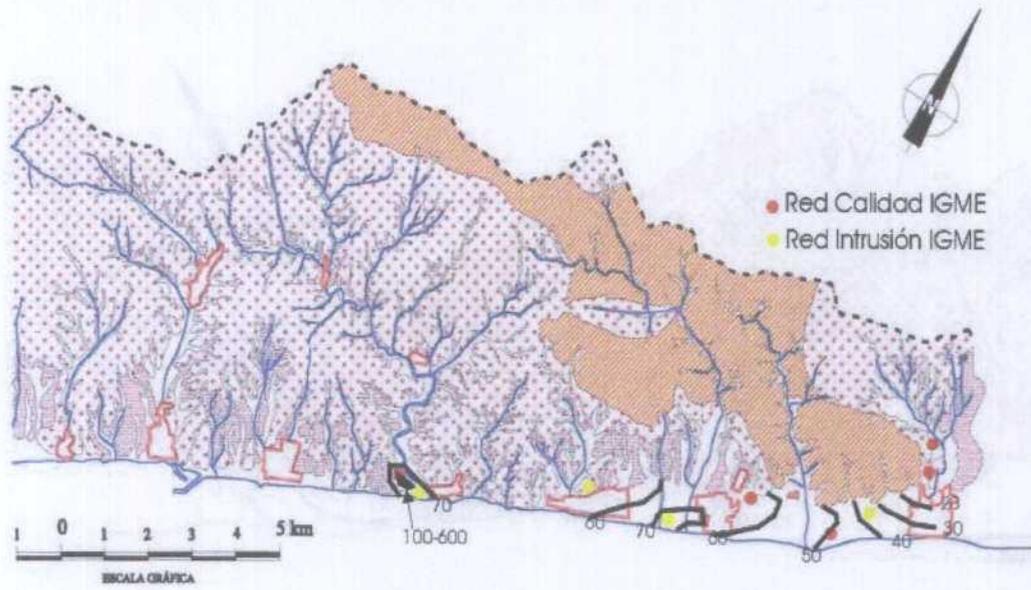


Figura 11 - Evolución del contenido en cloruros (mg/L) entre mayo-junio de 1996 y de 1999. Las isolíneas muestran el incremento o disminución relativa en cloruros, entre las fechas mencionadas



Figura 12 - Isocloruros en mayo de 1999.

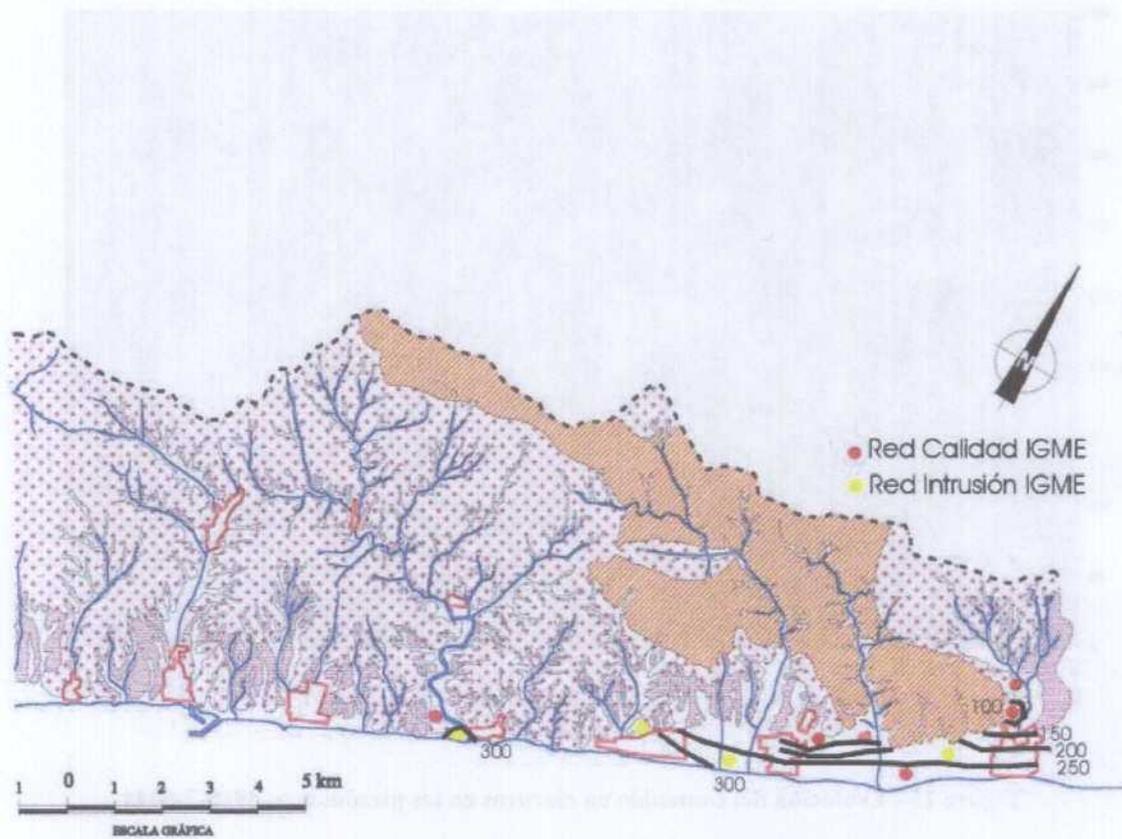


Figura 13 - Isocloruros en octubre de 1999

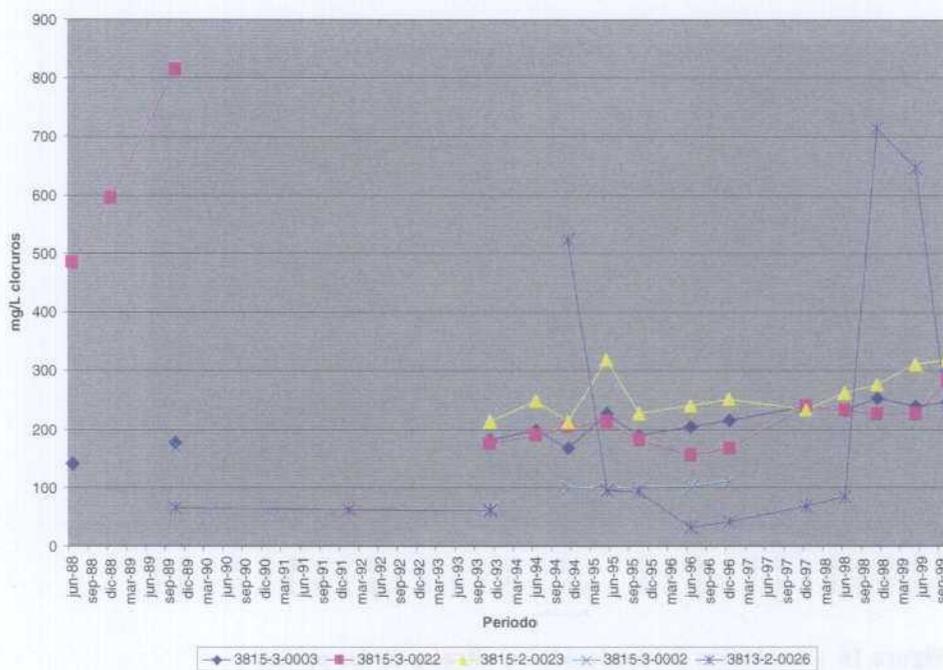


Figura 14 - Evolución del contenido en cloruros en los piezómetros 3815-2-0022, 2-0023, 3-0002, 3-0003, 3-0022 .

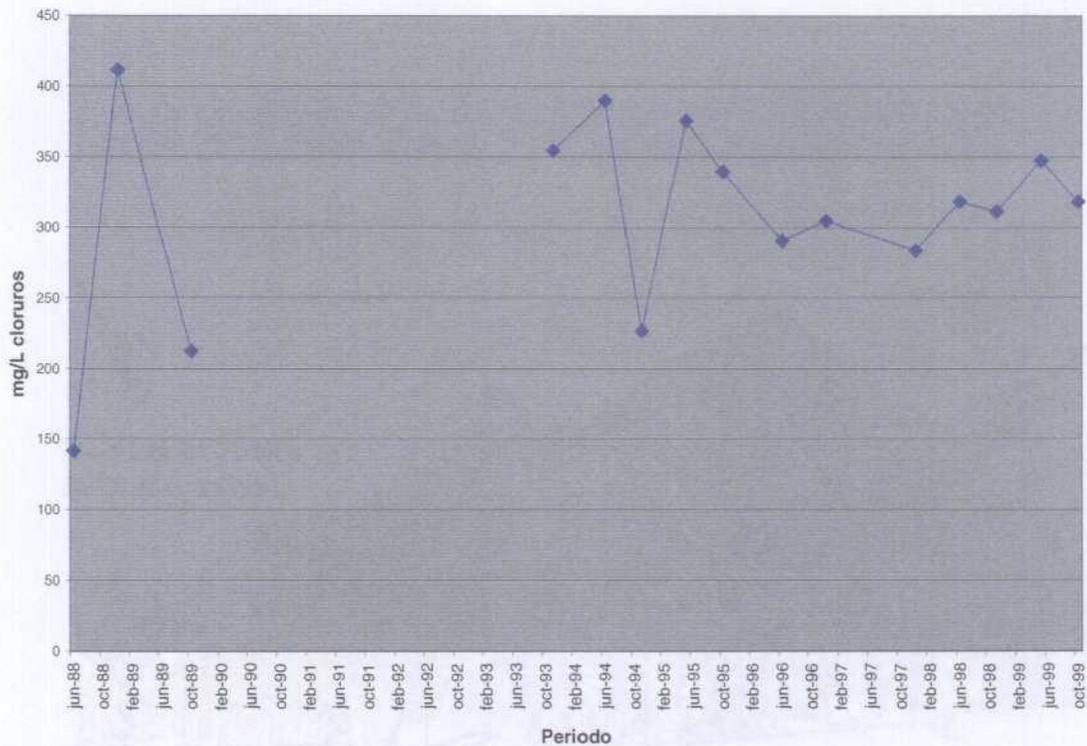


Figura 15 - Evolución del contenido en cloruros en los piezómetros 3815-3-0044

La presencia de nitratos en las aguas subterráneas es considerable, indicando una fuerte actividad antrópica y, al igual que en el Baix Maresme, puede influir en el aporte de cloruros y sulfatos.

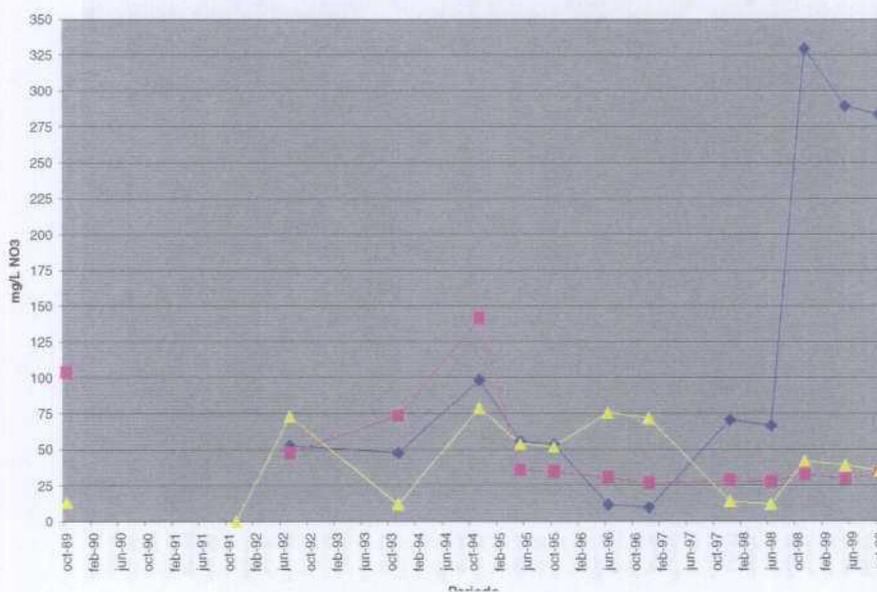


Figura 16 - Evolución del contenido en nitratos en los puntos

Así en la riera de Palafolls, el 3815-4-0001 muestra un contenido entre 12-79 mg/L NO₃, con un mantenimiento de una concentración superior a 25 mg/L. En el 3815-3-0015 se observa una acentuada tendencia al descenso, aunque sus contenidos están comprendidos entre 27-142 mg/L.

Por último, el 3815-2-0026 muestra un fuerte incremento de NO_3 , paralelo al de cloruros, alcanzando hasta 330 mg/L. Ello puede indicar que la presencia de cloruros puede estar más relacionada con prácticas agrarias (uso de fertilizantes) o a algún tipo de contaminación próxima. No obstante en zonas de cultivos intensivos también se producirán mayores extracciones de aguas y se incrementará el contenido en cloruros si se está próximo a la costa.

5.6.5 Caracterización de facies hidroquímicas

En el diagrama de Piper-Hill-Langelier (figura 17) se observa que en general las aguas corresponden a una facies clorurada-sulfatada cálcica, aunque con presencia de bicarbonatos. Los contenidos en nitratos también son elevados, con concentraciones que pueden alcanzar los 330 mg/L (3815-2-0026) y en la llanura litoral no superan los 104 mg/L, incluso en aguas próximas a la cabecera de las cuencas de las rieras, sus contenidos pueden alcanzar los 79 mg/L (3915-4-0001, figura 16).

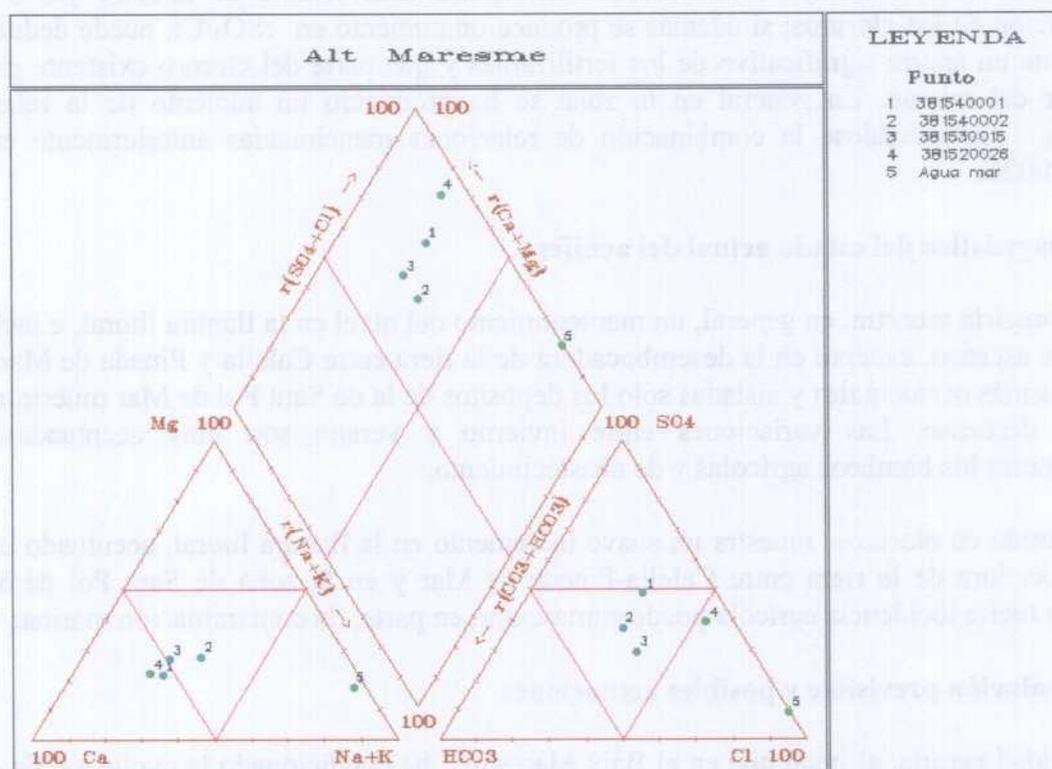


Figura 17 -Diagrama de Piper-Hill-Langelier de las aguas del acuífero del Alt Maresme para mayo de 1999 (el agua de mar proviene de Custodio, Llamas, 1983)

5.6.6 Análisis de relaciones iónicas

Se han utilizado los datos analíticos procedentes de la red de calidad del IGME, para los años 1996 y 1999 (tabla 3).

En general, entre 1996 y 1999 se observa un ascenso del rCl , muy acentuado en la captación 3815-2-0026; mientras con el rNO_3 desciende, excepto en la citada anteriormente.

Las relaciones rNa/rCl y rCa/rCl descienden suavemente, siendo sus datos poco significativos. La relación rMg/rCa muestra una cierta estabilidad, mientras que la rCa/CO_3H se incrementa en todos, con especial relevancia en el 3815-2-0026 (St. Pol de Mar), ocurriendo igual con la rSO_4/Cl .

Resulta complejo evaluar que incidencia tienen las prácticas agrícolas (fertilizantes con NO_3 , SO_4 , Cl) en los incrementos de SO_4 y Cl . En las zonas de importante actividad, además de aporte de fertilizantes se producirán mayores bombeos, por lo que la contaminación marina también se incrementará. Es lógico suponer que en las áreas de mayor presencia de NO_3 , si el contenido en SO_4 o Cl es elevado, una parte provendrá de la fertilización. Se ha empleado la rCl/NO_3 , si esta disminuye será debido a un aporte considerable de nitratos y/o a una disminución de los cloruros; si además se produce un aumento en rSO_4/Cl , puede deducirse que existe un aporte significativo de los fertilizantes y que parte del cloruro existente puede provenir del mismo. En general en la zona se ha producido un aumento de la relación rCl/NO_3 , produciéndose la combinación de relaciones mencionadas anteriormente en la 3815-2-0026.

5.6.7 Diagnóstico del estado actual del acuífero

La piezometría muestra, en general, un mantenimiento del nivel en la llanura litoral, e incluso un suave ascenso, excepto en la desembocadura de la riera entre Calella y Pineda de Mar; en las rieras más occidentales y aisladas sólo los depósitos de la de Sant Pol de Mar muestran un notable descenso. Las variaciones entre invierno y verano son muy acentuadas, al superponerse los bombeos agrícolas y de abastecimiento.

El contenido en cloruros muestra un suave incremento en la llanura litoral, acentuado en la desembocadura de la riera entre Calella-Pineda de Mar y en la zona de Sant Pol de Mar, donde la fuerte incidencia agrícola puede enmascarar, en parte, la contaminación marina.

5.6.8 Evolución previsible y posibles actuaciones

La actividad agraria, al igual que en el Baix Maresme, ha condicionado la evolución de este acuífero. Los bombeos han favorecido el avance de la contaminación marina, además las prácticas agrícolas intensivas han aportado fertilizantes (NO_3 , SO_4 , Cl), que en parte han empeorado la calidad química de las aguas, máxime si se produce un reciclado de las aguas del retorno de riego gracias a los bombeos. Así la evolución y las actuaciones siempre estarán ligadas a la concienciación del uso del agua por parte del sector agrario.

Una mejora de la calidad química del acuífero pasa por un descenso en las extracciones (sobre todo en Sant Pol y el área entre Calella-Pineda de Mar) aunque también pueden contemplarse técnicas de recarga artificial en los cauces de las ramblas aprovechando las aguas de tormenta,

debido a las intensas precipitaciones que se producen, reutilizando el agua residual urbana, pudiéndose usar también esta última para el establecimiento de barreras hidráulicas que frenen la intrusión marina.

	rNO ₃		rCl		RCa/rCl		RNa/rCl		rMg/rCa		rCl/rHCO ₃		rSO ₄ /rCl		Rcl/rNO ₃	
Agua mar			594		0,04		0,86		5,3		221		0,1			
	1996	1999	1996	1999	1996	1999	1996	1999	1996	1999	1996	1999	1996	1999	1996	1999
3815-2-0026	0,19	4,67	0,96	18,3	3,34	1,28	0,95	0,47	0,39	0,4	0,36	6,6	0,47	5,02	4,96	3,92
3815-3-0015	0,5	0,48	1,55	3,44	1,45	1,34	0,79	0,66	0,56	0,47	0,91	1,22	0,63	0,94	3,11	7,12
3815-4-0001	1,22	0,63	3,47	3,75	2,08	1,93	1,1	0,89	0,47	0,41	0,96	1,53	1,84	2,45	2,83	5,97
3815-4-0002	0,37	0,14	2,2	2,54	1,86	1,34	1,31	1,08	0,48	0,7	0,72	0,99	0,93	1,2	5,94	17,52

Tabla 3- Relaciones iónicas del área estudiada para mayo-junio de 1996 y 1999

Referencias bibliográficas

Murillo, J.M.; Alfonso, P.L.; Martínez Parra, M.; Torrens, J.; López Geta, J.A. (1993): Acuífero del Maresme. Calidad química y piezometría. Evolución cronoespacial (1978-1992). ITGE.

5.7 UNIDAD HIDROGEOLOGICA 10.15 BAIX MARESME

5.7.1 Descripción hidrogeológica

Las formaciones acuíferas están limitadas por rocas plutónicas con algunos retazos de materiales paleozoicos, que constituyen los relieves circundantes y el zócalo impermeable, sobre el cual se instala una cobertura cuaternaria (arcillas, arenas y arenas gruesas) proveniente de la meteorización de los materiales graníticos y su arrastre por los cursos torrenciales, formando una estrecha llanura costera. (figura 1).

Estos depósitos cuaternarios constituyen un acuífero aislado, excepto por una cierta comunicación con el Delta del Besós, a través de la llanura litoral. Su comportamiento es libre. Este se puede subdividir en pequeñas unidades correspondientes a cada riera, que en mayor o menor grado constituyen unidades independientes (Murillo *et al*, 1993).

En general su espesor es variable, alcanzando los 30 m en la riera de Argenton. El granito alterado o *sauló* también es muy variable, con una media de 20 m. El conjunto alcanza máximos de 53 a 58 m (Batlle *et al*, 1987; Murillo *et al*, 1993). La permeabilidad es del orden de 1 m/día para el granito alterado y 10-20 m/día para los depósitos cuaternarios, alcanzando los 50 m/día en arenas gruesas y limpias. Sus transmisividades son del orden de 20 m²/día para el *sauló* y de 100-200 m²/día para las arenas, alcanzando hasta 2000 m²/día (Murillo *et al*, 1993). Su comportamiento es libre.

5.7.2 Evolución de la explotación y uso de las aguas subterráneas

El Maresme ha sido, tradicionalmente, una comarca eminentemente agrícola, con cultivos de secano (viña, cereal y olivo); sin embargo durante el siglo XIX los cultivos de huerta empezaron a desarrollarse, principalmente en las áreas litorales, favorecidos por la benignidad del clima y la facilidad de captar agua en el acuífero. Sobre este sector se ha superpuesto también el sector turístico o de segunda residencia.

Dentro de este tipo de cultivo de regadío predomina entre El Masnou y Llanerres es la flor cortada y la planta ornamental.

El riego se realiza casi exclusivamente con aguas subterráneas. La dotación media es de 10.000 m³/ha y año, disminuyendo para los cultivos forrajeros a 1000-5000 m³/ha y año. Así las extracciones de agua estimada para riego ascenderán a 13.950.000 m³.

Para una recarga máxima estimada de unos 41 hm³/año, se explotan, en un año medio, unos 29 hm³ anuales se bombean para usos agrarios, humanos e industriales (Murillo *et al*, 1993). Existe un importante retorno de riego, en torno al 25-30 % (SGC, 1993), de gran importancia en la evolución química del agua subterránea.

5.7.3 Análisis de la piezometría y su evolución

El acuífero del Baix Maresme es un acuífero libre. En 1978 las cotas piezométricas eran positivas excepto en el entorno de Mataró (- 2 m .s.n.m.) y entre Premià y Vilassar de Mar (-1 m s.n.m.). En otoño de 1985 el descenso es generalizado, retrocediendo la isopieza de 0 m s.n.m. al pie del escarpe granítico; la llanura litoral se encuentra entre 0 y -3 m s.n.m., alcanzando los -6 m s.n.m. en zonas de Premià, Vilassar y Mataró. En 1992 se observa una mejoría generalizada, la cota de 0 m s.n.m. se dispone próxima a la costa, existiendo zonas deprimidas tan solo en Vilassar de Mar (-2 m.s.n.m.).

Para los mapas de piezometría de mayo y noviembre de 1999 se han utilizado principalmente los datos procedentes de la red de la Agència Catalana de l'Aigua (figuras 3, 4 y 5), completándose en la zona este de Mataró con los datos procedentes de la red del IGME (tabla 1 y 2). No se han utilizado todos los datos de esta última red debido a las diferencias existentes, que pueden atribuirse a una distinta referencia topográfica, que puede falsear la situación real del acuífero; para los piezómetros del IGME empleados se ha utilizado una cartografía 1:5.000 de detalle.

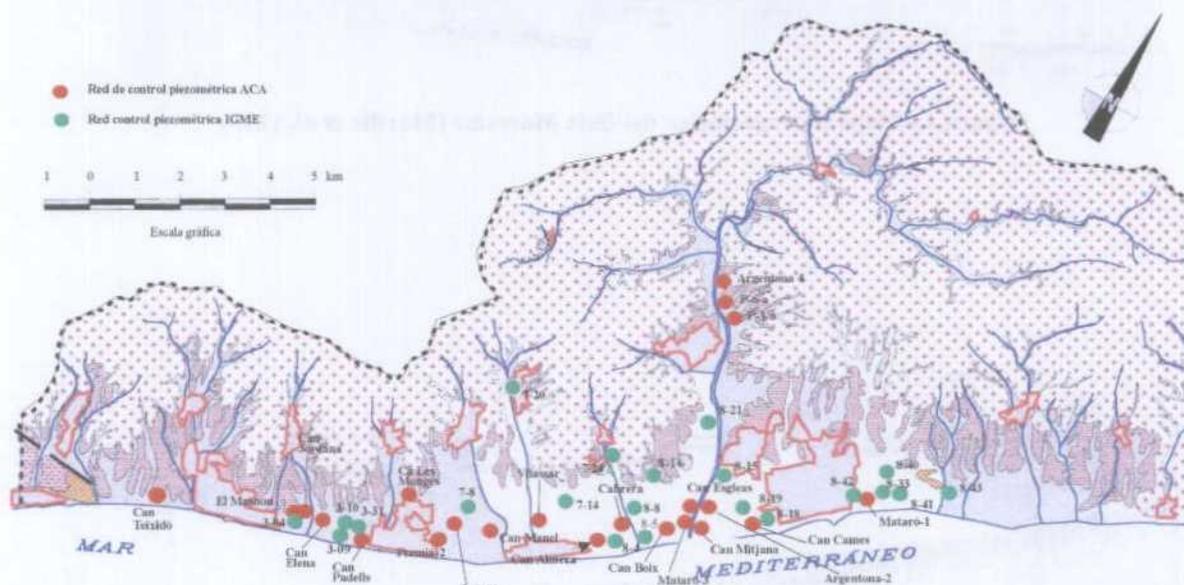


Figura 3. Puntos acuíferos que constituyen la red de piezometría del IGME y de la ACA.

En mayo de 1999 (figura 4) la parte central de la llanura litoral que constituye el acuífero presenta cotas piezométricas inferiores a 0 m s.n.m., acentuadas en áreas concretas de Mataró (alcanza los -7,2 m s.n.m.) y Vilassar de Mar (-2,3 m s.n.m.); en noviembre de 1999 (figura 5) la situación se mantiene. Se deduce que la cota piezométrica se encuentra deprimida en la parte central del acuífero, acentuándose en zonas con más explotación; asimismo la cota de 1 m s.n.m. se encuentra a 1 km tierra adentro.

Gracias a los piezómetros de la Agència Catalana del Agua (tabla 1) se puede estudiar la evolución piezométrica de manera mensual, con un periodo de más de 20 años. Las conclusiones que se han obtenido se exponen a continuación:

PUNTOS	X (UTM)	Y (UTM)	Z (m s.n.m.)
Premiá-2	447380	4594180	10,02
Cabrera	450450	4596330	24,64
Argentona-1	451780	4698260	25
Vilassar	449210	4595680	27,4
El Masnou	444690	4593030	11
Premiá-1	447580	4594500	17
Ca Les Monges	446220	4594560	13,49
Can Padelles	445800	4593760	23,25
Can manel	448400	4595240	26,93
Can Esgleas	451730	4597560	14
Can Boix	451555	4596845	8
Can Jordana	444330	4592980	15
Can Comes	452560	4597520	4
Can Teixidó	441681	4591920	14
Can Almera	450180	4595980	42
Can Elena	444910	4593030	10
P-6-a	450000	4601650	84
P-1-a	450150	4601500	75
Argentona-2	451890	4597710	17
Mataró-1	455130	4599520	15
Mataró-3	451890	4597140	8
Can Mitjana	452140	4597200	5,3
Argentona-4	449775	4601980	84,7

Tabla 1.- Puntos de la red piezométrica de la Agència catalana de l'aigua (ACA).

PUNTOS	X (UTM)	Y (UTM)	Z (m s.n.m.)	PROFUNDIDAD(m)
3715-7-0008	447600	4595700	61	34,8
3715-7-0014	444450	4596300	34	32,5
3715-7-0020	447050	4597500	140	28,5
3715-7-0023	449400	4597650	100	11,5
3715-8-0004	450650	4596050	15	16
3715-8-0005	451100	4596300	12	7
3715-8-0008	450450	4596500	35	22,1
3715-8-0014	450500	4597700	82	21
3715-8-0015	451950	4598250	27	33,7
3715-8-0018	452900	4597700	3,5	4,4
3715-8-0019	452600	4598050	26	23,8
3715-8-0021	451450	4598900	38	26,5
3715-8-0032	454850	4599450	20	21,7
3715-8-0033	455300	4599700	21	25,3
3715-8-0040	455450	4600100	32	42,7
3715-8-0041	455600	4599900	19	19,6
3715-8-0043	456350	4600600	40	40,2
3716-3-0004	444100	4593800	58	23,2
3716-3-0009	445300	4592150	11	10
3716-3-0010	445450	4593650	28	26,7
3716-3-0031	445600	4593450	6	14,2

Tabla 2.- Puntos de la red piezométrica del IGME

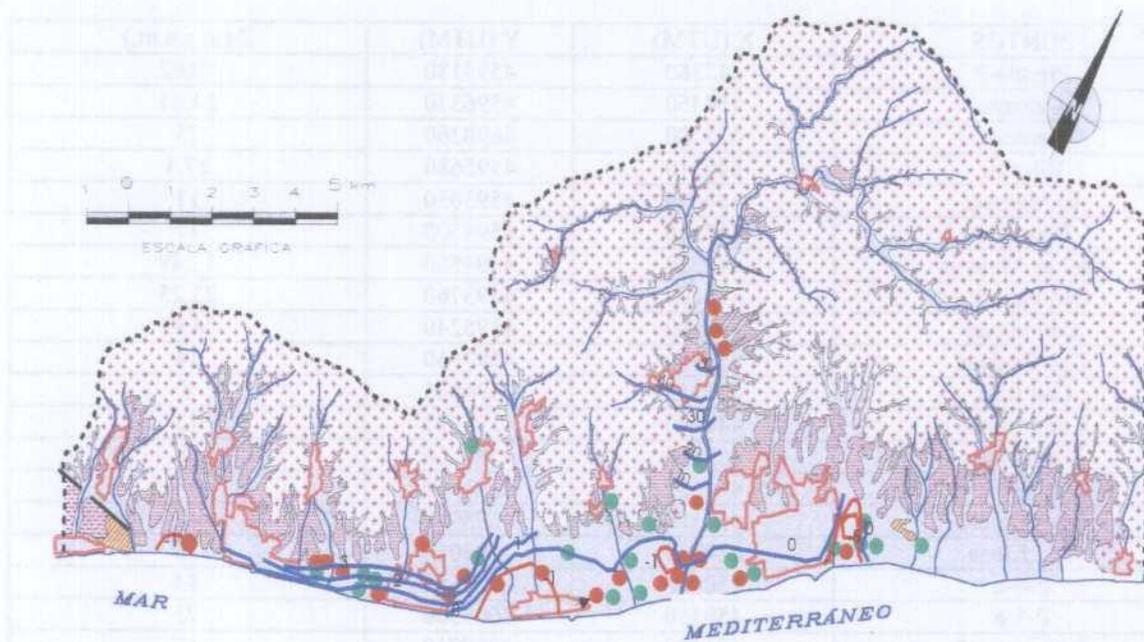


Figura 4.- Piezometría del acuífero del Baix Maresme (mayo 1999)

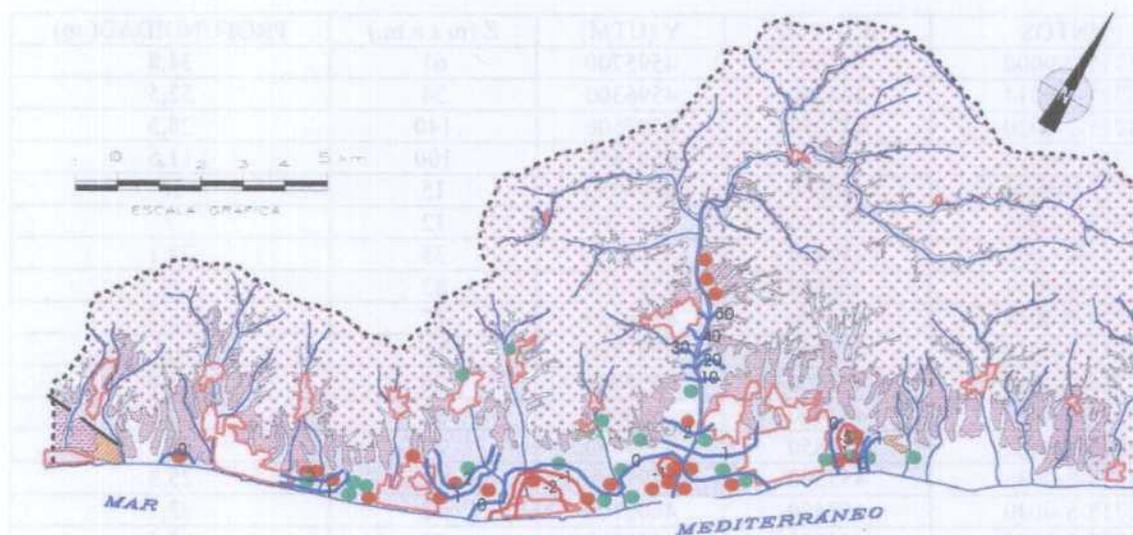


Figura 5.- Piezometría del acuífero del Baix Maresme (noviembre 1999)

- En el piezómetro más occidental, Can Teixidó, durante el periodo noviembre 1981-agosto 2000 se observa un mantenimiento del nivel hasta finales de 1996; los descensos se producen entre los meses de junio a octubre y los ascensos entre enero y marzo. Entre 1996 a agosto de 2001 se advierte una tendencia al descenso, con un mínimo de $-2,54$ m s.n.m. en agosto de 1998. La cota piezométrica se mantiene, en la práctica totalidad del periodo estudiado, entre 0 y $-1,25$ m s.n.m (figura 6).

- En la zona de Masnou-Premià de Mar (piezómetros Can Elena y Mas Jordana; figura 7) la tendencia del nivel piezométrico es la del mantenimiento, con descensos entre julio y septiembre (de 0,38 a 1,18 m) y ascensos en octubre (similares a los descensos). Mas al este, en el piezómetro Premià-2 (figura 8), para el periodo Enero 1987-agosto 2000 se observa el mismo mantenimiento del nivel, con descensos estacionales (agosto-septiembre) y ascensos en otoño-invierno (diciembre-marzo).
- En la Zona de Vilassar de Mar, que históricamente ha mostrado fuertes depresiones por bombeos, el piezómetro Can Manel muestra que el nivel piezométrico puede estar condicionado por los bombeos, ya que además de los descensos habituales entre junio y octubre, también se producen ocasionalmente en marzo y abril. A partir de febrero de 1998 esta posible influencia de los bombeos es más manifiesta, al mostrar fuertes oscilaciones. En general los descensos pueden superar los -3 m s.n.m., llegando en una ocasión a superar los 7 m. El otro piezómetro de la zona, Vilassar, muestra un mantenimiento de los niveles (entre mayo de 1987-agosto 2000), aunque a cotas por debajo de -1 m s.n.m. En conjunto, las variaciones piezométricas parecen estar muy localizadas, y no afectar en general a todo el acuífero (figura 9).
- En el entorno de la desembocadura de la Riera de Argentona el nivel piezométrico se mantiene, aunque registra fuertes oscilaciones en verano y, en ocasiones, en enero y febrero, entre 1,1 a 2,36 m, probablemente asociados a bombeos tanto agrícolas como urbanos. En can Esgleas se observa, asimismo, fuertes seguidos de descensos suaves y continuos, hasta producirse el brusco descenso estival. En general, en los tres piezómetros (Can Mitjana, Can Esgleas, Can Boix y Mataró-3) la cota piezométrica casi siempre es negativa, alcanzando profundidades que pueden superar los -3 m s.n.m. El de Mataró-3, más próximo al cauce de la riera, se comporta de manera similar al de Can Esgleas. Más próximos a Mataró, en Can Comes, estas variaciones son menos bruscas (no superan los 0,15 m); la cota piezométrica se sitúa entre $-0,38$ y 0,3 m s.n.m (figura 10).
- El más occidental, correspondiente al “Mataró 1” muestra, para un periodo de enero de 1988 a noviembre de 1995, un suave ascenso, aunque marcado por descensos en verano y a inicios de primavera, asociados, tal vez a algún tipo de bombeo. La cota se encuentra entre 1,28 y $-0,06$ m s.n.m.

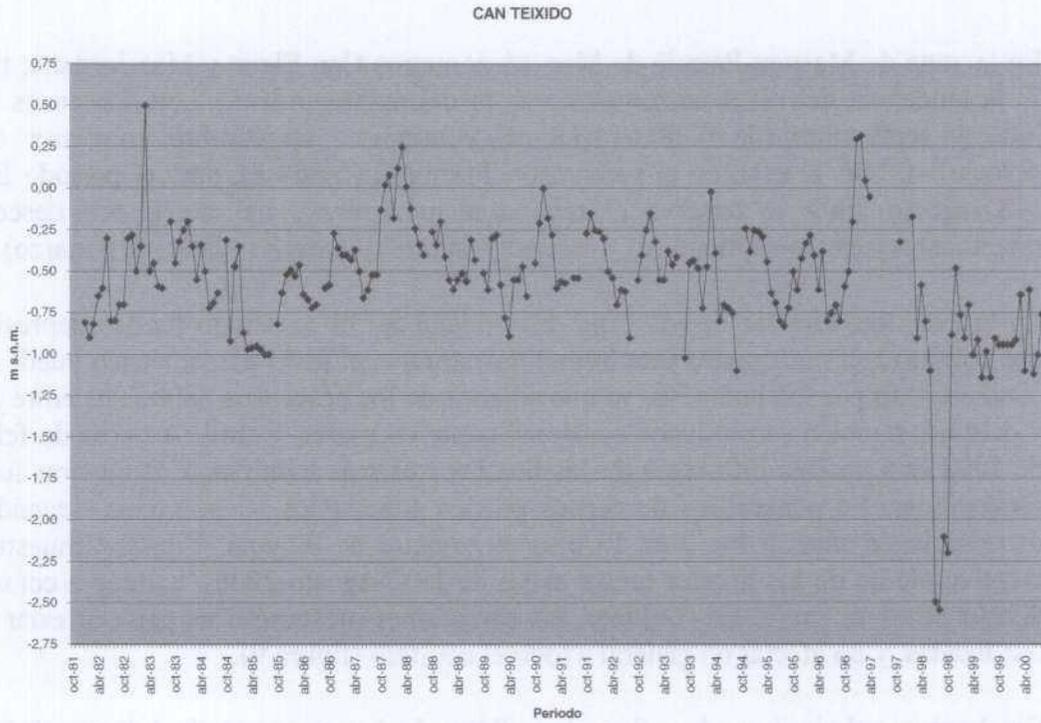


Figura 6- Evolución del nivel en el piezómetro del ACA " Can Teixidó"

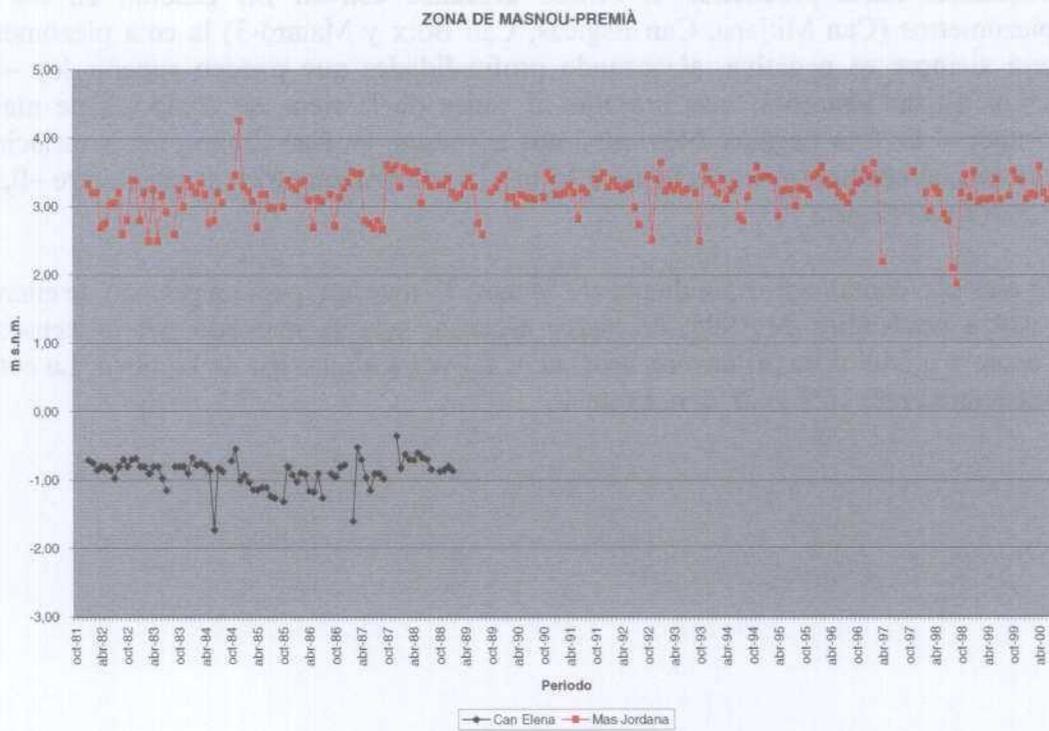


Figura 7.- Evolución del nivel en los piezómetros del ACA en la zona de Masnou Premià

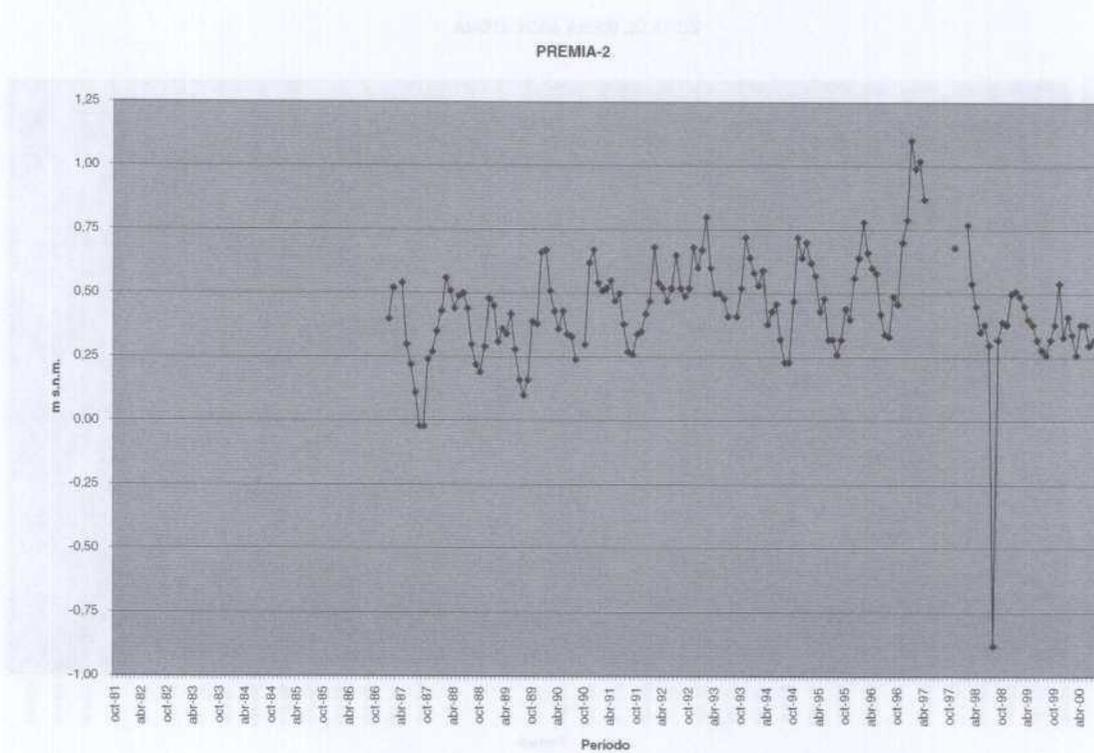


Figura 8.- Evolución del nivel en el piezómetro del ACA "Premià-2"

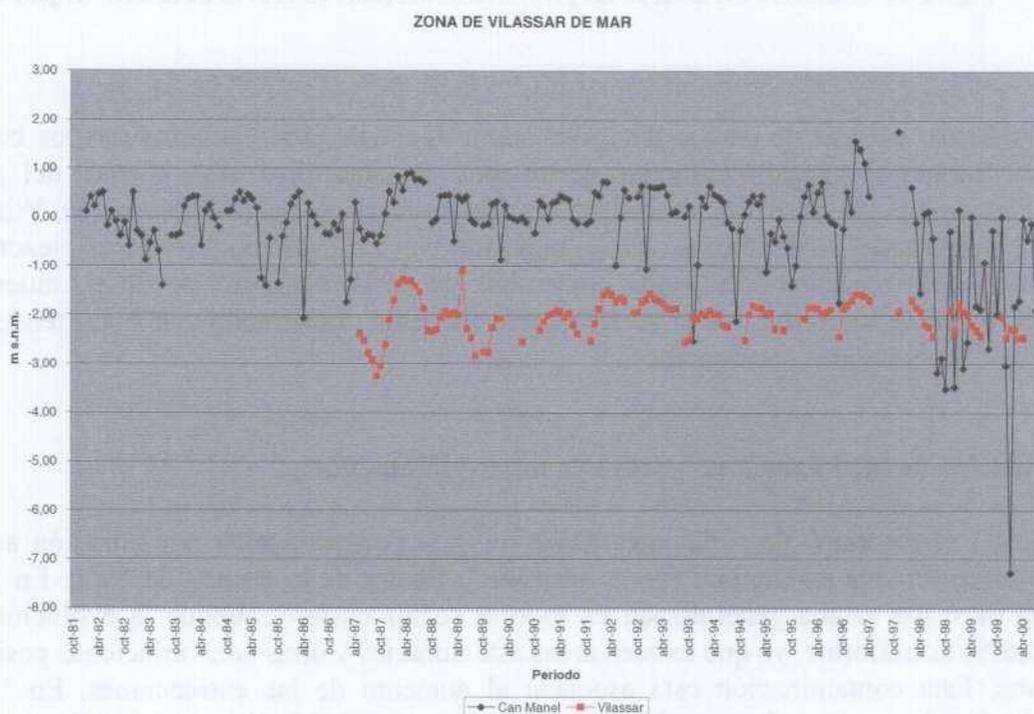


Figura 9.- Evolución del nivel en los piezómetros del ACA en el entorno de Vilassar de Mar

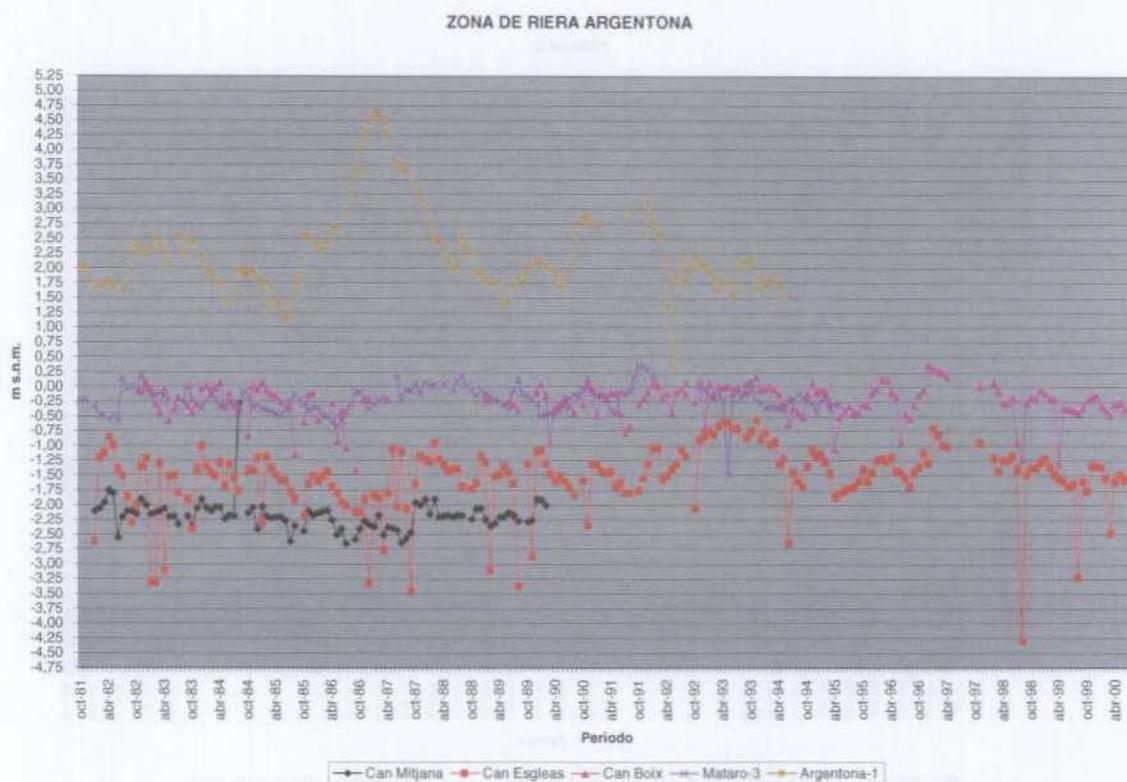


Figura 10- Evolución del nivel en los piezómetros del ACA en el área de la Rra. Argentona

Los descensos, además de causas naturales como el estiaje, son causados por los bombeos para uso agrario y de abastecimiento, acentuando los anteriores. Así, además del periodo Junio-Septiembre, se observan descensos en Marzo-Abril y Enero-Febrero (en Vilassar y Riera de Argentona) atribuibles a este segundo motivo. La evolución del nivel piezométrico para un periodo comprendido entre noviembre de 1981 a agosto de 2000, muestra un mantenimiento de los niveles en el sector central y oriental, mostrando una suave tendencia al descenso en la zona más occidental.

5.7.4 Análisis de la situación respecto a la intrusión marina

Aunque no se disponen de suficientes datos sobre la contaminación por intrusión antes de 1978, parece ser que existía una fuerte intrusión a finales de la década de 1960. En 1978 y 1985 la intrusión estaba generalizada en todo el sector costero, aunque la evolución de la salinidad no es uniforme, ya que existen áreas estacionarias y otras con variaciones positivas y negativas. Esta contaminación está asociada al aumento de las extracciones. En 1992 la intrusión disminuye pasando a ser de carácter local o puntual (Murillo *et al*, 1993).

Para el estudio de la intrusión se han utilizado los puntos de la red de calidad del IGME y de la ACA (tabla 3 y 4).

La situación del muestreo con los niveles estáticos o dinámicos puede variar notablemente.

PUNTOS	X (UTM)	Y (UTM)	PROFUNDIDAD(m)
R. Leonard	450950	4599960	25,3
Nº 12	450580	4600670	25
Nº 5	449376	4602547	27
J. Teixidor	451167	4597243	26,6
H. Vilapalana	450350	4596800	44
Nº 24	453750	4600320	30,6
Can Quellos	545910	4600940	43
Nº 15	451950	4597240	24
Can Serra	455870	4600260	23
Céspedes	454820	4599690	23
Serra	447080	4594830	38
Cultius Cases Mas	458508	4601664	44
Vivers 2	457447	4600602	22
Sant Berger	443917	4594311	20
Ribas-Mateu	447900	4595120	42
Arribas Center	447870	4594490	15

Tabla 3.- Puntos empleados para el estudio de calidad provenientes de la Agència Catalana de l'aigua (ACA).

PUNTOS	X (UTM)	Y (UTM)	Z (m s.n.m.)	PROFUNDIDAD(m)
RED CALIDAD				
3715-7-0020	447050	4597500	140	28,5
3715-7-0023	449400	4597650	100	11,5
3715-8-0040	450650	4596050	15	16
3716-3-0002	444226	4592957	10	11,5
3815-5-0001	456895	4600292	16	20
RED INTRUSION				
3715-8-0033	455242	4599659	23	
3715-8-0004	450657	4596053	12	16
3716-3-00031	445624	4593530	6	14,2
3716-3-0009	445319	4593152	14	16,4
3815-5-0002	457376	4600357	11	
3815-5-0006	458228	4600672	6	6,8

Tabla 4.- Puntos empleados para el estudio de calidad provenientes de la Red de intrusión y calidad del IGME.

Estas variaciones pueden estar acentuadas por coincidir el muestreo o no con periodos de bombeo, *maquillándose* la situación real.

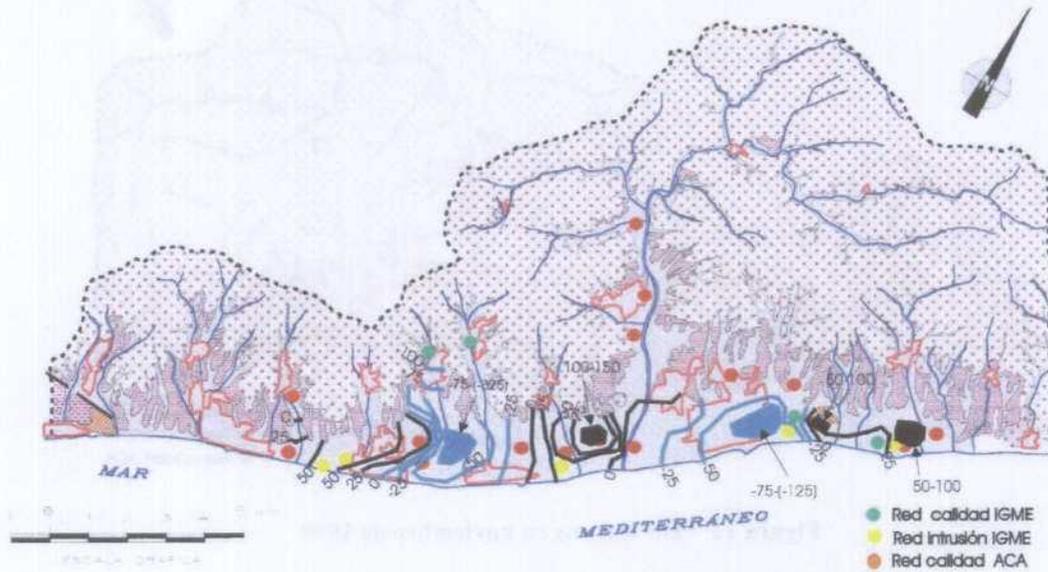


Figura 10 - Evolución del contenido en cloruros (mg/L) entre 1996 y de 1999. Las isótopas muestran el incremento o disminución relativa en cloruros, entre las fechas mencionadas

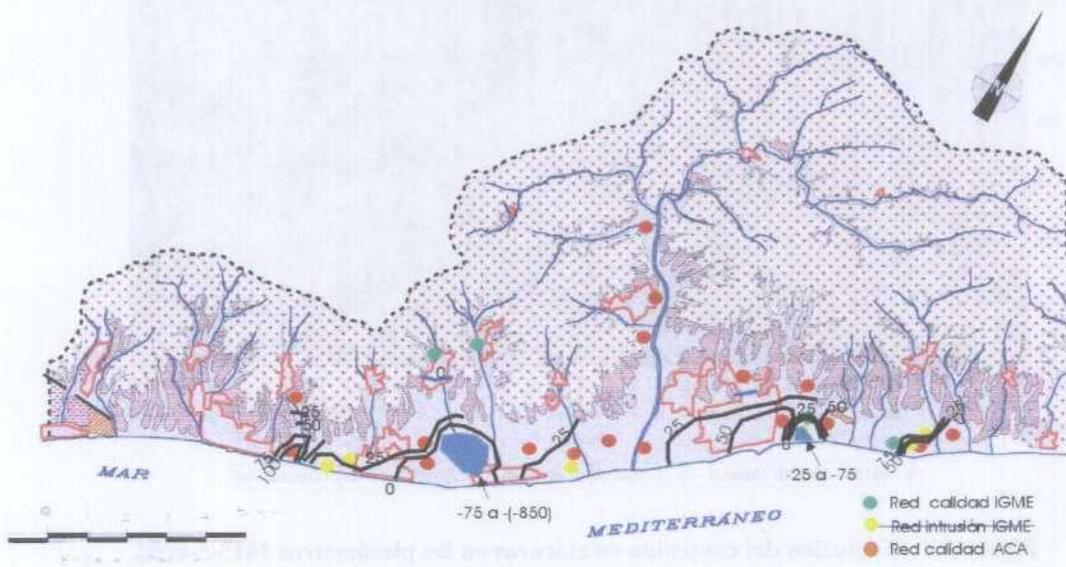


Figura 11 - Evolución del contenido en cloruros (mg/L) entre noviembre de 1998 y de 1999. Las isótopas muestran el incremento o disminución relativa en cloruros, entre las fechas mencionadas



Figura 12 - Isocloruros en noviembre de 1999

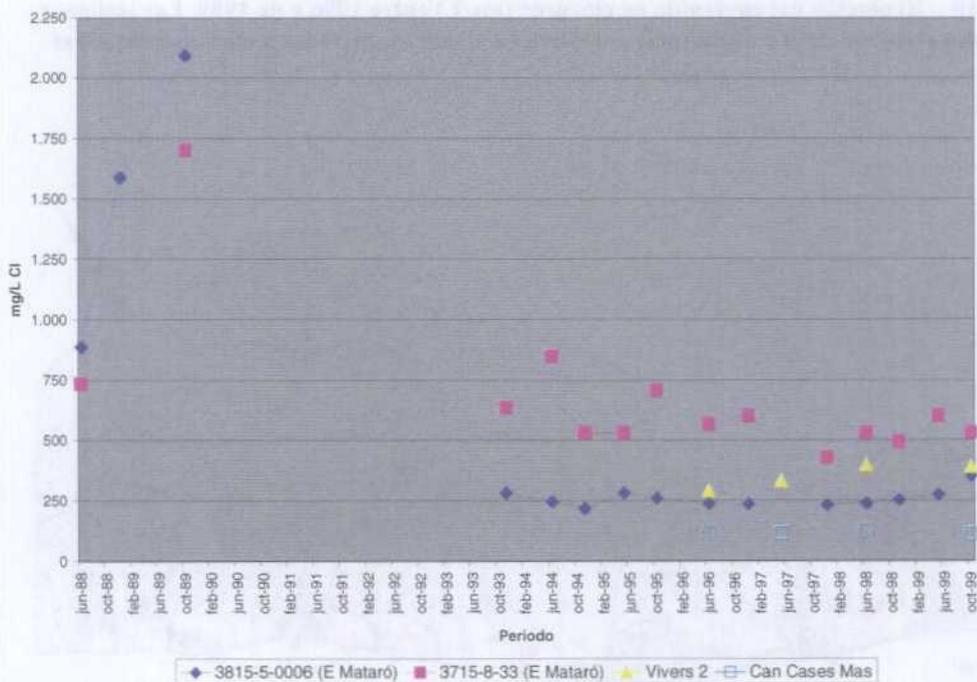


Figura 13 - Evolución del contenido en cloruros en los piezómetros 3815-5-0002, 5-0006, Cultius Cases Mas y Vivers-2, al este de Mataró

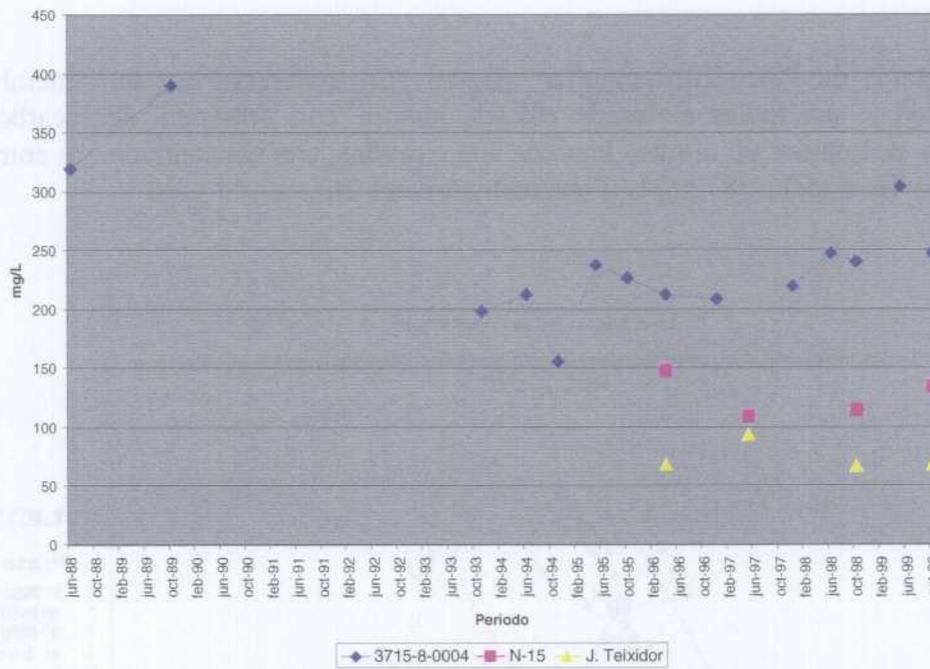


Figura 14 - Evolución del contenido en cloruros en los piezómetros 3715-8-0004, N-15, J. Teixidor, en la zona de la Riera de Argentina.

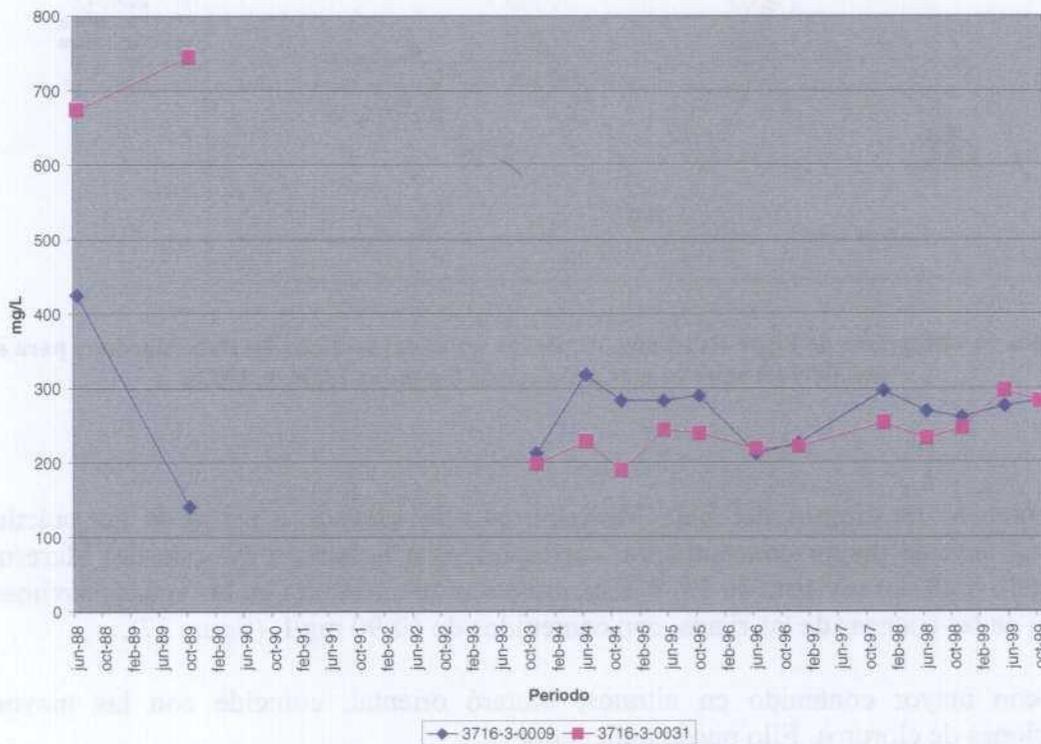


Figura 15 - Evolución del contenido en cloruros en los piezómetros 3716-3-0009, 3716-3-0031, al oeste de Premiá de Mar.

En el diagrama de Piper-Hill-Langelier (figura 16) se observa que en general las aguas corresponden a una facies clorurada cálcica, aunque con presencia de bicarbonatos. No obstante los contenidos en nitratos también son elevados, con concentraciones entre 31 mg/L (Piezómetro Teixidor) y 587 mg/L (Piezómetro Vivers-2).

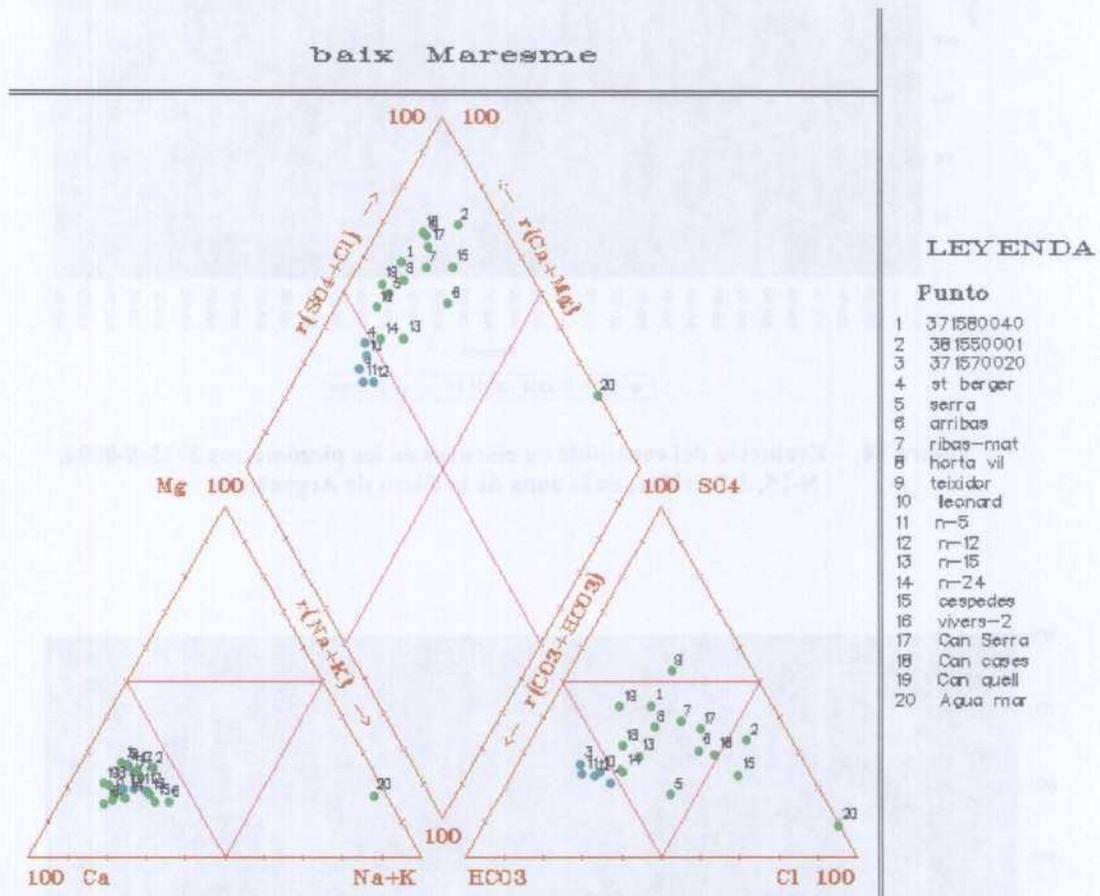


Figura 16 -Diagrama de Piper-Hill-Langelier de las aguas del acuífero del Baix Maresme para el año 1999 (el agua de mar proviene de Custodio, Llamas, 1983).

El alto contenido en nitratos del Baix Maresme es muy elevado a causa de las prácticas agrícolas. El área de mayor concentración corresponden a la llanura del este del Maresme, entre 200-600 mg/L en invierno de 1999. Esta presencia se encuentra en las aguas próximas a la cabecera de las cuencas de las rieras, con contenidos de 40-90 mg/L (figura 17).

La zona con mayor contenido en nitratos, Mataró oriental, coincide con las mayores concentraciones de cloruros. Ello puede indicar que:

- Los fertilizantes aportan una parte de esta concentración de cloruros.
- La fuerte actividad agraria de esta zona (deducida a partir del volumen de nitratos) indica una mayor explotación de sus aguas subterráneas, favoreciendo la irrupción de contaminación marina y un incremento de cloruros.

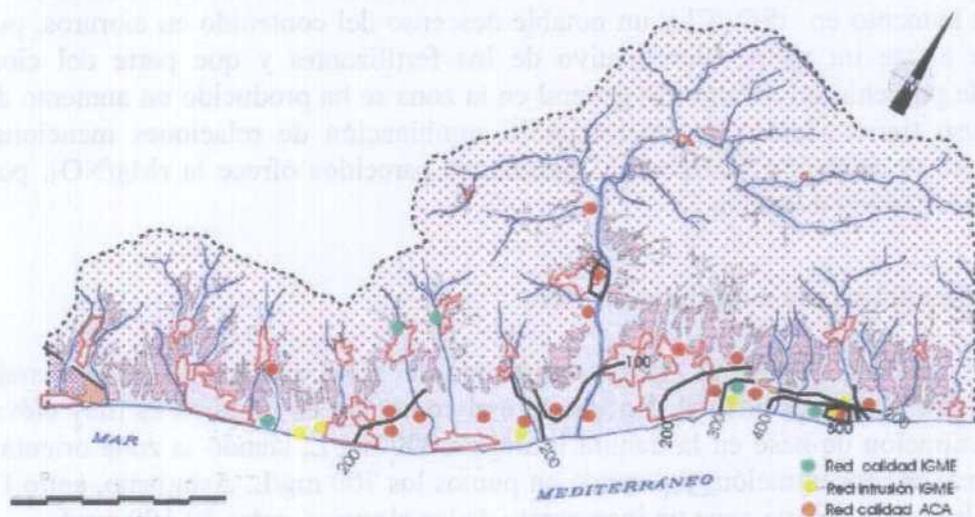


Figura 17 - Isocontenidos en nitrato en otoño de 1999 (en mg/L NO₃)

5.7.5 Análisis de relaciones iónicas

Se han utilizado los datos analíticos procedentes de la red de calidad de la ACA, para los años 1996 y 1999 (tabla 5).

El rCl muestra incrementos en áreas donde también se producen descensos (desembocadura de la riera de Argentona, zona oriental de Mataró), ello indica que más que un retroceso o avance de la intrusión, puede reflejar una situación temporal debida a los bombeos.

Si se produce un avance de la intrusión, disminuirá la relación rNa/rCl y aumentará rCa/rCl; si por el contrario, hay un retroceso de la misma, el comportamiento de estas relaciones se invertirá. La primera situación se produce en el área comprendida entre Vilassar y el límite oriental del acuífero; el posible retroceso está más limitado a los puntos de Ribas-Mateu, Vivers-2 y N-15, todos muy próximos a la costa.

La relación rMg/rCa muestra un ascenso en los puntos con un posible retroceso de la influencia del agua marina, aunque en el resto se mantiene estabilizado.

La rCl/rCO₃H puede orientar sobre la otra posible fuente de los cloruros: la contaminación agraria. Así se observa tierra adentro del acuífero un incremento suave de esta relación, mientras que en algunos, junto a la costa, que muestran un descenso de los cloruros (Arribas Center, Ribas Mateu) se observa también un descenso en esta relación. Sin embargo, la rSO₄/Cl muestra descensos generalizados.

No se puede determinar el porcentaje de cloruro que puede proceder de las prácticas agrarias, aunque es lógico suponer que en la áreas de mayor presencia de NO₃⁻ su presencia tendrá más importancia. Así la rCl/NO₃ se ha empleado para buscar alguna relación que indique esta influencia de los fertilizantes, aunque de manera indirecta: si la relación disminuye será

debido a un aporte considerable de nitratos y/o a una disminución de los cloruros; si además se produce un aumento en $r_{SO_4/Cl}$ y un notable descenso del contenido en cloruros, puede deducirse que existe un aporte significativo de los fertilizantes y que parte del cloruro existente puede provenir del mismo. En general en la zona se ha producido un aumento de la relación, incluso tierra adentro, produciéndose la combinación de relaciones mencionadas anteriormente en la captación "Céspedes". Resultados parecidos ofrece la r_{Mg/NO_3} , por lo que no se ha incorporado a la tabla 5.

5.7.6 Diagnóstico del estado actual del acuífero

La piezometría muestra, en general, un mantenimiento del nivel, con una ligera tendencia al descenso en la parte más occidental. No obstante el contenido en cloruros es muy elevado, con una concentración de base en la llanura litoral de 200 mg/L, siendo la zona oriental de Mataró la de mayor concentración, superando en puntos los 700 mg/L. Asimismo, entre 1996 y 1999 se ha observado en esta zona un incremento de los cloruros, entre 50-100 mg/L.

Sin embargo no deben olvidarse dos factores, en cuanto a valorar el incremento de cloruros: la influencia de las actividades agrarias y del uso de fertilizantes (alcanzan los 500 mg/L al este de Mataró) y los bombeos durante el muestreo, que pueden acentuar el contenido en cloruros.

A partir de las relaciones iónicas parece percibirse un cierto avance de la contaminación marina desde Vilassar de Mar hacia el límite más oriental del acuífero, aunque en algunos puntos dentro de esta área, siempre los más próximos a la línea de costa, se advierte un cierto retroceso; ello puede indicar una influencia de bombeos desde más al interior de la llanura.

5.7.7 Evolución previsible y posibles actuaciones

La actividad agraria ha condicionado la evolución de este acuífero. Los bombeos han favorecido el avance de la contaminación marina, además las prácticas agrícolas intensivas han aportado fertilizantes (NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-), que en parte han empeorado la calidad química de las aguas, máxime si se produce un reciclado de las aguas del retorno de riego gracias a los bombeos. Así la evolución y las actuaciones siempre estarán ligadas a la concienciación del uso del agua por parte del sector agrario.

Una mejora de la calidad química del acuífero pasa por un descenso en las extracciones (sobre todo al noreste de Mataró) aunque también pueden contemplarse técnicas de recarga artificial en los cauces de las ramblas aprovechando las aguas de tormenta, debido a las intensas precipitaciones que se producen, o las aguas residuales urbanas, también pudiéndose utilizar estas últimas para una barrera hidráulica contra la intrusión.

Parte de las conclusiones expuestas en este apartado no son específicas ni exclusivas del presente texto. Puntualizaciones como las realizadas en el análisis realizado ya han sido formuladas con anterioridad por otros autores (Alonso y Mediavilla, 1981; Corominas y Custodio, 1981; Custodio, 1982). Este hecho evidencia un proceso de contaminación continuo o, por lo menos, mantenido en el tiempo.

	rCl		RCa/rCl		RNa/rCl		rMg/rCa		rCl/Rhco3		rSO ₄ /rCl		Rcl/rNO ₃	
Agua mar	594		0,04		0,86		5,3		221		0,1			
	1996	1999	1996	1999	1996	1999	1996	1999	1996	1999	1996	1999	1996	1999
R. Leonard	2,26	2,45	3,25	2,94	0,81	0,73	0,31	0,32	0,47	0,55	1,31	1,12	1,64	1,88
Nº 12	2,67	2,09	3,49	3,31	0,87	0,62	0,3	0,47	0,53	0,48	1,21	1,19	1,14	2,09
Nº 5	1,88	1,91	3,4	3,17	0,82	0,64	0,3	0,32	0,48	0,51	1,21	1,12	1,84	2,89
J. Teixidor	1,91	6,1	2,66	1,96	0,88	0,67	0,32	0,34	0,49	0,99	1,28	0,84	1,86	1,65
H. Vilaplana	4,92	4,6	2,70	2,24	0,75	0,63	0,31	0,35	0,79	0,81	1,27	1,03	1,22	1,61
Nº 24	4,03	3,95	2,63	2,41	0,84	0,62	0,31	0,32	0,73	0,70	1,29	1,26	1,27	1,47
Can Quellos	2,5	2,36	1,73	2,63	0,89	0,64	0,37	0,34	0,5	0,54	0,93	1,34	1,24	2,04
Nº 15	4,18	3,8	3,12	2,48	0,67	0,73	0,31	0,33	0,68	0,69	1,33	1,1	1,04	1,51
Can Serra	7,19	10,1	1,64	1,67	0,61	0,45	0,26	0,34	1,13	1,61	0,79	0,72	1,6	2,51
Céspedes	18,4	14,9	1,66	1,72	0,69	0,46	0,37	0,43	2,68	2,17	1,28	1,34	1,96	1,58
Serra	5,7	7,05	3,1	2,77	0,87	0,75	0,34	0,43	0,91	1,13	1,28	1,16	0,91	1,8
Cultius Cases Mas	3,29	3,25	3	2,78	0,86	0,72	0,33	0,32	0,61	0,62	1,33	1,15	1,23	1,60
Vivers 2	8,22	11,1	1,97	1,82	0,52	0,77	0,34	0,38	1,26	1,72	0,9	1,03	1,72	2,18
Sant Berger	2,79	2,59	3,19	3,14	0,87	0,66	0,33	0,33	0,55	0,52	1,31	1,13	1,08	1,85
Ribas-Mateu	9,04	7	2,13	2,09	0,49	0,59	0,31	0,39	1,34	1,13	0,95	0,8	1,74	1,79
Arribas Center	22,4	11,6	1,49	2,42	0,42	0,42	0,27	0,4	3,09	1,80	0,75	0,71	2,24	1,88

Tabla 5- Relaciones iónicas del área estudiada (datos procedentes de la ACA; agua de mar de Custodio y Llamas, 1982).

Referencias bibliográficas

Alonso, A.; Mediavilla, C. 1981. *Estudio sobre la contaminación agrícola y marina del acuífero costero entre Masnou y Premiá*. Actas de las Jornadas sobre análisis y evolución de la contaminación de las aguas subterráneas en España. Tomo I. Pp 131-136.

Batlle, A.; Corominas, J.; López Geta, J.A. 1987. *Las aguas subterráneas en la comarca barcelonesa del Maresme. Evolución y estado actual*. Bol. Geol. y Min. T XCVIII-III, pp.376-391.

Corominas, J. 1993. *Contaminació agrícola dels aqüífers del Maresme. Area experimental del Plá de Sant Simó (Mataró). Fase preliminar: Reconeixement general de la zona*. Generalitat de Catalunya. Servei Geològic de Catalunya.

Corominas, J.; 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. Tomo I. Pp 537-552.

Custodio, E. 1982. *Nitrate build-up in Catalonia coastal aquifers*. International symposium AIH: Impact of agricultural activities on groundwater (Praga). Pp 171-181.

Murillo, J.M.; Alfonso, P.L.; Martínez Parra, M.; Torrens, J.; López Geta, J.A. (1993): *Acuífero del Maresme. Calidad química y piezometría. Evolución cronoespacial (1978-1992)*. ITGE.

5.8 UNIDAD HIDROGEOLOGICA 10:16 DELTA DEL BESOS

5.8.1 Descripción hidrogeológica

Las formaciones acuíferas están limitadas por rocas plutónicas y metamórficas, que constituyen los relieves circundantes y el zócalo impermeable; no obstante en su margen derecha el límite es más difuso, al estar cubierto por otros depósitos cuaternarios (brechas relacionadas con los relieves de Montjuïc)(figura 1,2). De base a techo, se diferencian como acuíferos:

Arenas, conglomerados, limos y arcillas pliocenas y cuaternarias. Su comportamiento es confinado o semiconfinado (Casado y Guerrero, 1997).

Depósitos aluviales cuaternarios. Presentes en toda la Unidad Hidrogeológica, su comportamiento es libre. La permeabilidad disminuye conforme se acercan a la costa, pasando de 500-1000 m/día a 100-250 m/día (Bayó y Valdés, 1970), con unas transmisividades de 4000-8000 m²/día a 400-2000 m²/día (Casado y Guerrero, 1997).

Depósitos aluviales cuaternarios de comportamiento semiconfinado. Su espesor medio es de 15 m (Bayó-Valdes, 1970) tiene una transmisividad de 3000 m²/día (200-360 m/día de permeabilidad), con un coeficiente de almacenamiento de $3 \cdot 10^{-3}$ y $3 \cdot 10^{-4}$ (Solorzano, 1981). Está separado del acuífero libre anterior por uno o varios niveles de limos y arcillas de un espesor de hasta 35 m que ejercen como acuitardo.

5.8.2 Evolución de la explotación y uso de las aguas subterráneas

El delta del Besós es una zona con una fuerte implantación industrial, que arranca de mediados del siglo XIX. En su margen derecha se encuentra el polígono industrial del Poble Nou (Barcelona) y en la margen izquierda se sitúan las poblaciones e industrias de Sant Adrià de Besós, Badalona y, hacia el interior, Santa Coloma de Gramanet y Montcada i Reixac; esta densidad urbana e industrial ha influido en la evolución de los acuíferos, siendo castigados con fuertes explotaciones en determinados periodos de tiempo, que, junto con los vertidos sobre acuíferos y el propio río, ha deteriorado la calidad de las aguas y en el delta, ha favorecido el avance hacia el interior de la interfaz marina.

Para una recarga máxima estimada de 25 hm³/año (IGME, 1989), se explotaba en 1966 un total de 63 hm³ anuales, de los cuales un 66 % eran para uso industrial y un 32 % para abastecimiento urbano. Sin embargo estas fuertes extracciones no se han mantenido, así entre 1970-1981 cerraron diversas fábricas que bombeaban 13 hm³/año, cesando en 1982 las extracciones de la SGAB, cifradas en 20-26 hm³/año. Así en 1997 se estimó una extracción de 1-2 hm³ (Casado y Guerrero, 1997).

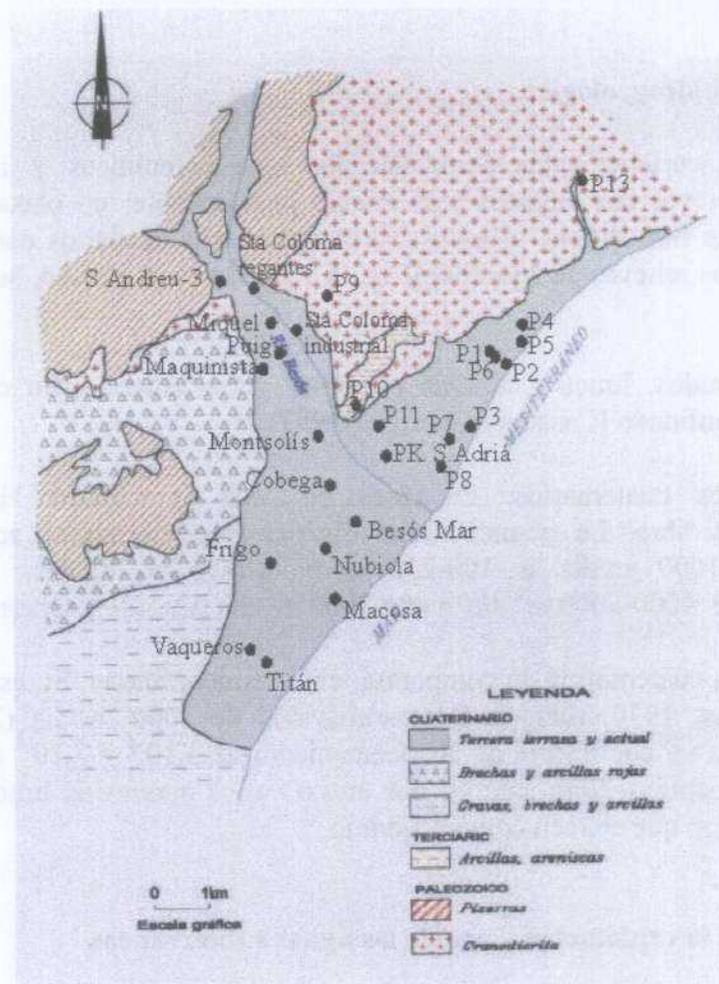


Figura 1.- Mapa hidrogeológico del acuífero del Besós. Situación de los puntos de piezometría y calidad empleados.

5.8.3 Análisis de la piezometría y su evolución

La explotación de los acuíferos del delta del Besós se inició a mediados del siglo XIX, descendiendo los niveles piezométricos en el periodo entre 1870-1931 entre 10-26 m (Rodríguez y Tritlla, 1997).

La evolución del acuífero aluvial libre se ha podido estudiar en un conjunto de piezómetros en el entorno de Santa Coloma (Santa Coloma-Regantes, Sant Andreu 3 y Maquinista) y otro (Montsolís) en la entrada del delta. En el piezómetro Santa Coloma-Regantes se observa entre octubre de 1951 y octubre de 1981 un nivel en torno a 2 m s.n.m. con ascensos y descensos en un año, recuperándose los niveles a partir de octubre de 1981 a octubre de 1995. En el piezómetro Montsolís se observan unas cotas de -12 a -4 m s.n.m entre octubre de 1973 a octubre de 1983, recuperando el nivel piezométrico a cotas superiores a 4 m s.n.m (Casado y Guerrero, 1997).

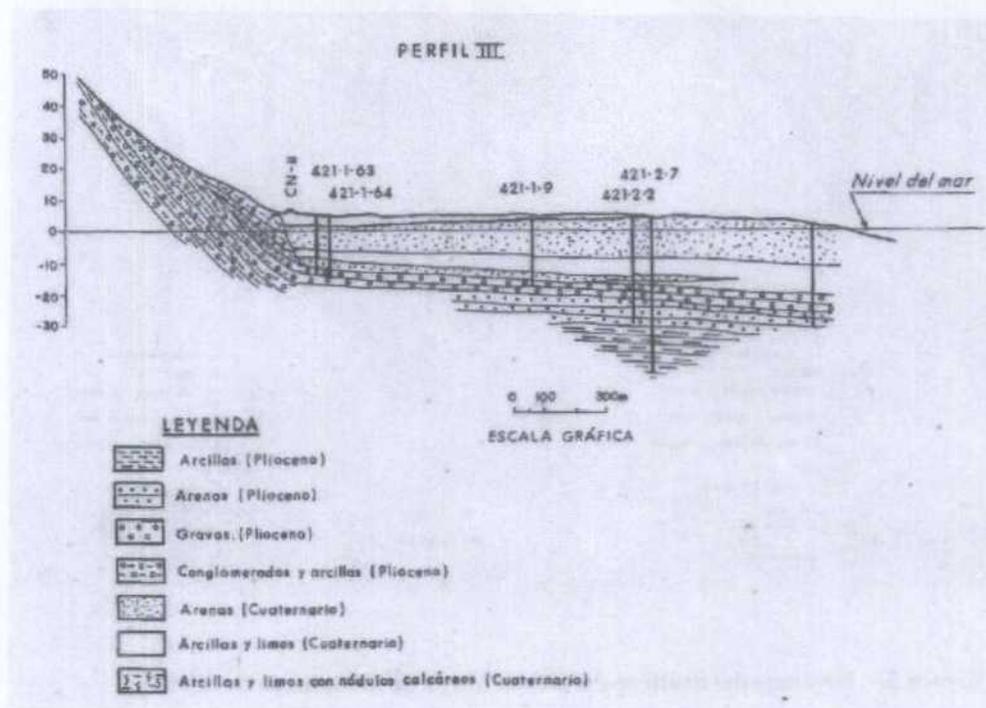
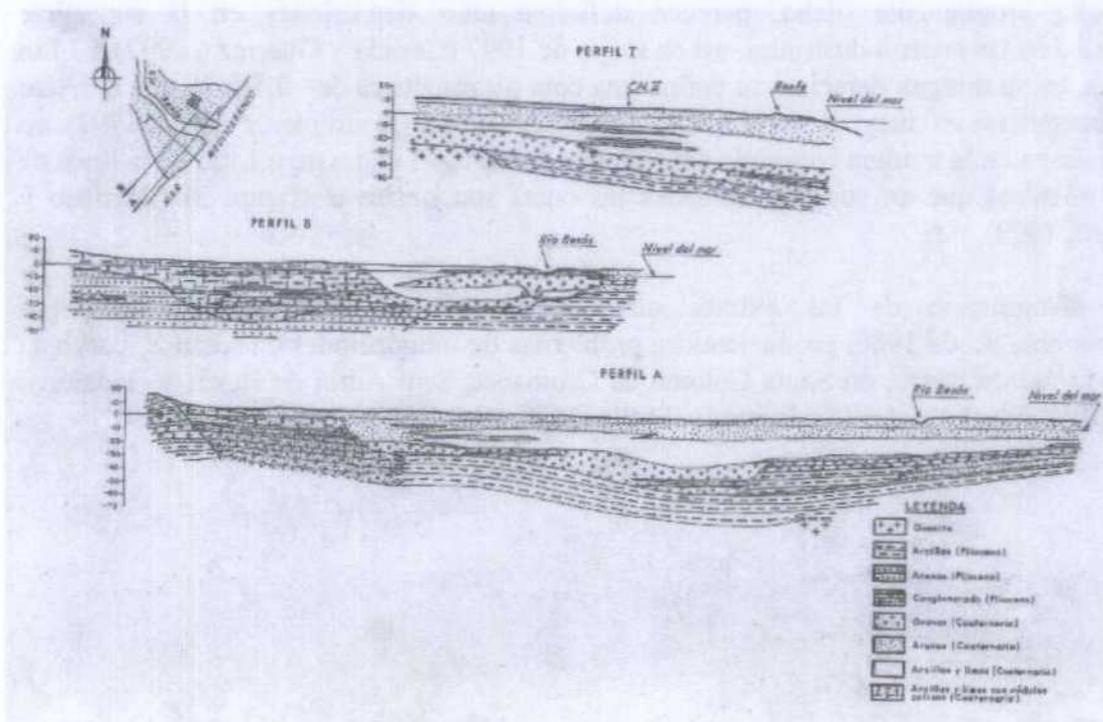


Figura 2.- Corte hidrogeológico del delta del Besós.

En el delta propiamente dicho, parecen definirse unas depresiones en la superficie piezométrica en las áreas industriales, así en mayo de 1997 (Casado y Guerrero, 1997) a 1 km de la costa, en su margen derecha, se define una cota piezométrica de $-0,5-0,75$ m s.n.m que parecen mantenerse en mayo de 1998 ($-0,69$ a $-0,74$ m s.n.m.). (Rodríguez y Tritlla, 1998), en 1999 se definen en la margen izquierda depresiones de hasta -5 m s.n.m. a 1 km de la línea de la costa, mientras que en sus proximidades las cotas son positivas (figura 3) (Barriuso y Goikoetxea, 1999).

Tras la disminución de las extracciones los niveles piezométricos se recuperan progresivamente desde 1980, produciéndose problemas de inundaciones en sótanos, parkings e incluso la red de metro, en Santa Coloma de Gramanet, Sant Adriá de Besós y Badalona, debiéndose bombear el agua (Rodríguez y Tritlla, 1998 ; Barriuso y Goikoetxea, 1999).

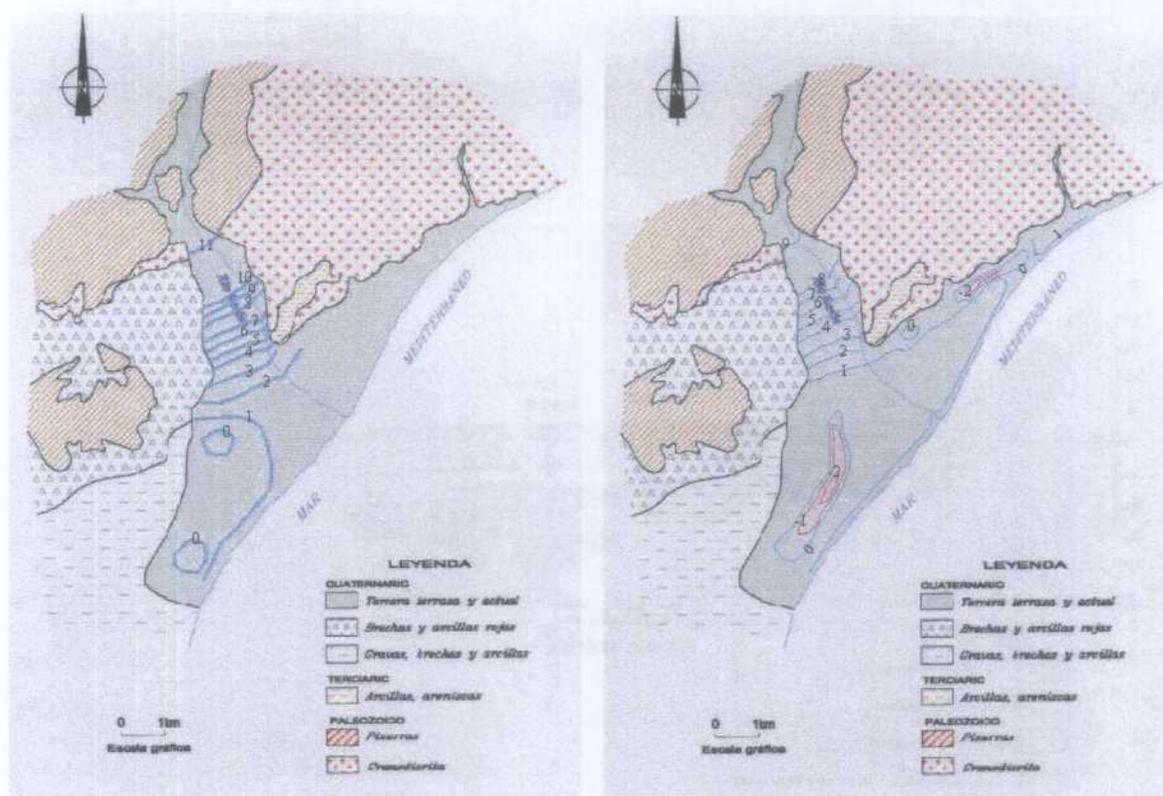


Figura 3.- Isopiezas del acuífero del Besós. Mayo de 1998, mayo de 1999

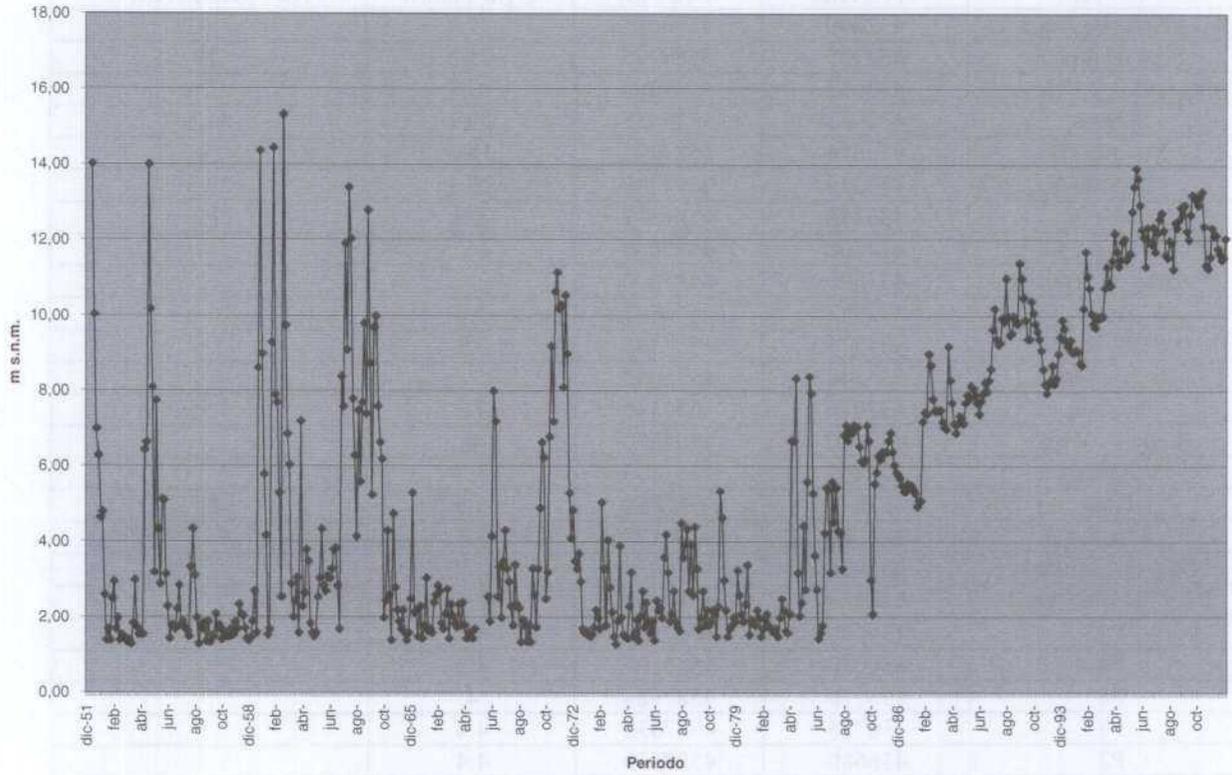
PUNTOS	X (UTM)	Y (UTM)	Z (m s.n.m.)	PROFUNDIDAD(m)
Santa Coloma Regantes	432800	4590045	11.7	
Sant Andreu 3	432525	4589977	25.3	28
Santa Coloma Industrial	433682	4589008	17.1	23
Torné	432931	4587453	20.1	31.5
Montsdolí	433634	4587275	10.2	34
Maquinista	433240	4588200	15.3	29.5
Cobega	433856	4586378	8.6	13
Parking Sant Adriá	434800	4587050		
Parking C. Treball	433300	4585500		
Frigo	432962	4584642	2.6	
P10 Fibrec	434375	4587345	10	
Besos Mar	434340	4585650		
Nubiola	433876	4585114	4.3	4.55
Lope de Vega	433480	4584200	0	
Vaqueros	432490	4583330	5.7	
Titán	432671	4582858	5.5	21
Macosa	434220	4584170	1.7	
P8 (Air Liquide)	435920	4586850	4,7	
P7 (CIH Badalona)	436050	4587140	4,7	
P1	439680	4587300	4,7	
P4	436750	4588100	4,3	
P6	436270	4587980	4	
P5	436725	4587830	4,4	
P2	436680	4587630	4,4	
P3 Pto. Badalona	436380	4587300	5,1	
P9 Mina Sta. Coloma	434120	4592000	90	
P13 Makro	437600	4591250	66	
Miquel y Costas	433150	4589350	17	36
Puig	433640	4588500	13	30

Tabla 1.- Puntos empleados para el estudio piezométrico y de calidad provenientes de la Agència catalana de l'aigua (ACA) y diversos estudios de la FCIHS (ver bibliografía).

El acuífero superficial muestra en el interior (figura 4), en Sant Andreu-3, una recuperación desde 1982 hasta octubre de 2000, pasando de 2 a 12 m s.n.m.; asimismo existe unos rápidos ascensos coincidentes con los meses más lluviosos, de noviembre a enero y en abril, mostrando una rápida respuesta. Ya dentro del delta, en Montsolís, el nivel está muy condicionado por los periodos de bombeo para los años 1973-83 (figura), posteriormente se observa una lenta recuperación de niveles de -7 a 4,5 m s.n.m. en julio de 2000 (figura 4).

La evolución del nivel piezométrico del acuífero profundo se observa en el piezómetro denominado Camp de la Bota (ACA), así, entre 1977 a 1989 se observa una recuperación de los niveles, pasando de -3 m s.n.m. a cerca de 1 m s.n.m., debido principalmente al abandono de los bombeos. En el pozo Macosa, muy próximo a la costa, la cota parece mantenerse, al estar en mayo de 1997 a 1 m s.n.m. (figura 5).

St. Andreu-3



montsolis

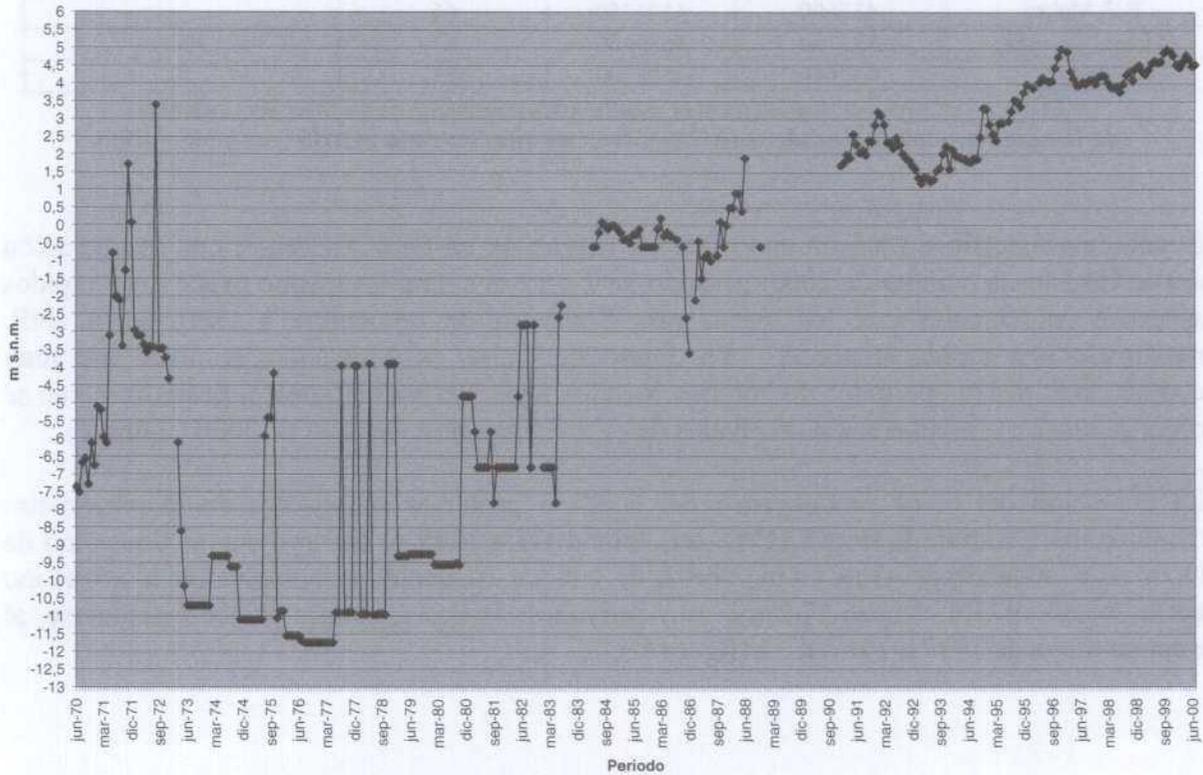


Figura 4.- Evolución piezométrica del acuífero superficial en el punto “Sant Andreu-3” y “Montsolis” de la ACA.

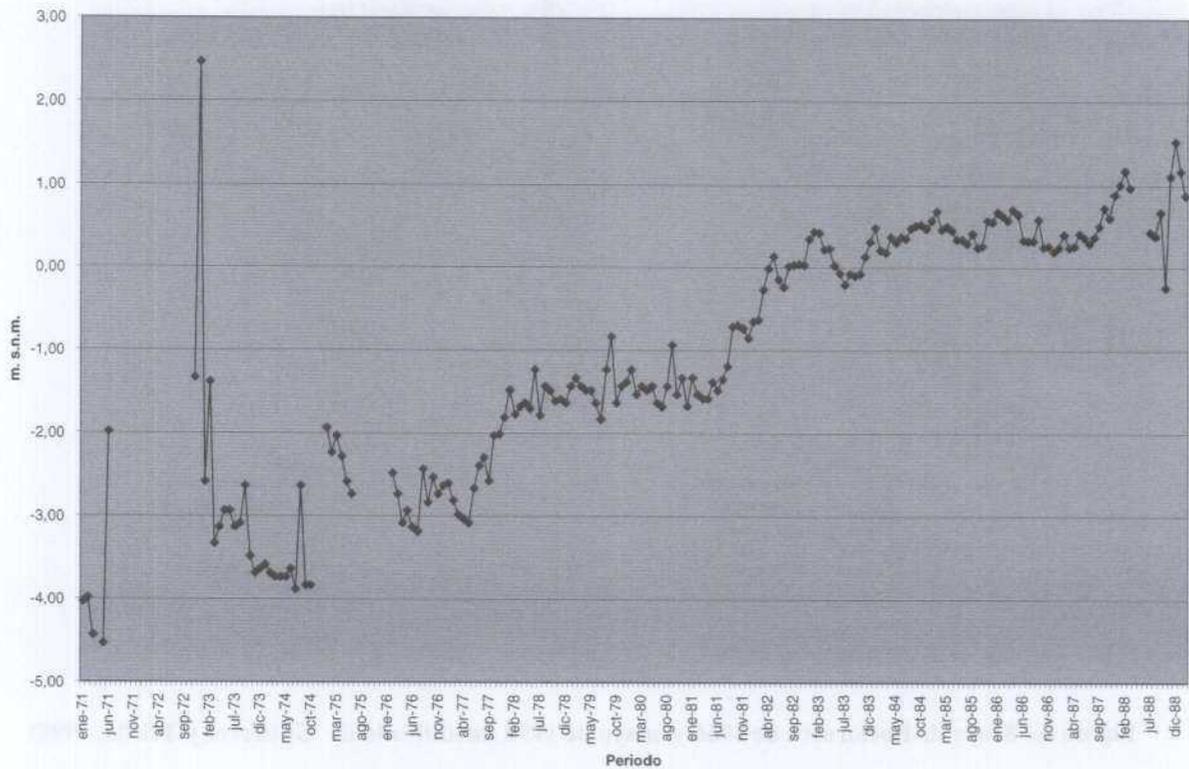


Figura 5.- Evolución piezométrica del acuífero profundo en el piezómetro camp de la Bóta, del ACA

5.8.4 Análisis de la situación respecto a la intrusión marina

Al ser una zona fuertemente industrializada desde finales del siglo XIX, las extracciones favorecieron la contaminación de las aguas por intrusión marina, así, en 1948, existían ya problemas de salinización en el Llano de sant Martí (Rodríguez y Tritlla, 1997). Se puede afirmar que el auge y crisis de la industria ha influido directamente y marcado la evolución de la intrusión marina. La zona con mayor actividad industrial se localiza en la margen derecha del Besós.

En 1966 (MOPU, 1966) existían zonas de muy alto contenido en cloruros en la margen derecha del delta (acuífero superficial) con contenidos de hasta 15 000 mg/L, aunque en el resto del delta las concentraciones no superaban los 200-300 mg/L. Esta fuerte incidencia en la margen derecha se mantiene en 1970, desplazándose hacia el río en 1983, con concentraciones de 6000-12 000 mg/L de cloruros. En mayo de 1997 los contenidos en cloruros descienden a 900 mg/L como máximo (Casado y Guerrero, 1997) a 1 km de la costa, coincidente con cotas piezométricas inferiores a 0 m s.n.m., descendiendo en 1998 a unos 800 mg/L (figura 6).

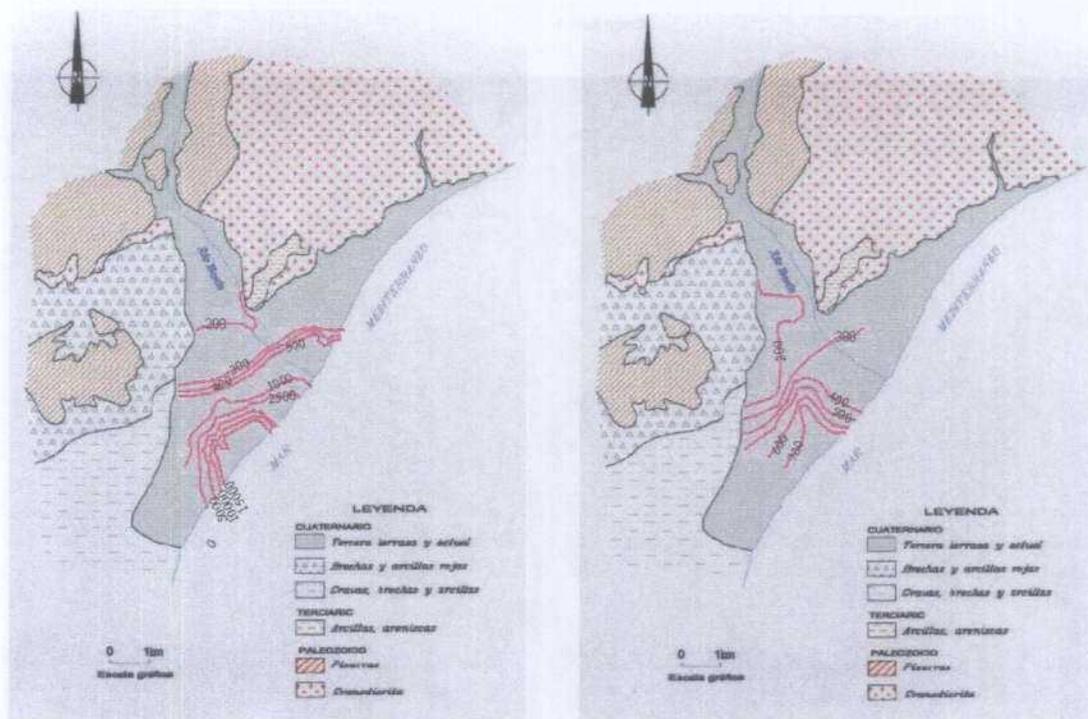


Figura 6.- Mapa de isocloruros de 1966 y mayo de 1998 (modificado de Gutierrez y Tritlla, 1998)

En la margen izquierda, en la ciudad de Badalona se han observado elevados contenidos en cloruros (1500 a 5140 mg/L) (Barriuso y Gutierrez, 1999).

Del acuífero profundo se disponen de pocos datos, así en el sondeo Macosa, en marzo de 1997, la conductividad es baja (399 $\mu\text{S}/\text{cm}$), al igual que la concentración de cloruros (44 mg/L) (Casado y Guerrero, 1997), sin embargo, en 1998, en un sondeo situado más al sur (Titán) y muestreado en profundidad (a 20 m) presenta un elevado contenido, de 15.000 mg/L.

No obstante, para analizar la contaminación de origen marino deben considerarse los contenidos de base que presentan los acuíferos, ya que pueden deberse a otros diferentes orígenes como el aerosol marino o la contaminación antrópica del río y/o el acuífero (abonos, vertidos residuales e industriales). Así las aguas de las captaciones en el acuífero libre hasta Santa Coloma de Gramanet, muestra un contenido medio de 200-300 mg/L de cloruros, mientras que las aguas asociadas a las litologías plutónicas y metamórficas presentan menos de 150 mg/l de cloruros. El río Besòs, a la altura de Sant Adrià de Besòs, presenta, en 1999, 518 mg/L de cloruros (Barriuso y Goikoetxea, 1999).

5.8.5 Caracterización de facies hidroquímicas

Las aguas del acuífero libre presentan unas facies de mezcla, correspondiendo a aguas sulfato-cloruradas cálcico-magnésicas, aunque hacia la costa, en las captaciones con cotas piezométricas inferiores a 0 m s.n.m., la facies es clorurada sódica. En el acuífero profundo, la facies en el sondeo Macosa era bicarbonatada cálcica. El agua del río Besòs, en Sant Adrià de Besòs es clorurada sódica (Barriuso y Goikoetxea, 1999).

Asimismo, la calidad del agua es deficiente, debido a la presencia de disolventes halogenados y metales, además de nitratos y sulfatos.

En el diagrama de Piper-Hill-Langelier se observa que en general las aguas corresponden a una facies de mezcla similar al agua proveniente de los materiales del encajante (punto nº 14-P9 en la figura 7) y de mejor calidad que el agua del río, de facies clorurada sódica. Asimismo se define un conjunto de puntos de facies clorurada sódica en la margen izquierda del delta, causado por una contaminación marina (figura 7).

5.8.6 Análisis de relaciones iónicas

No se dispone de datos para estimar una evolución de las relaciones iónicas: De las captaciones de donde se disponen dos análisis, de marzo de 1997 y marzo de 1998 (tabla 2) se aprecia un mantenimiento de las mismas.

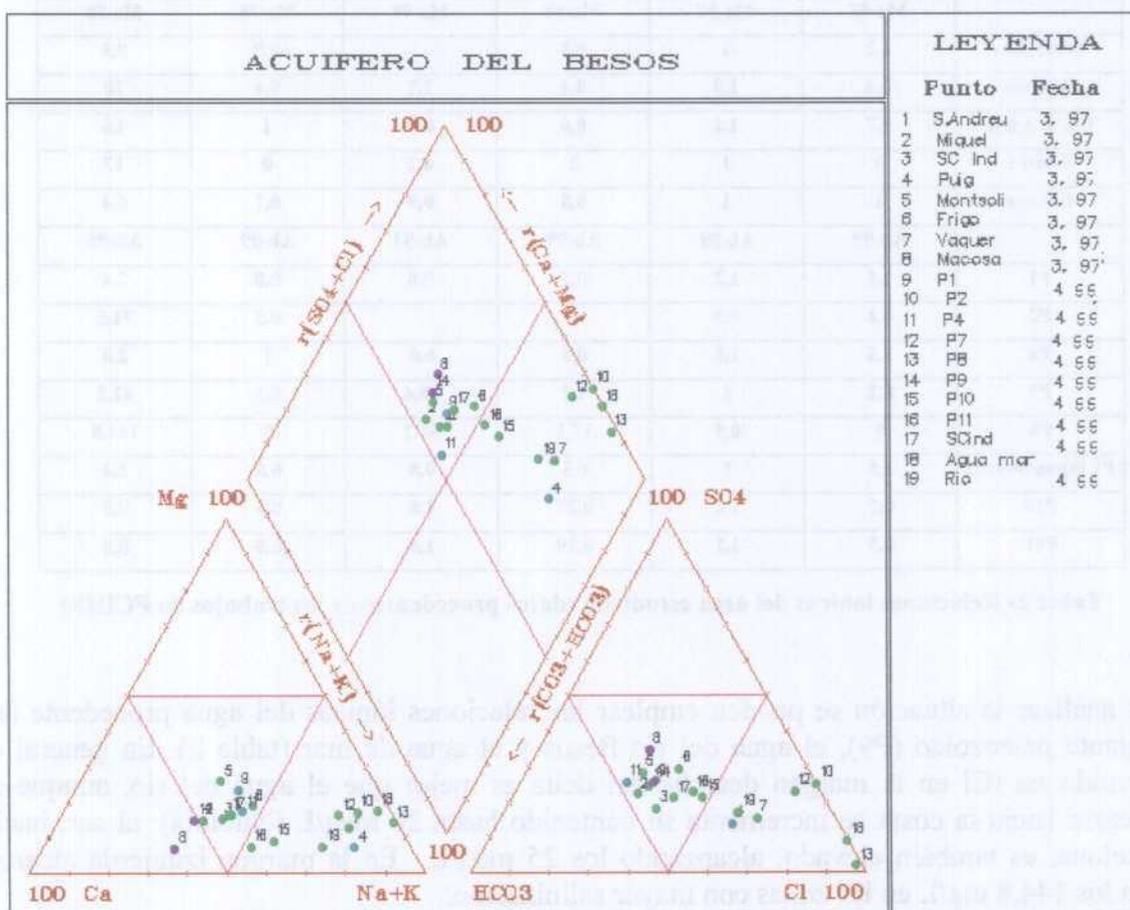


Figura 7.- Diagrama de Piper-Hill-Langelier de las aguas del acuífero del Besós

	rCa/rCl		rNa/rCl		rMg/rCa		rCl/rHCO3		rSO4/rCl		rCl	
Agua mar	0,04		0,86		5,3		221		0,10		594	
Rio	0,38		1,1		0,3		2,5		0,3		14,6	
	Mz-97	Mz-98	Mz-97	Mz-98	Mz-97	Mz-98	Mz-97	Mz-98	Mz-97	Mz-98	Mz-97	Mz-98
Sta Coloma reg.	1,2	1,3	1,1	1,1	0,4	0,3		0,7	0,6	0,6	6,2	6
St. Andreu-3	1,2	0,8	1,2	1,2	0,4	0,4	0,8	0,8	0,8	0,6	5,4	6,4
S. Coloma Ind.	1,3	1,2	1,1	1,2	0,1	0,4	0,9	0,8	0,5	0,7	6,8	6
Montsolís	1,4	1,5	1,2	1,2	0,8	0,6	0,7	0,6	1	0,9	5,4	4,8
	Mz-97		Mz-97		Mz-97		Mz-97		Mz-97		Mz-97	
Miquel	1,6		1,2		0,3		0,7		0,7		4,9	
Puig	0,2		1,1		0,5		2,2		0,2		5,1	
Frigo	1		1,3		0,6		1,1		0,8		8,5	
Vaqueros	0,2		1,3		1		3,2		0,2		25,4	
Macosa	2,2		1		0,1		0,8		1,3		1,2	
	Mz-98		Mz-98		Mz-98		Mz-98		Mz-98		Mz-98	
Besos Mar	1,2		1		0,5				0,9		9,9	
Nubiola	0,4		1,3		0,4		2,7		0,4		20	
PK S. Adriá	1,7		1,1		0,6		0,7		1		4,6	
Titán 1	0		1		2		4,2		0		17	
Cobega	1		1		0,8		0,9		0,7		6,4	
	Ab-99		Ab-99		Ab-99		Ab-99		Ab-99		Ab-99	
P1	1,1		1,2		0,7		0,8		0,8		2,4	
P2	0,1		0,9		2				0,3		71,5	
P4	1,5		1,5		0,5		0,6		1		2,8	
P7	0,2		1		1,2		10,6		0,3		42,2	
P8	0		0,9		17,1		56,2		0		144,8	
P9 (agua Sierra)	1,5		1		0,3		0,8		0,8		2,4	
P10	0,7		1,2		0,27		1,6		0,4		9,8	
P11	0,9		1,1		0,19		1,4		0,5		8,8	

Tabla 2- Relaciones iónicas del área estudiada (datos procedentes de los trabajos de FCIHS)

Para analizar la situación se pueden emplear las relaciones iónicas del agua procedente del encajante paleozoico (P9), el agua del río Besós y el agua de mar (tabla 2). En general el contenido en rCl en la margen derecha del delta es mejor que el agua del río, aunque al acercarse hacia la costa se incrementa su contenido hasta 20 meq/L (Nubiola); al sur, hacia Barcelona, es también elevado, alcanzando los 25 meq/L. En la margen izquierda alcanza hasta los 144,8 mg/L en las zonas con mayor salinización.

El agua del acuífero confinado (Macosa) muestra unos bajos contenidos en cloruros.

5.8.7 Diagnóstico del estado actual del acuífero

Los acuíferos libre y profundo han recuperado los niveles piezométricos a partir de la disminución de las extracciones, quedando reducida la contaminación marina a los polígonos industriales, con entradas de un máximo de 1 km tierra adentro y concentraciones altas en el límite de la costa pero generalmente inferiores a 500 mg/L tierra adentro. Del acuífero profundo no se disponen de suficientes datos para evaluar su diagnóstico y evolución futura.

5.8.8 Evolución previsible y posibles actuaciones

La tendencia observada es que si se mantienen las actuales condiciones de regulación de la explotación de aguas subterráneas la interfaz marina se mantendrá estabilizada en el acuífero superficial. Respecto al acuífero profundo no se disponen de datos para estimar una evolución, precisándose un estudio detallado de ambos acuíferos para su mejor caracterización.

Referencias bibliográficas

Casado, J; Guerrero C.I. (1997): Estado actual de la Hidrogeología del delta del Besós. XXXI CIHS. Inédito.

Rodríguez, R.; Tritlla, J.(1998): Estado actual de la hidrogeología del Delta del Besós. XXXII FCIHS. Inédito.

Barriuso L.; Goikoetxea, I. (1999): estudio hidrogeológico de la ribera izquierda del delta del Besós (Badalona).XXXIII FCIHS. Inédito.

5.9 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.19.03 DELTA DEL LLOBREGAT

5.9.1 Descripción hidrogeológica

La unidad hidrogeológica 10.19: Baix Llobregat comprende el valle bajo y delta del río Llobregat, área en la que se diferencian tres acuíferos con comportamiento independiente, pero donde el delta s.s. resulta ser el más relevante desde el punto de vista de la afección de la intrusión marina. Hoy en día existe un elevado conocimiento de este acuífero, que es puesto de manifiesto en los numerosos trabajos de temática hidrogeológica realizados en el delta a partir de 1960 (Manzano, 1991).

El delta es una estructura tabular que se desarrolla sobre la plataforma costera al pie de la Cordillera Litoral, de unos 60 km² de superficie emergida ligeramente inclinada hacia el SE. Se reconoce una serie de depósitos detríticos de edad Pleistoceno-Holoceno desarrollados a partir de las oscilaciones del nivel del mar, que son comúnmente atravesados por la mayoría de los sondeos construidos:

- Arenas superiores del frente deltaico, que intercalan niveles de arcillas, limos y gravas. Su espesor oscila entre los 12 y 20 m estando cubiertas en la zona central por una capa limo-arcillosa de no más de 5 m de espesor. Estos depósitos definen un acuífero superficial de carácter libre que abarca toda la extensión del delta.
- Limos prodeltaicos inferiores, algo arcillosos, con una potencia máxima de 45 m en la línea de costa, que contienen localmente gravas y arenas. Este depósito constituye una cuña intermedia que actúa como un acuitardo y que individualiza los dos acuíferos principales en la zona central de delta. Su espesor decrece progresivamente hasta llegar a desaparecer tanto a ambos lados de la formación como hacia el norte, permitiendo la conexión del acuífero superficial con el profundo.
- Gravas aluviales, con matriz arenosa. Constituyen un acuífero profundo confinado, de gran continuidad lateral que penetra incluso por debajo del mar, y cuya potencia oscila entre los 3,6 y 11,5 m en las zonas marginales (Sant Boi-Castelldefels) donde conecta con el acuífero superficial para formar un acuífero único. Aflora a unos 4 km mar adentro en una profundidad próxima a los 100 m (Custodio, 1994).
- El sustrato del delta está formado por dos formaciones plio-pleistocenas: una superior, de conglomerados, areniscas y arcillas con potencias máximas de 52 m, y una formación inferior de tipo arcilloso. Ambas formaciones están muy cementadas.

Los flancos del delta están en contacto con materiales miocenos de baja permeabilidad en el sector de Montjuïc, con materiales triásicos en el entorno de Gavá y con materiales paleozoicos en el sector de San Boi definiendo así los límites naturales de la unidad.

El flujo subterráneo mantiene una orientación preferente SE siguiendo la dirección dominante del curso superficial del río Llobregat hasta que penetra en la zona del delta, desde donde se divide en los dos acuíferos señalados. A partir de este momento adquiere un funcionamiento diferenciado, con unas propiedades hidráulicas y una piezometría que caracterizan de forma independiente cada uno de los acuíferos.

Los parámetros hidrogeológicos del acuífero superior (CAPO-SGOP, 1966), en términos medios, oscilan entre los 500 y 900 m²/día de transmisividad en la zona central pero que llegan a 3000 m²/día en zonas de borde donde el acuífero es único. La porosidad drenable es del orden de 0,15 a 0,20.

Para el acuífero inferior se obtienen transmisividades desde menos de 100 m²/día al SO del aeropuerto hasta más de 20.000 m²/día en el sector de Cornellá; los coeficientes de almacenamiento oscilan entre 10⁻³ y 10⁻⁵ y las porosidad promedio es de 0,3.

El acuitardo intermedio presenta permeabilidades desde 0,01 m/día en las zonas de contacto con los acuíferos hasta de 0,0001 m/día en el resto de la formación (Iribar, 1992).

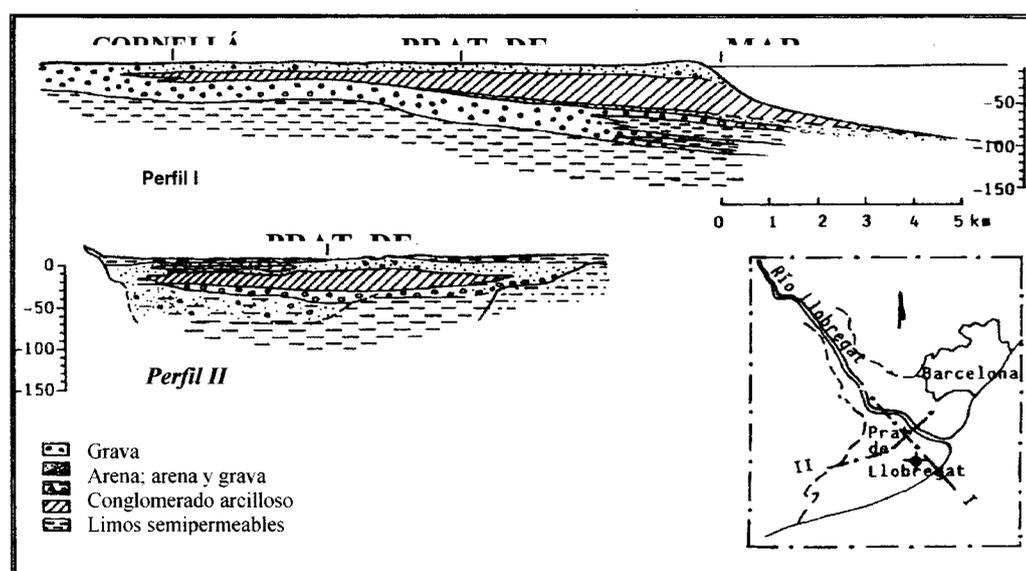


Figura 1: corte hidrogeológico y esquema de funcionamiento (simplificado de Custodio *et al.*, 1971).

La recarga del acuífero superficial se produce principalmente por la infiltración directa del río Llobregat en sus tramos influentes, por los excedentes de riego y por la infiltración del agua de lluvia, aunque debe considerarse también una pequeña recarga contabilizada por las pérdidas de las redes de abastecimiento y conducciones de drenaje en los núcleos urbanos. La descarga del acuífero se produce directamente hacia el mar, por aportes laterales hacia el acuífero profundo, por precolación hacia la cuña intermedia de limos, así como por el drenaje que ejerce el río Llobregat en su curso bajo desde la autopista de Castelldefels; otros drenajes menos importantes son los debidos a las múltiples canalizaciones, zanjas, y drenes. Las extracciones por bombes en este acuífero son escasas y puntuales.

En el acuífero profundo, los factores que contribuyen a su recarga son: los aportes hídricos superficiales de la zona del valle bajo del Llobregat cuando forma parte del acuífero único; por la infiltración directa de las precipitaciones; por infiltración de los excedentes de riego y la pérdida de canales y redes de conducción, además de otros aportes laterales o del propio acuífero superficial en las zonas laterales del delta. También se ha de tener en cuenta una infiltración debida a la precolación de la cuña de limos intermedia, el volumen procedente de las recargas artificiales y, finalmente, las entradas del mar. Las únicas salidas del acuífero

inferior proceden actualmente de las importantes extracciones por bombeo para abastecimiento urbano e industrial.

En un balance hídrico simplificado del acuífero se evalúa que la recarga de todo el conjunto del delta del Llobregat asciende como máximo a unos 110 hm³/año (ITGE, 1989), mientras que las salidas contabilizadas únicamente por los bombeos han descendido paulatinamente hasta los 46 hm³ anuales del año 1993 (Vilaró, 1996).

5.9.2 Análisis de la piezometría y su evolución

En la actualidad, la Agència Catalana de l'Aigua (ACA) de la Generalitat de Catalunya gestiona y controla mes a mes la red de piezometría del acuífero del delta del Llobregat, disponiendo de piezómetros dobles y triples que miden la evolución individual de los dos acuíferos del delta y de la cuña de limos que los separa. Las características de estas redes se resumen en las tablas 1 y 2 y su localización se refleja en los gráficos de las figuras 2 y 3.

PUNTO	UTM X 31	UTM Y 31	Z (m s.n.m.)	PUNTO	UTM X 31	UTM Y 31	Z (m s.n.m.)
A-10'-a	428970	4575790	3,49	C-2-a	420190	4572860	3,10
A-11'-a	429720	4577175	3,28	C-3-a	421660	4573370	2,99
A-1-a	413560	4568910	2,95	C-5'-a	424030	4575980	6,36
A-3-a	417210	4568870	3,98	C-6-1-a	425400	4575300	6,44
A-4-a	419910	4569380	3,00	C-7'-a	427290	4576550	4,61
A-6'-a	423180	4570560	1,88	C-8'	426780	4578820	6,30
A-8-3-a	427800	4574100	2,79	D-3-a	421150	4575270	5,38
B-1-a	414515	4569860	2,48	D-4-a	423109	4576067	7,05
B-3-a	418010	4570100	2,07	D-5-a	424520	4577660	6,50
B-4-a	421150	4570840	2,73	Desviament-1	427389	4573726	3,44
B-5'a	424800	4573150	3,39	Desviament-2	427149	4574024	3,53
B-6'-a	425350	4573880	3,78	Desviament-3	426013	4573815	2,99
B-7-1-a	427950	4576250	4,22	Desviament-4	426130	4573672	2,98
B-7-2-a	428400	4577290	4,20	Desviament-5	426049	4573421	2,46
B-7-a	427150	4574870	5,28	Desviament-6	426044	4573168	2,85
B-8'-a	428600	4577860	5,46	Desviament-7	425731	4573225	2,46
C-0-a	415398	4571176	6,66	GC-1-a	426620	4572140	1,89
C-1-a	416445	4571575	4,39				

Tabla 1: red de control de piezometría del acuífero superior (ACA)

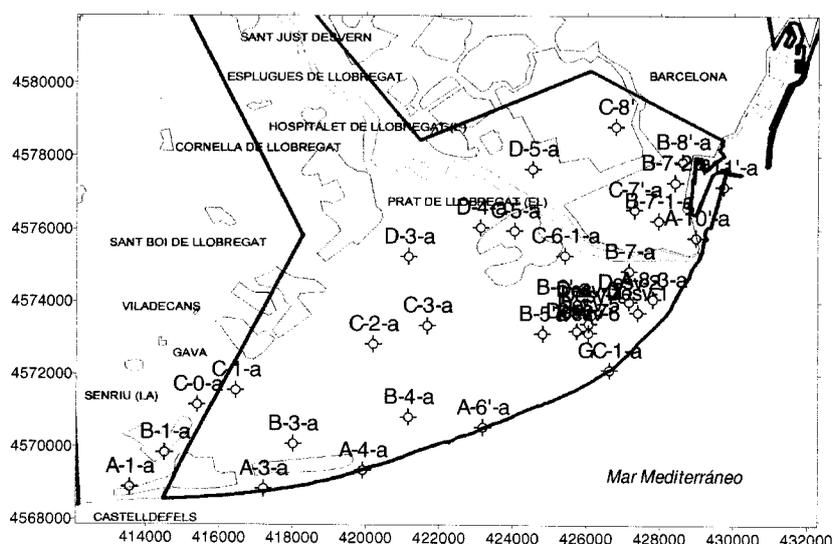


Figura 2: situación de los puntos de control de la red de piezometría del acuífero superior (ACA)

PUNTO	UTM X 31	UTM Y 31	Z (m s.n.m.)	PUNTO	UTM X 31	UTM Y 31	Z (m s.n.m.)
A-10'-c	428970	4575790	3.53	B-7-1-c	427990	4576240	4.23
A-11'-c	429720	4577175	3.27	B-7-2-b	428400	4577290	4.21
A-1-b	413510	4568910	2.94	B-8'-c	428600	4577860	5.52
A-3-d	417210	4568870	4.34	C-0-c	415398	4571176	6.66
A-4-c	419910	4569380	2.94	C-1-b	416445	4571575	4.39
A-8"-b	427600	4573330	1.76	C-5"-b	424030	4575980	5.81
A-8-3-b	427800	4574100	2.80	C-7'-c	427290	4576550	4.62
B-1-c	414515	4569860	2.51	Can Malet	425613	4573427	2.61
B-3-c	418010	4570100	1.61	D-3-c	421150	4575270	5.32
B-4-b	421150	4570840	3.15	D-5-b	424520	4577660	6.53
B-5'-b	424790	4573190	3.28	GC-1-c	426620	4572140	1.92
B-6'-c	425350	4573880	3.78	GC-b	426700	4572140	1.45

Tabla 2: red de control de piezometría del acuífero inferior (ACA)

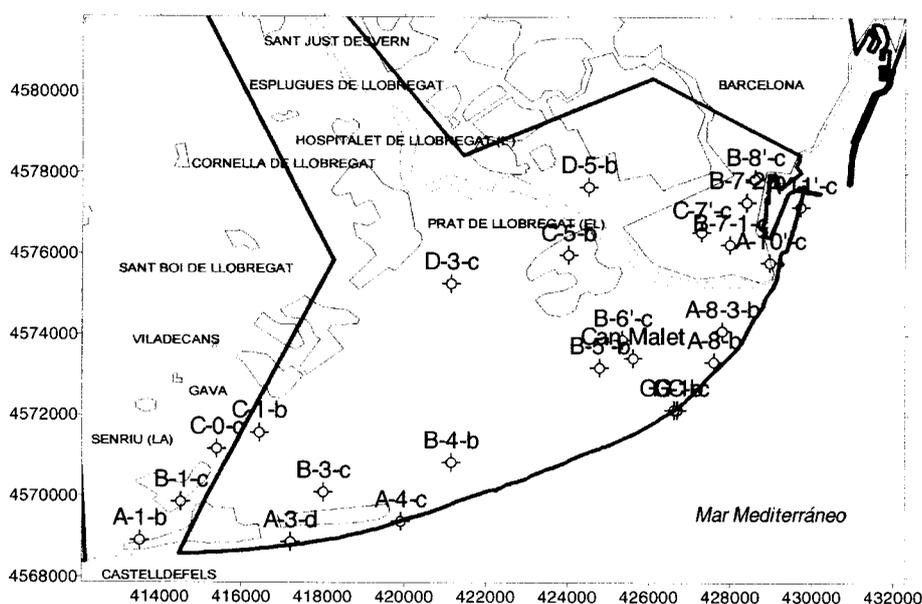


Figura 3: situación de los puntos de control de la red de piezometría del acuífero superior (ACA)

El nivel freático del acuífero superficial (figura 4) está normalmente por encima del nivel del mar en casi toda su extensión. Muestra una dirección del flujo hacia el mar a lo largo de todo el frente de la costa, a excepción del sector septentrional de la línea marcada entre Viladecans y Prat de Llobregat donde los niveles quedan ligeramente por debajo; esta situación evita que en la zona costera se produzca un avance de la intrusión salina.

Se observa un domo de recarga en la zona central del delta como respuesta a la entrada en el acuífero de los excedentes de riego en una zona tradicionalmente cultivada; este domo decrece suavemente hacia los laterales por influencia de las mayores extracciones en los sectores donde el acuífero es único (Vázquez-Suñé *et al.*, 2001).

Se observa también el comportamiento influente del río Llobregat en su parte alta que pasa progresivamente a ser efluente y drenar al acuífero en su tramo final.

La situación en octubre (figura 5) no difiere sustancialmente de la obtenida en la campaña de abril. Se observa tan sólo un pequeño avance hacia el mar en la zona con niveles inferiores a la cota de los 0 m s.n.m. y un desplazamiento, también hacia el mar, del domo central de recarga en el que se incrementa la superficie ocupada por la isolínea de 1,5 m s.n.m.

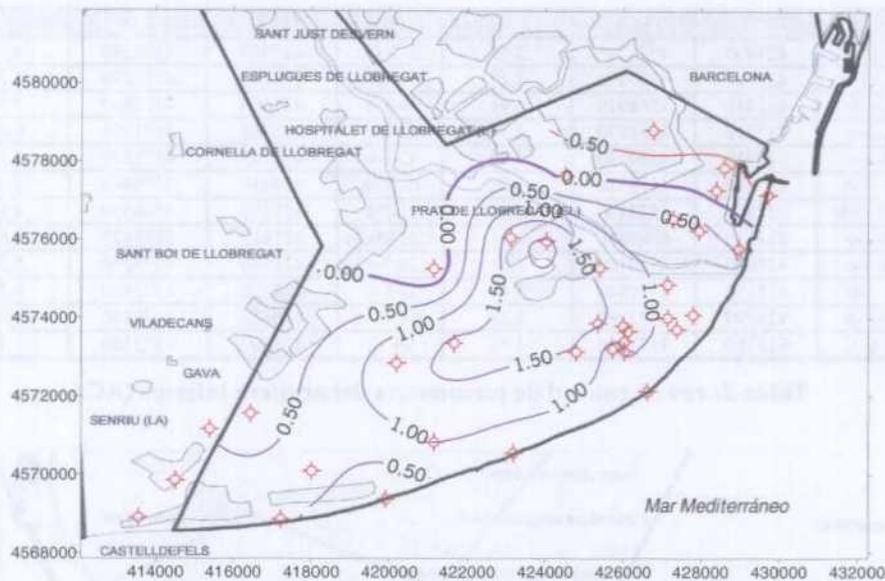


Figura 4: piezometría acuífero superficial en m s.n.m. (abril 1999)

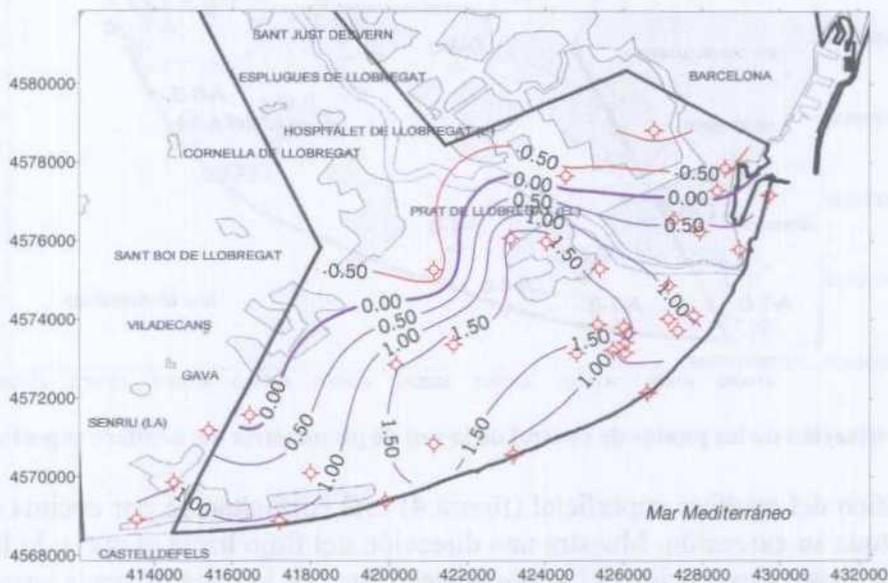


Figura 5: piezometría acuífero superficial en m s.n.m. (octubre 1999)

La situación actual del acuífero profundo (figura 6) es bien distinta a la que presentaba en épocas relativamente recientes, cuando 50 años atrás disfrutaba de una piezometría surgente en buena parte de su extensión.

En la actualidad se observa una fuerte depresión central que alcanza valores de piezometría por debajo de los 6 m b.n.m. en la zona de El Prat de Llobregat que son provocados por las fuertes extracciones del sector industrial instalado en este área, circunstancia que conduce a un claro avance de la cuña salina. Tan sólo los sectores más marginales del delta (áreas de Castelldefels y Zona Franca) muestran niveles algo superiores al nivel del mar.

El nivel piezométrico del acuífero inferior durante la campaña de octubre (figura 7) contempla un empeoramiento de la situación ya reflejada para el mes de abril debido, posiblemente, al efecto de las extracciones en verano que aumentan los gradientes y la depresión central hasta superar los 8,5 m b.n.m.

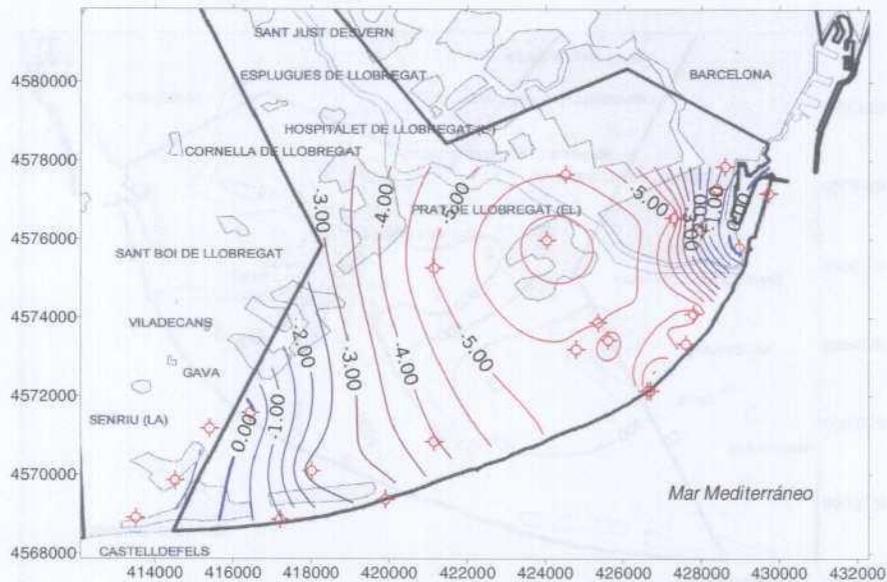


Figura 6: piezometría acuífero profundo en m s.n.m. (abril 1999)

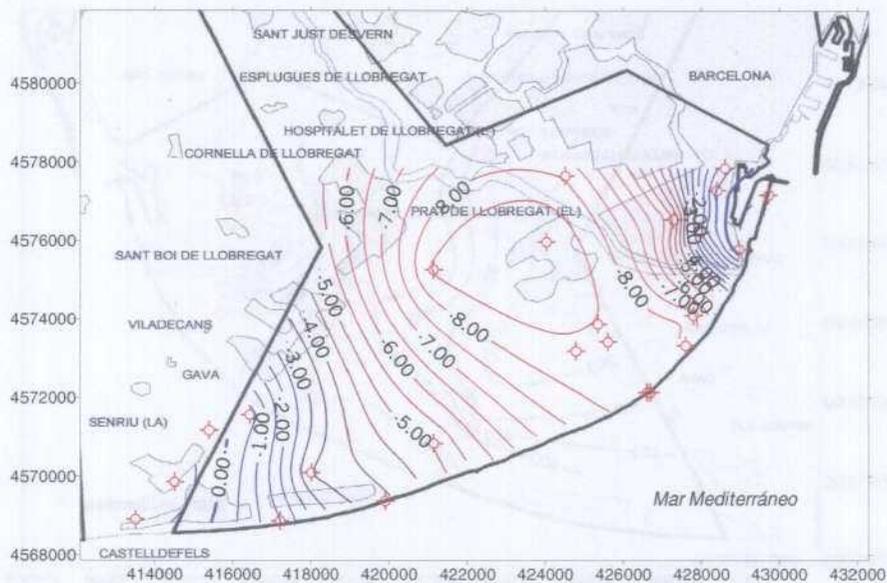


Figura 7: piezometría acuífero profundo en m s.n.m. (octubre 1999)

5.9.3 Análisis de la situación respecto a la intrusión marina

Como consecuencia de la intensa explotación habida hasta épocas relativamente recientes en la Zona Franca y de las extracciones actuales para abastecimiento en la zona de El Prat de Llobregat, se observa en los puntos de control de la red de salinidad de la ACA elevados contenidos de ión cloruro para el acuífero inferior, que forma un gran domo salino hacia el sector oriental del delta y que prolonga su área de influencia por la franja costera central.

Las concentraciones de cloruros en este domo llegan a 3600 mg/L en marzo de 1999, pero son superadas ampliamente durante los meses de verano hasta conseguir valores cercanos a 5000 mg/L en el entorno del polígono de la factoría SEAT. Contrariamente, en la zona de Gavá y Viladecans al oeste del delta, los valores son muy inferiores oscilando entre los 200 y 300 mg/L.

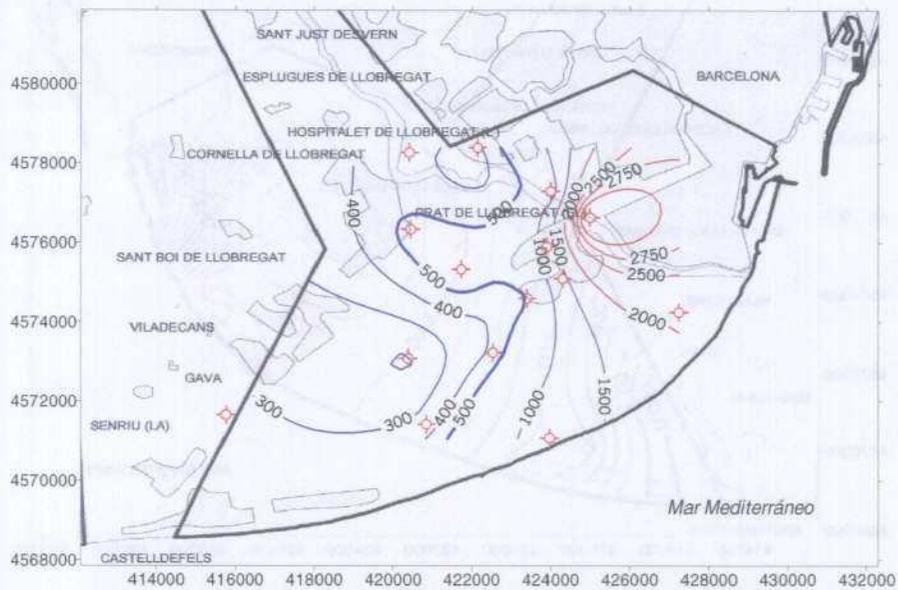


Figura 8: isocloruros (mg/L) del acuífero profundo (marzo 1999)

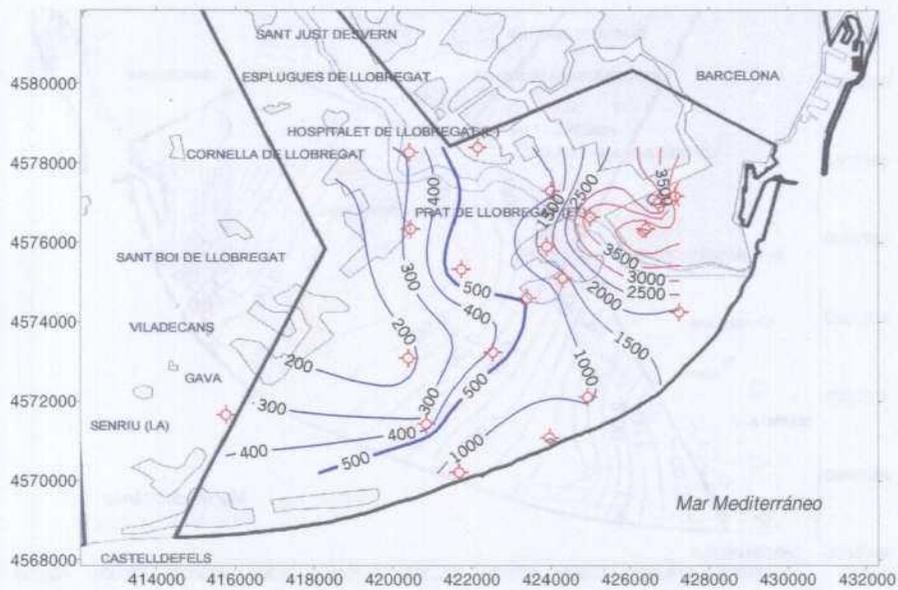


Figura 9: isocloruros (mg/L) del acuífero profundo (septiembre 1999)

El mapa de isocloruros de septiembre de 1999 muestra un pequeño avance hacia el interior de la zona de mezcla, comprendida por las isocloruros de 500 y 1000 mg/L, que es visible con mayor facilidad al norte y sur del delta.

La evolución de cloruros respecto al año 1998 (evolución a corto plazo) muestra un avance importante del domo salino en la zona de fuertes extracciones de El Prat, con un elevado gradiente del crecimiento de los cloruros que supone incrementos de 900 mg/L. Esta situación decrece rápidamente hacia el oeste en las zonas donde el acuífero es único, observando aumentos menores del ión cloruro y del orden de 50 mg/L.

Tanto en la zona de Cornellà como al sur del aeropuerto la situación que se dibuja es la inversa al haber disminuido la concentración de cloruros en 200-300 mg/L respecto al año anterior (valores negativos, en azul).

Respecto a 1996 la evolución de la salinización en el acuífero inferior refleja un contexto similar. En la zona central afectada por el domo salino los cloruros aumentan más de 1100 mg/L, mientras que en la zona aeroportuaria se registran ascensos del orden de 100 mg/L.

Entre ambas zonas se crea un área de contención de la salinización y recuperación de las concentraciones de cloruros, que retroceden unos 100-150 mg/L, al igual que hacia el norte y oeste donde el acuífero es único, que detectan también otro retroceso de la salinización en grado similar.

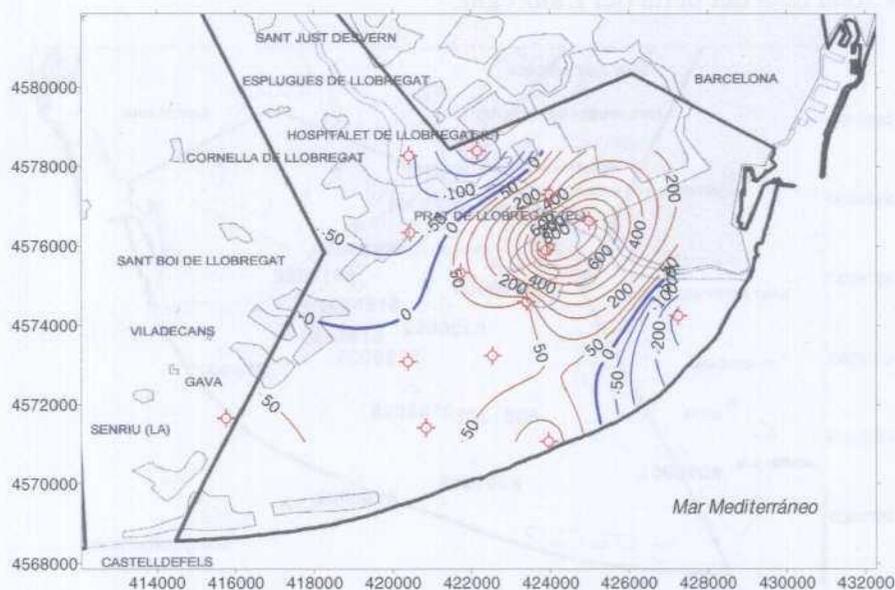


Figura 10: variación de cloruros (mg/L) del acuífero profundo (septiembre 1999-1998). Incrementos en rojo y descensos en azul

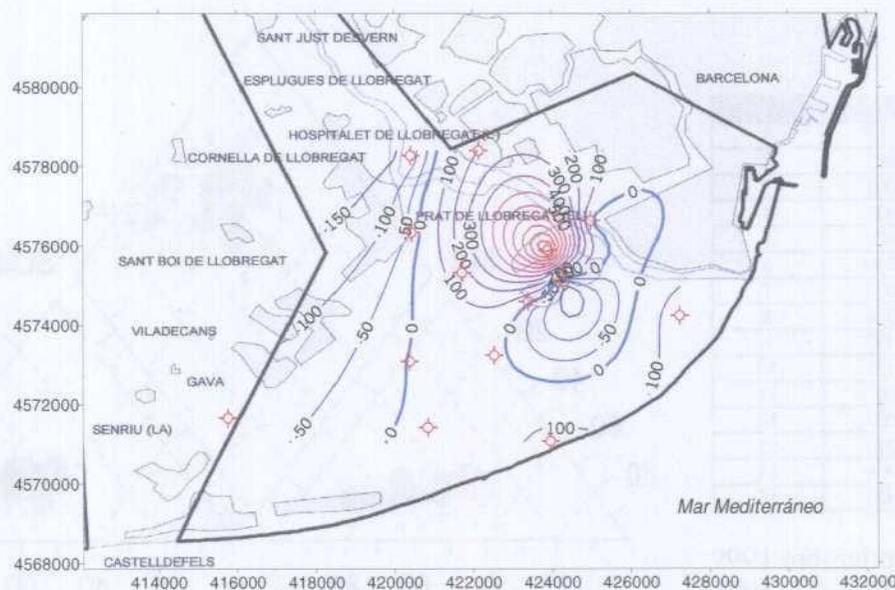


Figura 11: variación de cloruros (mg/L) del acuífero profundo (septiembre 1999-1996). Incrementos en rojo y descensos en azul

Pese a que la apreciación del problema de avance de la intrusión salina pueda ser globalmente favorable respecto a la que mantenía en el año 1996, no hay que descartar que en otras campañas de control con mayor densidad de puntos analizados (Castrillón y Colomer, 1995)

ponen de manifiesto que todavía en 1995 la Zona Franca de Barcelona estaba afectada por un proceso grave de intrusión marina, con una cuña de unos 4 km de longitud y un kilómetro de anchura, donde los cloruros alcanzaron concentraciones mucho más elevadas y próximas a 20 g/L, similares a las que se pueden medir en el agua del mar.

5.9.4 Caracterización de facies hidroquímicas

La figura 12 muestra la distribución de los actuales puntos de control de la red de calidad de la ACA en la zona baja del delta del Llobregat.

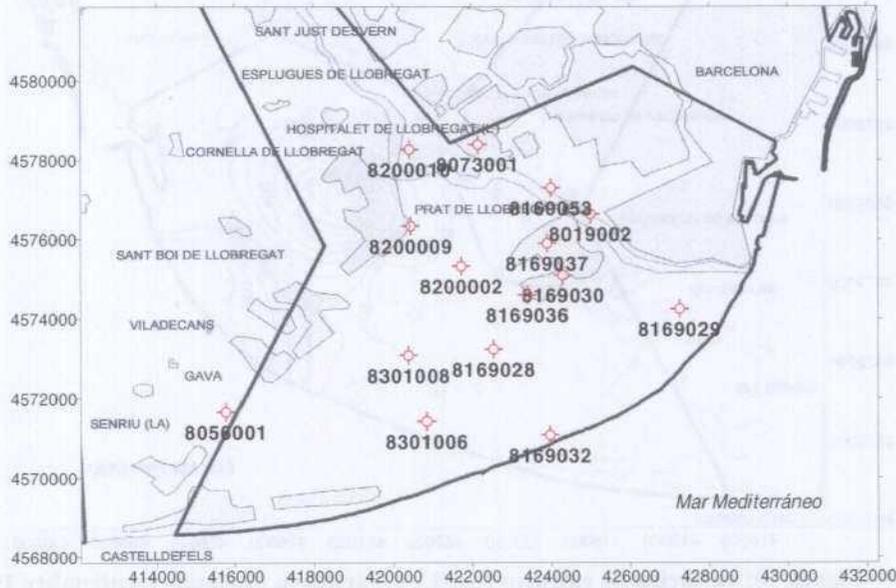


Figura 12: situación de la red de calidad (ACA).

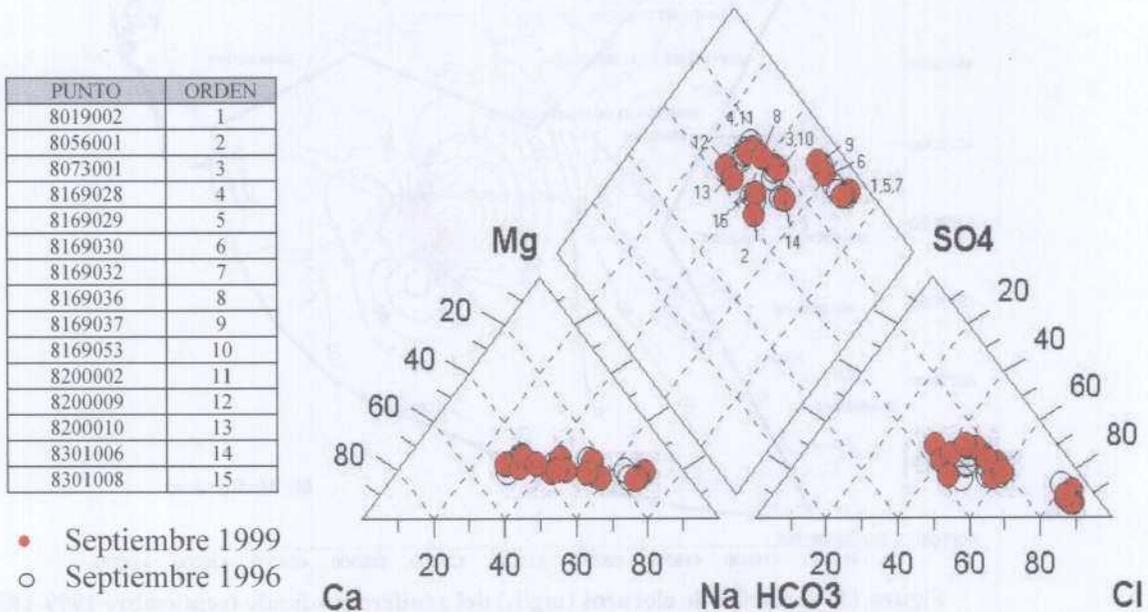


Figura 13: diagrama de Piper de la red de calidad (ACA).

En el diagrama de Piper de la figura 13 se representan las facies hidroquímicas de la red de calidad, no existiendo, en general, diferencias notables entre las campañas de los años 1999 y 1996. De los puntos representados, los que corresponden a la zona oriental del delta donde la afección por la intrusión salina es mayor (puntos 1, 5, 6, 7 y 9), se caracterizan por tener facies netamente cloruradas sódicas, si bien el punto 9 procede de una facies clorurada-bicarbonatada menos salina en el año 1996.

Otros puntos de facies cloruradas pero algo más bicarbonatadas-sulfatadas (2, 3, 11, 12, 13, 14, 15) muestran proporciones variables en la composición catiónica de sodio o calcio y una reducida fracción en magnesio, dominando las sódico cálcicas según la proporción de mezcla que se obtenga con el agua salina intruyente. El diagrama catiónico de la figura 13 muestra perfectamente esta situación en la que coexisten aguas con diverso grado de mezcla salina alineadas agrupadas en torno a una hipotética recta de mezcla.

En términos globales, los puntos que han evolucionado a facies algo menos cloruradas son los que ocupan posiciones occidentales o septentrionales en el delta donde el acuífero es único o existe menor extracción de aguas subterráneas..

5.9.5 Análisis de relaciones iónicas

De la comparación de las relaciones iónicas entre los años 1996 y 1999 se deduce un fuerte incremento de la relación rCl/rCO_3H en los puntos 7, 5, 3 pero, especialmente, en 1 y 9, reflejando de esta forma un avance de la intrusión salina en los dos primeros puntos y un ascenso de la interfaz en los dos puntos centrales del domo salino; valores de esta relación superiores a 5 evidencian la notable influencia del agua marina. Este avance salino se confirma también por el aumento de rCl en proporciones muy significativas y durante este mismo periodo, aunque sin llegar a las concentraciones extremas que caracterizan al agua del mar.

PUNTO	RELACIONES IÓNICAS									
	rCl		rMg/rCa		rCl/rCO ₃ H		RSO ₄ /rCl		rNa/rCl	
	Sep 96	Sep 99	Sep 96	Sep 99	Sep 96	Sep 99	Sep 96	Sep 99	Sep 96	Sep 99
8169028 (4)	10.96	11.52	0.62	0.61	1.74	1.71	0.65	0.68	0.68	0.73
8056001 (2)	11.89	9.52	0.62	0.61	1.46	1.23	0.33	0.38	0.83	1.02
8169053 (10)	-	20.93	-	0.52	-	2.72	-	0.40	-	0.77
8169029 (5)	47.30	52.16	1.19	1.18	9.94	11.00	0.08	0.07	0.70	0.77
8169032 (7)	39.23	42.99	0.97	1.06	9.49	9.89	0.08	0.07	0.77	0.74
8200009 (12)	10.27	9.11	0.52	0.46	1.65	1.02	0.46	0.84	0.67	0.84
8301008 (15)	4.89	4.99	0.64	0.77	1.21	1.30	0.62	0.62	1.00	0.98
8301006 (14)	8.68	9.17	0.97	1.00	2.14	2.30	0.31	0.28	0.85	0.86
8200002 (11)	12.76	17.27	0.57	0.58	1.75	2.02	0.55	0.60	0.66	0.69
8169036 (8)	14.12	14.00	0.59	0.57	2.22	2.29	0.51	0.46	0.55	0.71
8169030 (6)	39.39	34.76	0.70	0.67	10.82	9.34	0.08	0.10	0.60	0.69
8169037 (9)	18.85	52.02	0.58	0.68	2.65	10.04	0.29	0.11	0.68	0.63
8200010 (13)	12.50	8.62	0.39	0.46	1.61	1.13	0.45	0.59	0.62	0.82
8073001 (3)	13.95	19.82	0.66	0.56	2.22	2.83	0.39	0.31	0.80	0.71
8019002 (1)	87.83	112.80	1.72	1.74	11.13	14.82	0.17	0.13	0.89	0.78
Agua de mar	613.29		4.354		216		0.111		0.837	

Tabla 3: relaciones iónicas ($r = \text{meq/L}$). Relaciones iónicas del agua del mar en Barcelona (Custodio, 1970 en Custodio y Llamas, 1983).

Al comparar estos índices con la evolución creciente de la relación rMg/rCa se deduce también que existe un proceso de avance por contaminación marina desde el domo central salinizado hacia su borde occidental afectando especialmente a la zona central del delta; no obstante valores de esta última relación inferiores a 1,5 ponen de manifiesto una componente

continental de las aguas, es decir, la existencia de una zona de mezcla de aguas continentales con otras salinas de origen marino. De nuevo, el punto 1 es el más afectada por una fracción elevada de origen salino en su mezcla.

Por el contrario, la evolución decreciente de las relaciones rCl/rCO_3H , rMg/rCa , y rCl junto con el aumento de rSO_4/rCl y de rNa/rCl por cambio iónico o ablandamiento se puede interpretar como un aparente retroceso del frente salino en la zona del extremo occidental y en la entrada al valle bajo del Llobregat donde el acuífero es único (puntos 2, 6, 8 y 12).

5.9.6 Diagnóstico del estado actual del acuífero

El grado de salinización y su origen es distinto según los niveles litológicos y acuíferos considerados. Así, el acuífero superficial está por lo general menos salinizado que el profundo, conservando algunas zonas húmedas cerca del área metropolitana de Barcelona todavía con agua dulce. La franja costera sería la más afectada por la penetración marina.

El acuitardo intermedio mantiene un elevado grado de salinización natural debido a la permanencia de aguas salinas de formación del delta. Hasta fechas relativamente recientes estaba todavía en proceso de lento lavado por la circulación de las aguas del acuífero inferior, que por tener un nivel piezométrico más elevado eran favorables a un flujo ascendente (Manzano y Custodio, 1995); no obstante, el proceso se ve alterado hoy en día por la inversión de los gradientes hidráulicos naturales.

Las situación del acuífero profundo revela un mayor grado de salinidad que el acuífero superficial debido a un proceso de avance de la zona de mezcla de agua dulce-salina como consecuencia de las extracciones de agua subterránea; puesto que el grado de mezcla es elevado se trata más bien de un transito gradual entre ambas aguas. La penetración salina tiene como vías naturales de avance preferente los paleocauces del río y los depósitos pleistocenos de litología grosera (piedemontes, abanicos aluviales laterales) así como otras zonas más permeables del borde occidental del delta (Custodio, 1991), áreas que coinciden a grandes rasgos con el sector Castelldefels-Viladecans y con una amplia zona al sur de El Prat de Llobregat-Aeropuerto-Zona Franca.

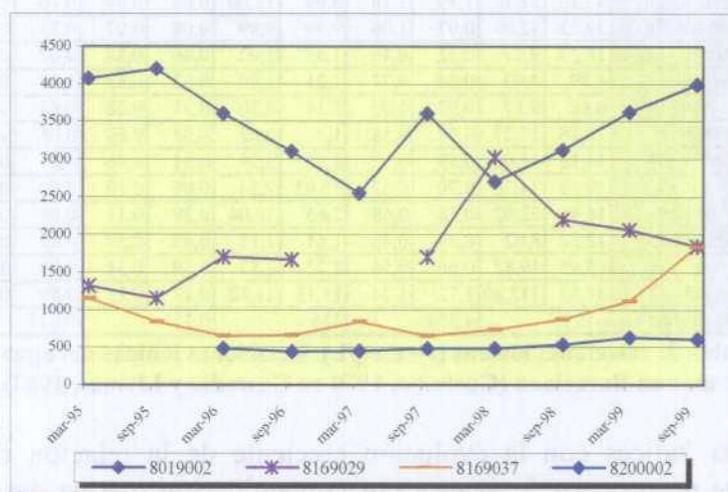


Figura 14: diagrama de evolución de cloruros (mg/L) de algunos puntos salinizados del delta

En cuanto a la concentración de cloruros, existe un empeoramiento respecto al año 1998 en la zona central salinizada, que es más acusada si se proyecta esta evolución a un plazo más largo durante el que se constatan aumentos superiores al gramo por litro en ciertas captaciones (fig. 14). Su origen puede encontrarse en un fuerte aumento durante 1998-1999 del volumen de extracciones de agua subterránea en el sector industrial o de abastecimiento en el área de El Prat, hecho que coincide con un notable descenso de niveles piezométricos del acuífero profundo en esa zona. Aunque esto provoca un inmediato incremento de la salinización en los pozos más alejados de la costa, su efecto puede dilatarse a largo plazo si continúan las extracciones, creciendo el área afectada durante los próximos años y afectando a los pozos más próximos a la línea de costa.

5.9.7 Evolución previsible y posibles actuaciones

Existen una serie de actuaciones en ejecución, y otras todavía en fase de proyecto, recogidas en el llamado Plan Delta para la reactivación socioeconómica de un sector al sur de Barcelona que conllevan una serie de importantes obras civiles en el puerto y aeropuerto de Barcelona, en el propio río Llobregat o en algunas zonas húmedas, que por sus dimensiones pueden alterar la dinámica hidrogeológica de los acuíferos marcando un nuevo punto de inflexión en la evolución de la calidad del agua subterránea, especialmente en lo que afecta al acuífero superficial. Las repercusiones sobre un sistema que inicialmente ya es frágil deben ser tenidas en cuenta en la planificación de las obras y en los correspondientes estudios de afección ambiental, contemplando todas aquellas actuaciones materialmente posibles para evitar la intrusión salina o contener su avance.

Diferente tratamiento merece el acuífero profundo, muy vulnerable a las oscilaciones del volumen de recarga y de extracciones. Dado que la evolución de las extracciones está ligado a la evolución de la demanda de agua, es necesario contemplar un adecuado plan de actividades que implique una regulación futura de las extracciones de aguas subterráneas en la zona más salinizada y evitar así su avance. Además, el cese de las extracciones conlleva una desaparición del efecto barrera que ejercen, por lo que incrementar la recarga en el acuífero profundo para contrarrestar la penetración de agua salina puede considerarse también uno de los objetivos prioritarios. Esto puede conseguirse a través del aumento de los excedentes de riego o mediante la reutilización de las aguas superficiales para fines hasta ahora reservados a las aguas limpias; con ello se alcanza un doble efecto, disminuir el volumen de agua de primera mano utilizada (superficial o bombeada del acuífero) y aumentar la recarga de recursos excedentarios.

Otros dispositivos propuestos para las zonas de mayor grado de intrusión salina son las barreras hidráulicas, convenientemente ubicadas a lo largo de la línea de costa, que funcionarían mediante la recarga con aguas residuales depuradas y simultáneo bombeo de las aguas salobres, para forzar que el flujo subterráneo retome la dirección al mar.

Referencias bibliográficas

CAPO-SGOP (1966): Estudio de los recursos hídricos totales de las cuencas de los ríos Besos y Bajo Llobregat. 4 vol. Barcelona.

Castrillón, F.; Colomer, V. (1995): Evolución de la intrusión marina en el sector oriental del delta del Llobregat (Barcelona). XXIX Curso Internacional de Hidrología Subterránea, Barcelona. Inédito.

Custodio, E. (1994): Experiencias de salinización de acuíferos: consideraciones generales deducidas de la situación de España. *Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas, T. II*, pp 79-110. Alcalá de Henares (Madrid).

Custodio, E.; Llamas, M. (1983): Hidrología Subterránea. Ediciones Omega, 2ª ed. 2 vol. Barcelona.

Custodio, E., Cuenca, J., Bayó, A (1971): Planteamiento, ejecución y utilización de un modelo matemático de dos capas para los acuíferos del delta del río Llobregat (Barcelona). *1er. Congreso Hispano-Luso-Americano de Geología Económica, S. 3ª. T I*, 171-198, Madrid-Lisboa.

Iribar, V. (1992): Evolución hidroquímica e isotópica de los acuíferos del Baix Llobregat. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña. Inédita.

ITGE (1989): Las aguas subterráneas en España. Estudio de síntesis. 2 tomos. Madrid.

Manzano, M. (1991): Síntesis y estado actual de los trabajos sobre la hidrogeología del delta y valle bajo del río Llobregat (Barcelona). *Hidrogeología, estado actual y perspectiva*, pp.203-228. Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona.

Manzano, M.; Custodio, E. (1995): Origen de las aguas salobres en sistemas acuíferos deltaicos: aplicación de la teoría de la cromatografía iónica al acuitardo del delta del Llobregat. *VI. Simposio de hidrogeología. T XX*, pp179-204, Sevilla.

Vázquez-Suñé, E.; Abarca, E.; Sánchez-Vila, X.; Carrera, J.; Enrich, M. (2001): El modelo numérico del acuífero superficial del delta del Llobregat como herramienta de planificación evaluación de impactos y medidas correctoras. *VII Simposio de hidrogeología T XXIII*, 43-57. Murcia.

Vilaró, F. (1996): Las aguas subterráneas en el Plan Hidrológico de las Cuencas Internas de Catalunya. *Las aguas subterráneas en las cuencas del Ebro, Júcar e Internas de Cataluña y su papel en la Planificación Hidrológica*, pp. 31-36. AIH-GE. Lleida.

5.10 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.20 GARRAF

5.10.1 Descripción hidrogeológica

El macizo calcáreo del Garraf constituye una unidad hidrogeológica de accidentados relieves y fosas que se extiende por la costa entre las poblaciones de Castelldefels y El Vendrell, llegando tierra adentro hasta Vilafranca del Penedés y Martorell. La superficie de la unidad ocupa unos 548 km², de los que aproximadamente 340 km² son materiales permeables atravesados por el río Foix y los arroyos de St. Pere de Ribes, La Bisbal, Begues y Xafra.

La unidad limita al NE-SO con los acuíferos de la depresión prelitoral del Penedés, al E con afloramientos paleozoicos de baja permeabilidad y al S con el mar Mediterráneo. Los materiales mesozoicos del Triásico al Cretácico que forman la unidad se asientan sobre un zócalo paleozoico y están afectados por una intensa fracturación, que propicia un importante desarrollo cárstico en las formaciones carbonatadas y la aparición de fosas rellenas con materiales detríticos de edad Mioceno a Cuaternario.

Las formaciones geológicas que contienen acuíferos de cierta entidad son:

- Acuíferos mesozoicos: su espesor conjunto ronda los 500 m al estar formado por los niveles carbonatados del Triásico y Cretácico, que son permeables por fisuración y carstificación hasta unos 20 m bajo el nivel del mar. Constituyen un acuífero regional en el que la heterogeneidad del carst y la presencia de niveles margosos intercalados puede originar la aparición de niveles piezométricos temporalmente descolgados del nivel regional.
- La recarga del acuífero se produce principalmente por la infiltración de lluvia en la zona central del macizo calcáreo (32,2 hm³/año), aunque es necesario añadir las filtraciones del embalse de Foix en el sector suroccidental (4 hm³/año) y un pequeño aporte de los acuíferos neógenos del Penedés en su borde septentrional (0,7 hm³/año).
- La descarga más importante es hacia el mar (23,3 hm³/año); otra parte se drena mediante surgencias puntuales (3,6 hm³/año), algunas de ellas submarinas como La Falconera (ITGE, 1990; Custodio, 1994). Las extracciones suponen unos 13,2 hm³/año, concentradas principalmente en la zona costera dado que en el interior son escasas por la gran profundidad que requieren las perforaciones para alcanzar el nivel piezométrico.
- La permeabilidad del acuífero cretácico es variable (0,001 a 10 m/día), al igual que las transmisividades (500 a 1000 m²/día) y los caudales específicos (1 a 15 m³/h*m). En el acuífero triásico de Vallirana-Begues los parámetros hidrogeológicos son menos favorables, oscilando el caudal específico entre 0,5 y 1,5 L/s/m mientras que la transmisividad apenas supera los 100 m²/día (ITGE, 1990; ITGE, 2000).
- Acuífero mioceno: formado por unos 200 m de arenas, gravas y calcarenitas en el sector de St. Pere de Ribes. Sus rendimientos son bajos, con transmisividades entre 10 y 500 m²/día y caudales específicos de 15 a 20 m³/h y metro de descenso; no obstante la explotación es intensa pues se extraen 2,9 hm³ anuales de los 2,4 hm³/año que se infiltran

por las precipitaciones y los 1,4 hm³/año que se infiltran por el retorno de riegos con aguas del embalse de Foix.

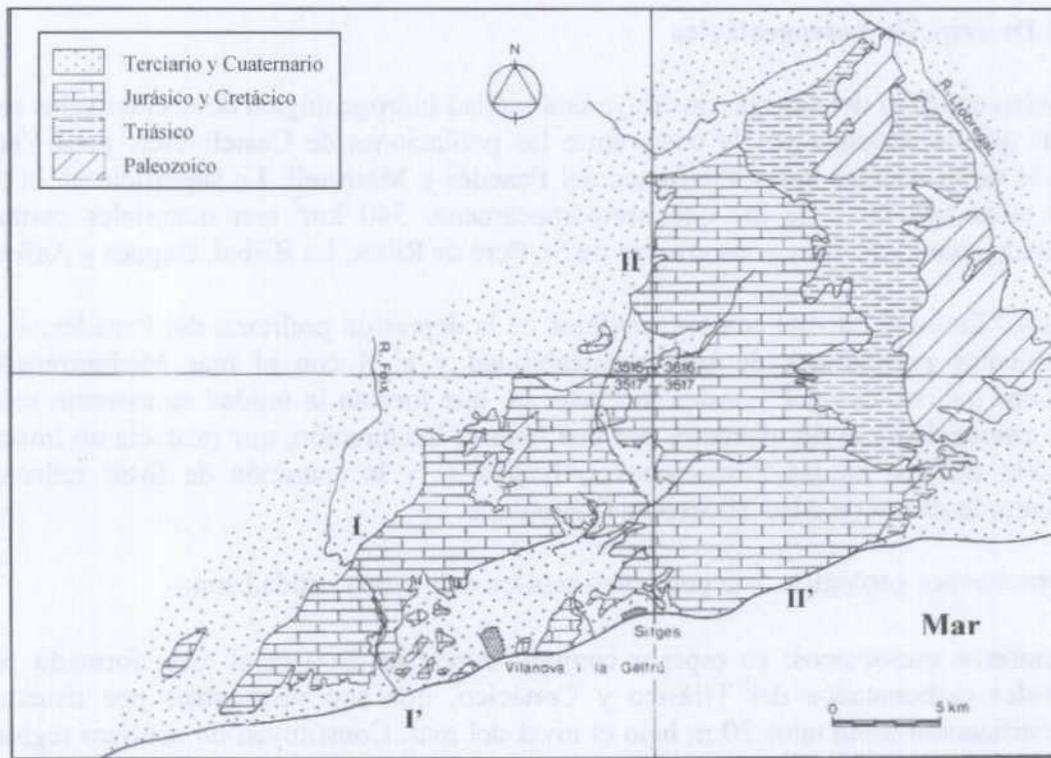


Figura 1: esquema hidrogeológico (SGC, 1993)

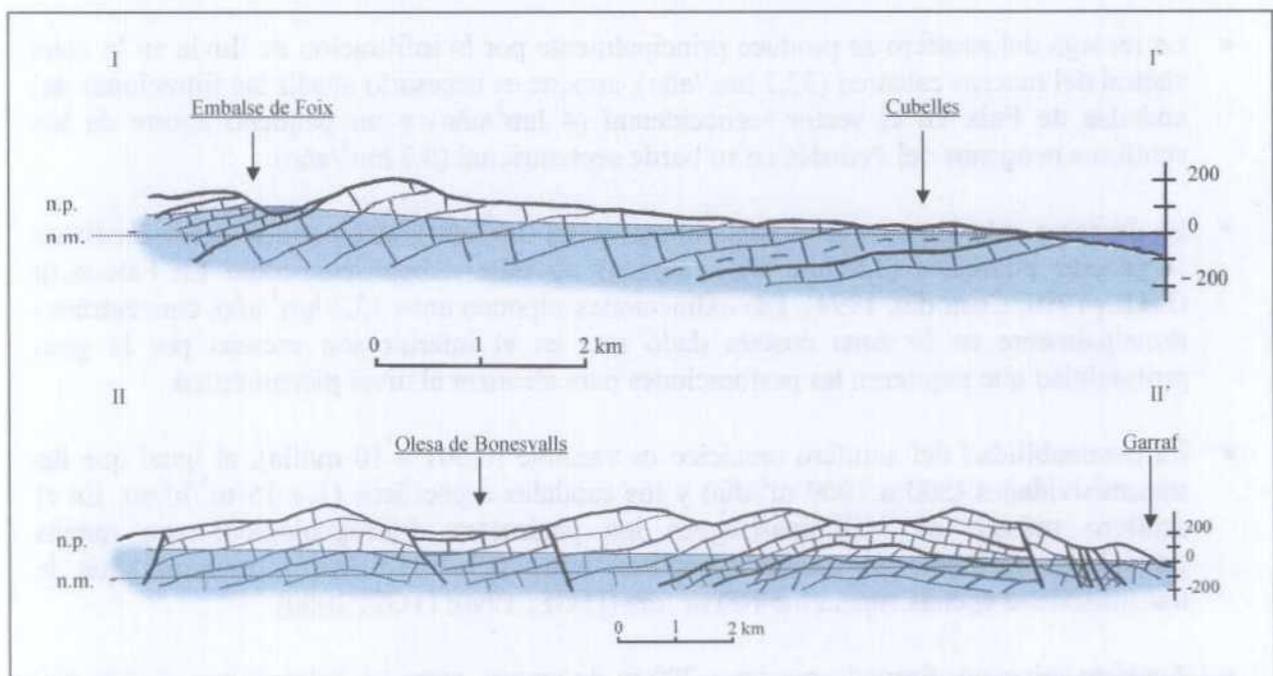


Figura 2: cortes geológicos y funcionamiento del acuífero (modificado de ITGE, 1990)

Pese a la existencia, por tanto, de varios acuíferos, se establece un funcionamiento global y único para los acuíferos mesozoicos al estar dominados por las calizas del Cretácico inferior,

quedando el Mioceno de la depresión de St. Pere de Ribes-Vilanova como un acuífero de entidad menor cuyos recursos proceden del contacto con el cretácico. Por otro lado, los acuíferos jurásicos y cretácicos del borde occidental quedan descolgados del acuífero regional por sus altas cotas y por la intercalación de niveles impermeables. Todo ello no implica necesariamente la continuidad hidráulica entre los acuíferos cretácicos y miocenos que pueden tener manifiestas diferencias piezométricas y que sólo en situaciones con elevada piezometría mantienen un flujo hacia el mioceno a través de los conductos cársticos .

La explotación de los acuíferos es elevada debido, especialmente, a la fuerte demanda del consumo urbano que tiende a concentrarse en los meses estivales y que ha provocado situaciones históricas en las que el bombeo de los pozos alcanzó porcentajes del 50 % de mezcla con aguas marinas (Pascual *et al.*, 1986). Consecuentemente, se genera un déficit anual en el conjunto de la unidad de 3,7 hm³/año que es compensado por la intrusión salina en la franja costera.

5.10.2 Análisis de la piezometría y su evolución

El control piezométrico del macizo del Garraf es llevado a cabo tanto por el IGME como por la Agencia Catalana de l'Aigua, Organismos que disponen de sendas redes propias de medición de los niveles de agua subterránea. Las características de los 21 puntos de red utilizados en la elaboración de los mapas piezométricos en las campañas de mayo y noviembre de 1999 se resumen en la tabla 1, y su localización dentro de la unidad se muestra en la figura 3.

PUNTO	UTM X	UTM Y	Z (m s.n.m.)	PUNTO	UTM X	UTM Y	Z (m s.n.m.)	
(*) Calafell 3 bis	381700	4563200	53.00	351740032	396165	4568390	47	
(*) Calafell-1	380800	4561800	21.00	351770008	389380	4565574	54,49	
(*) Calafell-2	380700	4562600	19.43	351770058	388007	4561008	13	
(*) Calafell-4	381100	4565650	70,00	351770085	390228	4564509	49	
(*) Foix S-5	388400	4568100	87,46	351780039	395036	4565738	29.86	
(*) Foix S-8	388000	4566600	45.10	351780046	397712	4565291	11	
(*) Olivella	398550	4572900	99,14	351780051	398849	4567391	50.73	
(*) Pou de Foix	387100	4568200	74.75	361710016	403837	4568644	80	
	351740007	396603	4570540	68.32	361720023	407889	4568823	48.89
	351740027	398732	4568503	33.01	361750011	400700	4566290	24.58
	351760020	380780	4561679	25				

Tabla 1: redes de control piezométrico del IGME y de la ACA^(*) (coordenadas X,Y en uso 31).

Globalmente, la piezometría de 1999 refleja escasas variaciones respecto al conocimiento general que se tiene del acuífero (ITGE, 1990). La zona septentrional del macizo de Garraf es la que muestra las mayores elevaciones piezométricas, superiores a los 100 m s.n.m. en el área de L'Ordal, pero que descienden hasta los 70-80 m s.n.m. de Olivella, en el centro del macizo. Desde aquí continúa el descenso con suaves gradientes hacia la línea de costa donde se traza paralela a ella la isolínea de 0 m s.n.m.

Algunos sectores reflejan niveles piezométricos por debajo del nivel del mar: en Calafell, entre Cubelles y Vilanova o entre Sitges y Garraf, que son consecuencia, en todo caso, de las fuertes extracciones para el abastecimiento de estas poblaciones. En el sector del embalse de Foix se observa, por el contrario, unos gradientes piezométricos más elevados que se atribuyen a un importante volumen de recarga procedente de pérdidas y filtraciones del agua embalsada.

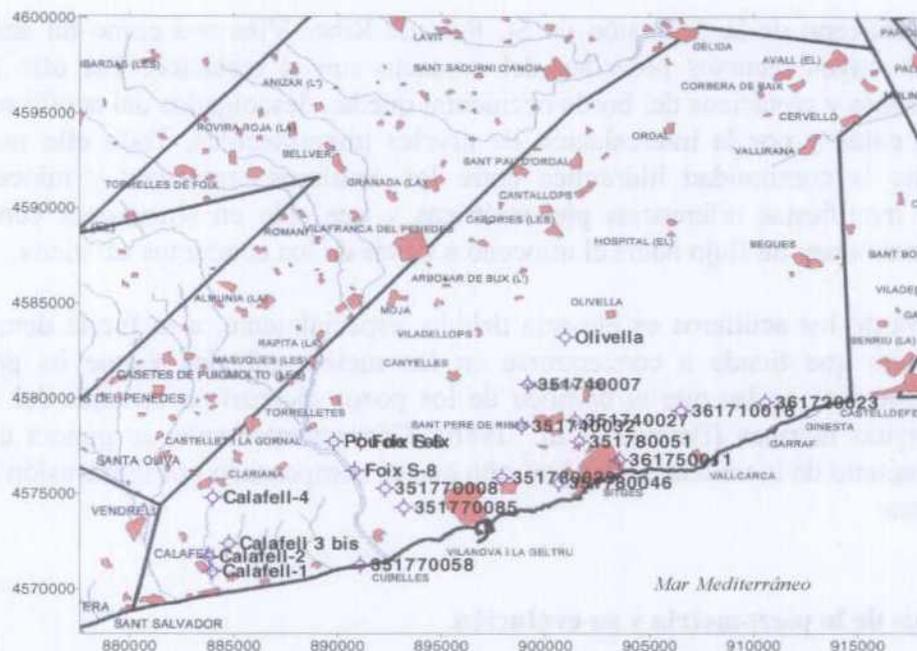


Figura 3: situación de las redes de control piezométrico del IGME y de la ACA (coordenadas uso 30).

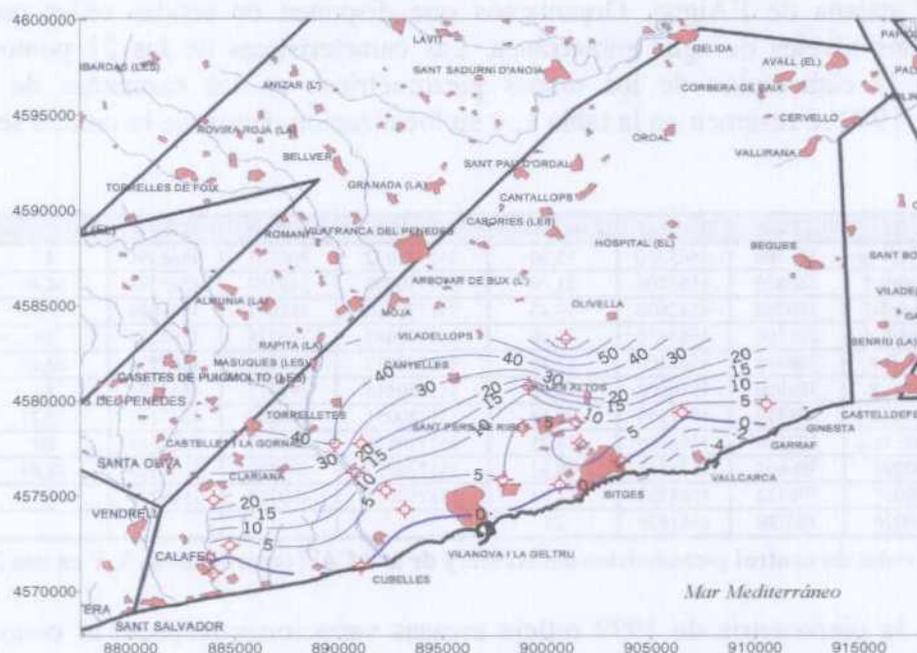


Figura 4: piezometría en m s.n.m. (mayo 1999). Coordenadas uso 30

La piezometría del mes de mayo de 1999 manifiesta unas cotas piezométricas inferiores a las detectadas en noviembre, puesto que en esta época son ya importantes las extracciones de agua subterránea por el aumento de demanda estacional en los municipios costeros.

El sector de St. Pere de Ribes refleja bien esta situación con un pequeño cono de bombeo que tiende a amortiguarse una vez pasado el periodo estival. Este hecho es visible por el desplazamiento de las isolíneas hacia la línea de costa, que responden así a la disminución de las extracciones.

La evolución a corto plazo de la concentración de cloruros, reflejada en la figura 8, pone de manifiesto un importante empeoramiento del estado de salinización en el sector interno del acuífero, en las zonas de St. Pere de Ribes-Sitges, Viladellors y Cubelles, además de la zona oriental del macizo calcáreo, con incrementos medidos de más de 1 g/L posiblemente debidos a las extracciones con caudales punta en épocas de gran demanda. Este hecho contrasta con el descenso del ión cloruro y el retroceso del frente salino en la franja costera de San Salvador, Vilanova y Sitges-Vallcarca.

La evolución a largo plazo (respecto a 1994) muestra no obstante un importante y generalizado retroceso del frente de mezcla salino en todo el acuífero, más acusado en el triángulo Sitges-Vilanova-St. Pere de Ribes, donde los cloruros llegan a descender entre 0,5 y 1 g/L.

5.10.4 Caracterización de facies hidroquímicas

La calidad química de las aguas subterráneas es controlada en la actualidad tanto por el IGME como por la ACA en una serie de puntos cuya distribución se refleja en la figura 10. En la figura 11 se dibuja el diagrama de Piper de los puntos de red de la última campaña de análisis de 1999 y de 1994.

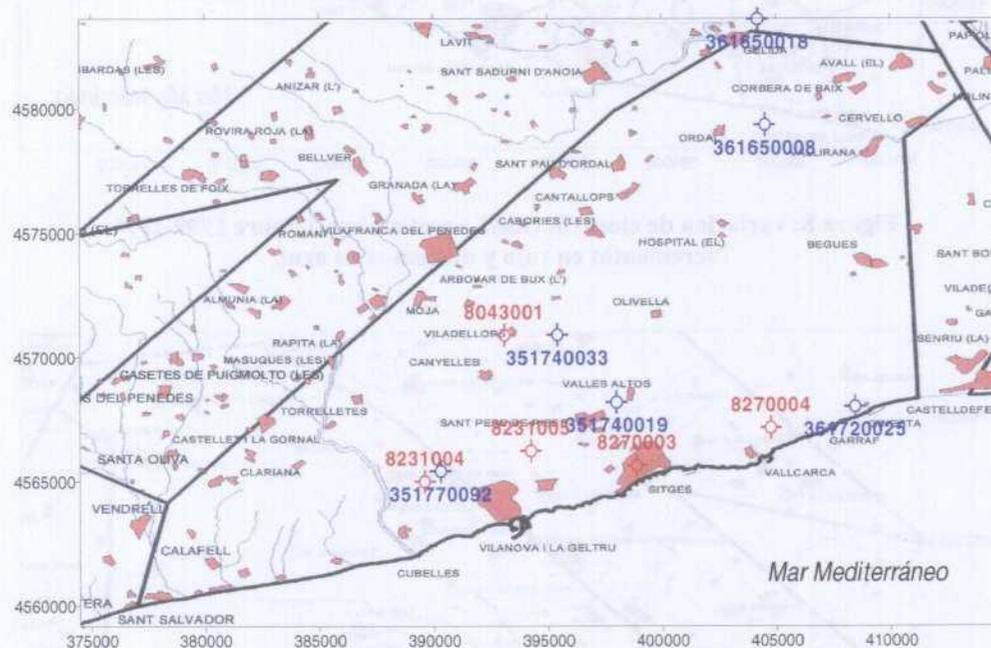
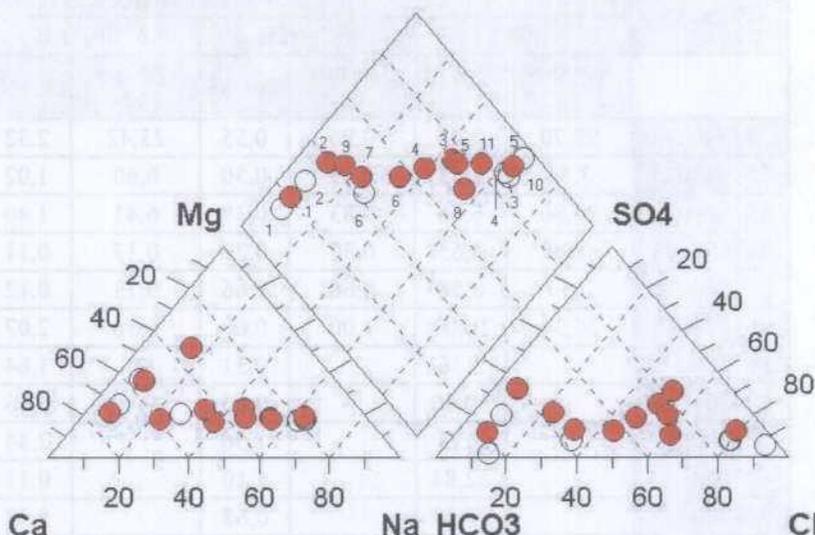


Figura 10: situación de la red de calidad: ● puntos IGME, ● puntos ACA

La facies hidroquímica dominante en las zonas no afectadas por la intrusión salina es bicarbonatada cálcica o magnésica indistintamente para ambos acuíferos, mesozoico o mioceno (puntos 1, 2 y 9). Para el resto de los puntos se obtiene una transición desde las cloruradas-bicarbonatadas cálcico-sódicas o sódico cálcicas a las cloruradas sódicas o cálcicas, dependiendo de la posición que ocupan respecto al frente de mezcla salina. Las aguas más salinas en el extremo clorurado sódico caracterizan los domos salinos provocados por los bombeos de Sitges o los frentes salinos de Garraf y Vilanova.

Dependiendo del grado de mezcla con el agua marina se obtienen diferentes proporciones de las concentraciones de los cationes y aniones mayoritarios en los puntos analizados, fenómeno que queda reflejado en una transición gradual observable en los respectivos diagramas triangulares de Piper.

PUNTO	ORDEN
361650008	1
361650018	2
361720025	3
351770092	4
351740019	5
351740033	6
8043001 (*)	7
8231004 (*)	8
8231005 (*)	9
8270003 (*)	10
8270004 (*)	11



- Marzo (*) y octubre 1999
- Septiembre-noviembre 1994

Figura 11: diagrama de Piper de las redes de calidad del IGME y de la ACA

Las facies hidroquímicas en el año 1994 no muestran una variación significativa excepto para los puntos 3, 4 y 5, cuya composición refleja un mayor porcentaje de la componente clorurada-sódica frente a la que poseen años más tarde, que se puede atribuir al mayor grado de afección de intrusión salina que probablemente existía durante aquel año. Los puntos restantes manifestaban durante 1994 una facies catiónica y aniónica similar pero el porcentaje de sulfatos era ligeramente inferior.

5.10.5 Análisis de relaciones iónicas

Se comparan las relaciones iónicas entre 1994 y 1999 para los puntos de la red de control del IGME, cuyos valores se resumen en la tabla 2.

De la relación rCl/rCO_3H se aprecia para todas las muestras, exceptuando el punto 351740033, una notable reducción en los índices que toman en la actualidad valores propios de aguas continentales y muy similares a muestras no afectadas por la acción marina: 361650008, 50018 y 351740033. Esta reducción es muy importante en los puntos 351740019 y 351770092 puesto que en 1994 caracterizaban una situación de clara contaminación marina. La evolución en estos puntos viene acompañada también por una disminución paralela en las restantes relaciones iónicas que son de interés en el estudio de procesos de intrusión: rCl y rMg/rCa .

Por otro lado, la evolución decreciente de las relaciones rCl/rCO_3H , rCl y rMg/rCa junto a un aumento de las relaciones rSO_4/rCl y rNa/rCl por cambio iónico o ablandamiento sugieren un retroceso del frente de mezcla salino y la recuperación de ese espacio por aguas con mayor componente de flujos continentales. Este efecto se observa bien en el año 1994 para aquellas

muestras que tienen relaciones iónicas con valores más aproximados a los obtenidos en el agua de mar, como son los puntos: 351740019, 351770092 y 361720025.

PUNTO	RELACIONES IÓNICAS									
	rCl		rMg/rCa		rCl/rCO ₃ H		rSO ₄ /rCl		rNa/rCl	
	Sep-nov 94	Oct. 99	Sep-nov 94	Oct. 99	Sep-nov 94	Oct. 99	Sep-nov 94	Oct. 99	Sep-nov 94	Oct. 99
351740019	98,70	9,45	0,96	0,55	23,42	2,32	0,06	0,36	0,72	0,80
351740033	3,44	5,53	0,39	0,50	0,60	1,02	0,24	0,27	0,80	0,80
351770092	29,86	6,46	0,83	0,38	6,41	1,40	0,10	0,39	0,77	0,79
361650008	0,90	0,65	0,37	0,29	0,17	0,11	0,12	1,28	0,63	0,87
361650018	0,54	0,56	0,66	0,66	0,13	0,12	2,14	4,46	0,89	1,23
361720025	30,34	10,07	1,00	0,69	6,36	2,07	0,10	0,49	0,78	0,87
8043001 (*)		3,36		0,31		1,64		0,39		0,67
8231004 (*)		10,80		0,65		0,46		0,17		0,90
8231005 (*)		2,13		1,56		2,44		0,92		0,72
8270003 (*)		52,84		1,10		0,11		0,15		0,82
8270004 (*)		17,19		0,68		0,32		0,61		1,03
Agua de mar	613,29		4,354		216		0,111		0,837	

Relaciones iónicas del agua del mar en Barcelona (Custodio, 1970 en Custodio y Llamas, 1983).

Tabla 2: relaciones iónicas (r= meq/L). (*) Datos de marzo 1999.

Para aquellos puntos que sólo tienen información de la situación actual se pone de manifiesto una presencia importante de la componente de mezcla salina cuando las relaciones iónicas son elevadas o se aproximan a valores marinos (puntos 8270003, 8270004 y, en menor medida, 8231004), que representan a algunas de las áreas más afectadas por la intrusión: Sitges, Valcarca y Vilanova.

5.10.6 Diagnóstico del estado actual del acuífero

El grado de salinización actual de la unidad hidrogeológica de Garraf es, en términos globales, moderado e inferior al que mostraba en 1994, tal y como se pone de manifiesto en las curvas de variación de isocloruros y en las relaciones iónicas. La situación actual refleja también una mejora frente a los indicadores de salinización en 1998 cuando se alcanzaron máximos elevados, superiores a 3,5 g/L, circunstancia que pudo ser debida a causas transitorias, por un aumento en la demanda de agua subterránea para el abastecimiento de los núcleos costeros.

La intrusión salina muestra un posición del frente de mezcla más o menos paralelo a la costa, con concentraciones localmente elevadas del ión cloruro que decrecen gradualmente hasta los 50 mg/L en el interior y en zonas septentrionales de la unidad; de forma puntual existen otros domos de salinización provocados por bombeos en zonas alejadas de la costa.

Aunque no existe una diferenciación destacada de la afección entre los distintos acuíferos se puede señalar que es el acuífero mioceno-cuaternalio el más afectado por el frente de mezcla, donde los cloruros alcanzan máximos de 2000-2800 mg/L en zonas costeras de Sitges y Cubelles. En otros puntos aislados del interior de la unidad se pueden crear domos salinos

provocados por los bombeos de los pozos de abastecimiento a Sitges y St. Pere de Ribes, si bien con concentraciones del ión cloruro inferiores a 1000 mg/L.

El acuífero mesozoico refleja con gran rapidez los movimientos del frente salino debido a su propia naturaleza cárstica, lo que motiva una gran dispersión temporal en la evolución de los valores de cloruros, muy condicionados por el balance entre recarga y extracciones. Así, algunos puntos de la costa, como el manantial de la Falconera o algunas extracciones en Sitges y Vilanova, sufren notables oscilaciones de concentración en ese elemento, con diferencias de 900-1500 mg/L respecto a 1998.

5.10.7 Evolución previsible y posibles actuaciones

El grado de salinización del acuífero puede evolucionar favorablemente en la medida que se llegue a un aprovechamiento integral y mejorado de las aguas residuales y superficiales, a la vez que se ajusten las extracciones subterráneas a un descenso en la demanda de agua subterránea con unos objetivos precisos de calidad según los usos previstos. En este sentido son claves para favorecer el descenso de la salinización el control de la evolución de la calidad en cada punto de explotación, establecer el régimen de recarga y la posición estacional de la zona de mezcla.

Por otro lado, los efectos de recarga inducida por los riegos con aguas del embalse de Foix y las filtraciones del vaso y de la presa se perciben también como factores indirectos y favorables para frenar el avance del frente salino.

El notable descenso de cloruros observado desde el año 1994 (fig. 12) hace previsible que, con los condicionantes antes referidos, las concentraciones se mantengan con niveles similares o inferiores a los actuales, especialmente en los sectores con gran demanda de agua subterránea.

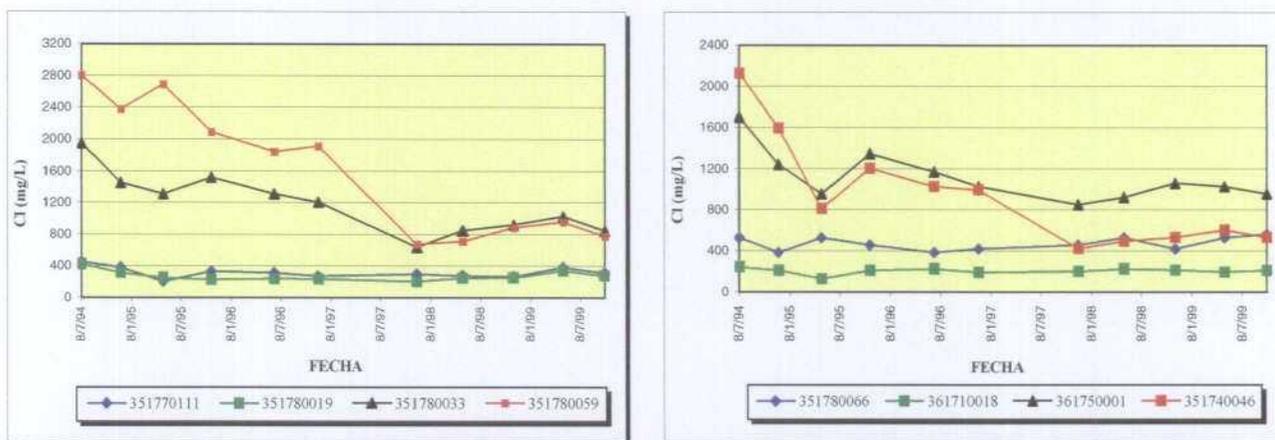


Figura 12: diagramas de evolución de cloruros para algunos puntos de la red de intrusión del IGME

Referencias bibliográficas

Custodio, E.; Llamas, M. (1983): Hidrología Subterránea. Ediciones Omega, 2ª ed. 2 vol. Barcelona.

Custodio, E. (1994): Experiencias de salinización de acuíferos: consideraciones generales deducidas de la situación de España. *Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas, T. II*, pp 79-110. Alcalá de Henares (Madrid).

ITGE (1990): Estudio hidrogeológico del macizo de Garraf. T.I: Memoria y anexos. Inédito.

ITGE (1999): Preparación de datos para operaciones integradas de redes de control de aguas subterráneas, años 1997, 1998 y 1999. Cuencas Internas de Cataluña (Tarragona y Barcelona). Inédito.

ITGE (2000): Unidades hidrogeológicas de España. Mapa y datos básicos. Ed. en CDrom. Madrid.

Pascual, J. M.; Bosch, X.; Custodio, E.; Iribar, V.; Bayó, A. (1986). Intrusión marina en calizas costeras: aplicación a Garraf sur y Vandellós (Catalunya). *Jornadas sobre el karst en Euskadi. T. I*, pp 287-299. San Sebastián.

Servei Geològic de Catalunya (1993): Xarxa de control dels aquífers de Catalunya. Piezometries del període 1987-88 / 1989-90. n° 2. 314 pp. Generalitat de Catalunya. Barcelona.

5.11 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.23 BLOQUE DE GAIÀ

5.11.1 Descripción hidrogeológica

La unidad hidrogeológica del bloque de Gaià es, junto a las del Alt Camp y Camp de Tarragona, una de las tres unidades que configuran un dominio hidrogeológico también denominado como sistema acuífero nº 74: “Cuaternario de Tarragona y calizas de borde”. Básicamente forman parte del bloque de Gaià cinco de las ocho subunidades que integran el subsistema Gaià (nº 74/1), y que son respectivamente: Prelitoral sur y Cretácico de Gaià en el sector septentrional; Baix Gaià en el sector central; y Detríticos costeros de Tarragona y Torredembarra en el sector meridional (fig. 1).

Con una superficie de 230 km² tiene como principal accidente geográfico al macizo calizo del Gaià, situado al NE de la depresión de Reus-Valls y al SO de la depresión del Penedés. Limita al N con afloramientos impermeables del Keuper, al S con el Mediterráneo, al O por el río Francolí y la fosa del Camp de Tarragona, y al E por el Baix Penedés. Por su interior circulan algunos cursos de agua importantes como los tramos finales de los ríos Francolí y Gaià, si bien este último está regulado por el embalse de Gaià; se localizan además los arroyos de Salomó la Mora, Masieta y de L’Aigua.

En el aspecto hidrogeológico (fig. 2), las formaciones litológicas más relevantes que definen acuíferos son las calizas y dolomías mesozoicas (jurásicas y cretácicas) y los depósitos detríticos de calcarenitas miocenas de origen marino (IGME, 1986; ITGE, 1989a). En el sector meridional de la unidad, ambos acuíferos coexisten con comportamiento bien definido pero individualizando un acuífero profundo mesozoico y otro superior mioceno; en los sectores septentrionales, cuando el mesozoico se sumerge bajo las depresiones costeras, se unen a este acuífero los niveles basales del mioceno (Fm. Alcanar), que se aíslan del acuífero superior por un paquete arcillo-margoso. En las depresiones costeras, al acuífero superior hay que sumar los recubrimientos pliocuaternarios, de naturaleza arcillo-arenosa y conglomerática, interconectados hidráulicamente.

La serie mesozoica del acuífero profundo tiene un espesor que oscila entre 300 y 400 m; es una acuífero muy permeable por fisuración y carstificación, que alcanza transmisividades de hasta 4500 m²/día, y elevaciones de la superficie piezométrica generalmente entre 2 y 200 m s.n.m.

El acuífero superior tiene un funcionamiento libre en su conjunto, con una permeabilidad por porosidad intergranular atribuida a su naturaleza detrítica. El espesor medio de los rellenos miocenos es de 40 a 50 m en la zona costera de Tarragona, mientras que en los depósitos pliocuaternarios apenas superan los 15 m. Con ello es de esperar que las transmisividades sean inferiores a las del acuífero profundo, obteniendo valores de 45 a 180 m²/día. La superficie piezométrica oscila entre los 1 y 160 m s.n.m. en función de la posición que ocupan los afloramientos.

El funcionamiento hidrogeológico de la unidad del Bloque de Gaià (ITGE, 1989a) es complejo puesto que intervienen varios acuíferos y distintas subunidades. En términos generales la recarga suma unos 41,6 hm³/año, procedente básicamente de la infiltración de precipitaciones (13,4 hm³/año). No obstante, hay que considerar otros aportes que proceden

de: infiltración del río Gaià cuando atraviesa el bloque cretácico ($6,8 \text{ hm}^3/\text{año}$); los aportes laterales del Alt Camp a la depresión costera de Tarragona ($5,3 \text{ hm}^3/\text{año}$); los de la Prelitoral sur a la depresión de Torredembarra ($3,8 \text{ hm}^3/\text{año}$), o los del bloque cretácico de Gaià al sector de Baix Gaià ($9 \text{ hm}^3/\text{año}$); finalmente hay que añadir el retorno de riego ($1,8 \text{ hm}^3/\text{año}$).

La descarga más importante es hacia el mar, con un flujo de $17,8 \text{ hm}^3/\text{año}$, aunque es preciso contabilizar un flujo de $20 \text{ hm}^3/\text{año}$ entre el bloque cretácico de Gaià y las subunidades limítrofes y unos bombeos de $6,3 \text{ hm}^3/\text{año}$. La sobreexplotación de los acuíferos es compensada con una intrusión salina que afecta especialmente a las subunidades costeras.

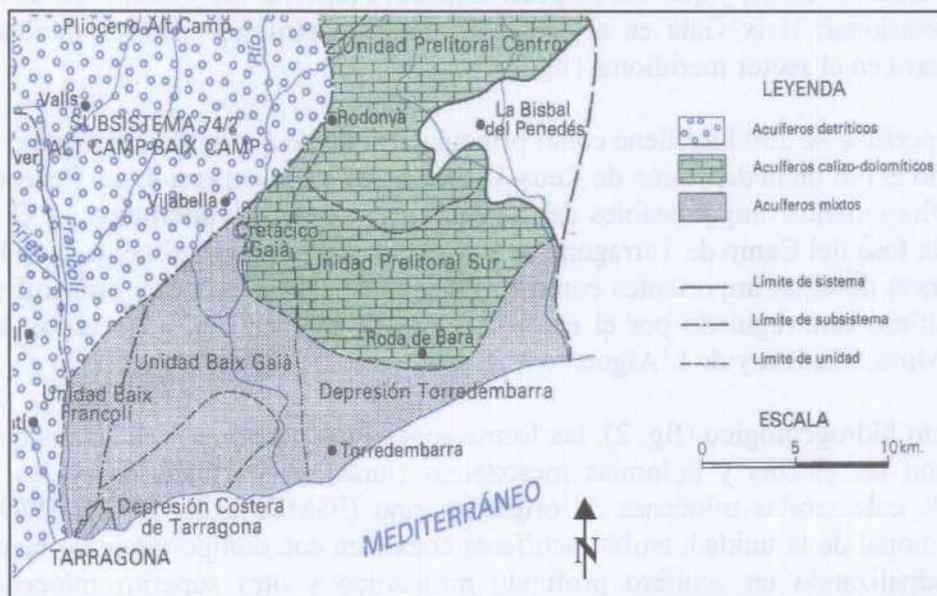


Figura 1: división en subunidades de la unidad hidrogeológica bloque de Gaià (modificado de ITGE, 1989b).

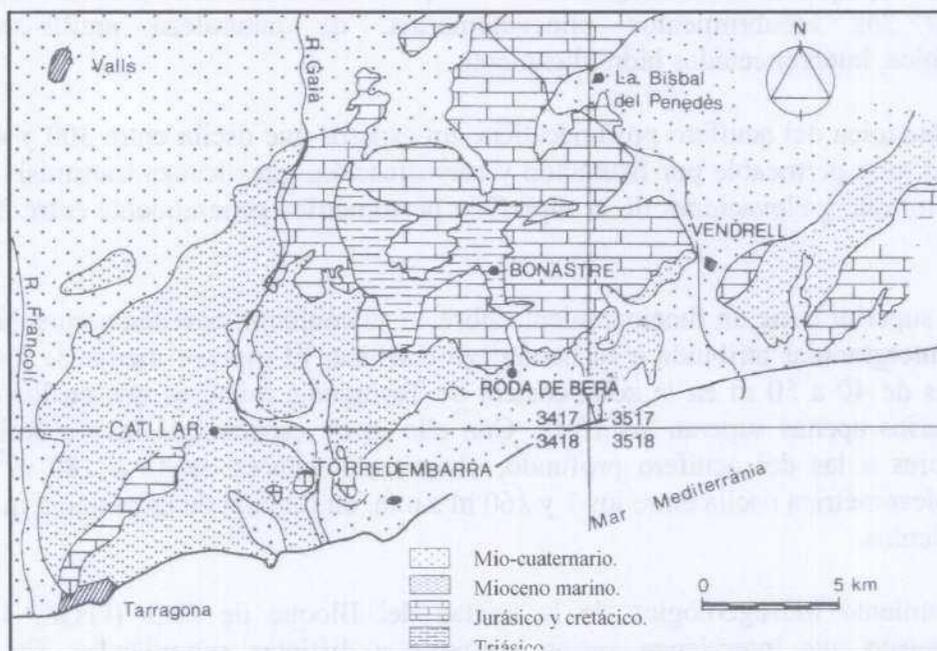


Figura 2: esquema geológico de la unidad del bloque de Gaià (modificado de SGC, 1993)

5.11.2 Análisis de la piezometría y su evolución

Tanto el IGME como la Agencia Catalana de l'Aigua (ACA), son Organismos que disponen de sendas redes propias de control piezométrico donde se miden periódicamente los niveles del agua subterránea. Los puntos de red se recogen en la tabla 1: trece puntos corresponden a la red del IGME (IGME, 1999) y otros once a la red de la ACA; en total, ocho puntos reflejan la evolución del acuífero superficial y quince la del acuífero profundo. La elaboración de los mapas piezométricos de las campañas de abril y octubre de 1999 está basada principalmente en los datos de la red del IGME.

PUNTO	UTM X 31	UTM Y 31	Z (m s.n.m.)	PUNTO	UTM X 31	UTM Y 31	Z (m s.n.m.)
341730044	364667	4568917	269,53	Bonastre (*)	369550	4564250	190
341740030	367719	4568754	275	Catllar (*)	358700	4558750	100
341760071	356986	4560904	140,50	INC-Roda (*)	370000	4562000	90
341760157	355028	4561874	125	Pallaresos (*)	354800	4560150	112,32
341770055	358922	4564603	142,04	Roda de Bará (*)	369600	4560700	53,15
341770124	361972	4565782	192,50	S-14 (*)	364750	4569000	270
341770125	364339	4561263	105	S-5-a (*)	366400	4568000	270
341780054	370518	4559342	28	S-6-a (*)	367600	4568950	285
341820022	352299	4556651	28,45	Sondeig Roda (*)	370000	4563000	125
341820104	351961	4558482	30	Torredembarra (*)	362950	4557200	10,50
341830031	358709	4558798	92,35	Vendrell (*)	378022	4565311	54,10
341830069	360837	4558088	98				
341830129	364775	4557472	39				

Tabla 1: redes de control piezométrico del IGME y de la ACA (*).

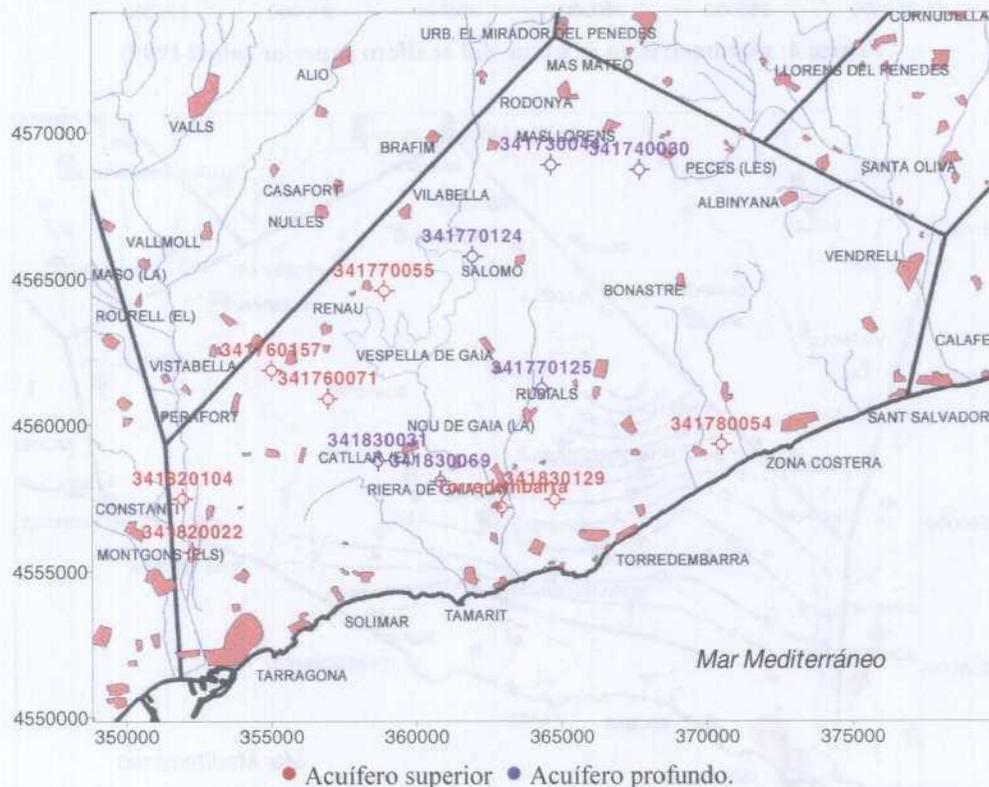


Figura 3: situación de los puntos de red utilizados en los gráficos piezométricos

La piezometría del acuífero superficial presenta cotas que oscilan entre los más de 110 m s.n.m. del sector septentrional, al norte del embalse de Gaià, y cotas por debajo del nivel del mar, superiores a 6 m en puntos situados más al norte de Torredembarra y Altafulla, pero que presumiblemente se extienden por otras zonas del litoral donde existe una fuerte extracción de

Los gradientes son elevados en los sectores orientales del acuífero y decrecen conforme el flujo discurre hacia posiciones occidentales y meridionales. La piezometría de este acuífero no muestra variaciones significativas de las isopiezas entre las campañas de abril y octubre de 1999 destacando, en ambos casos, la existencia de un flujo subterráneo N-S tan sólo distorsionado ligeramente por la recarga inducida de las filtraciones del vaso del embalse de Gaià aguas abajo del mismo.

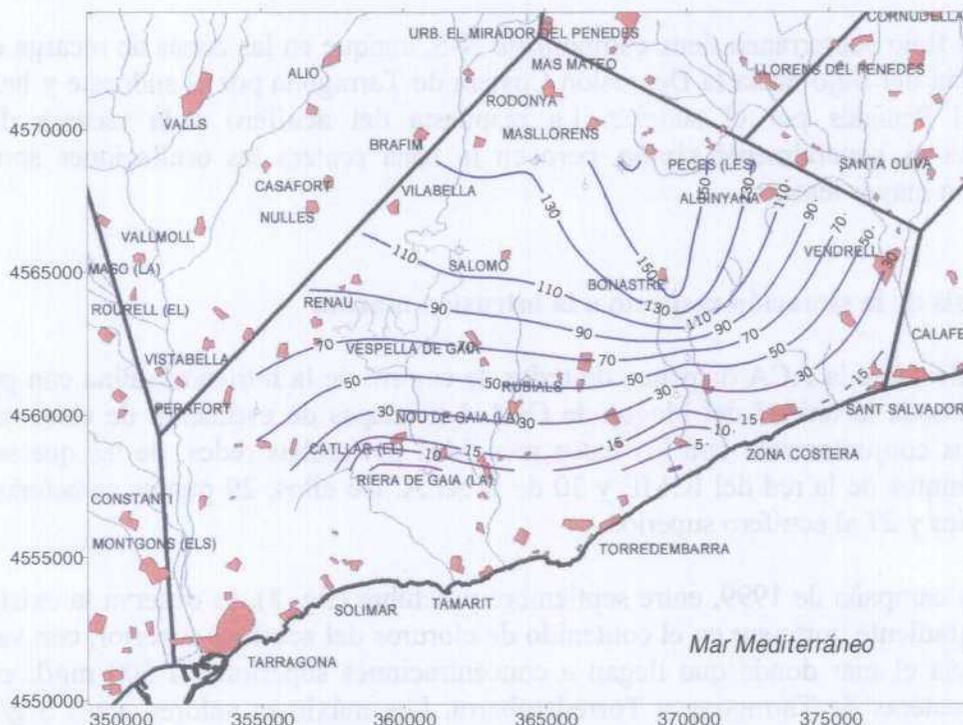


Figura 6: piezometría en m s.n.m. del acuífero inferior (abril 1999).

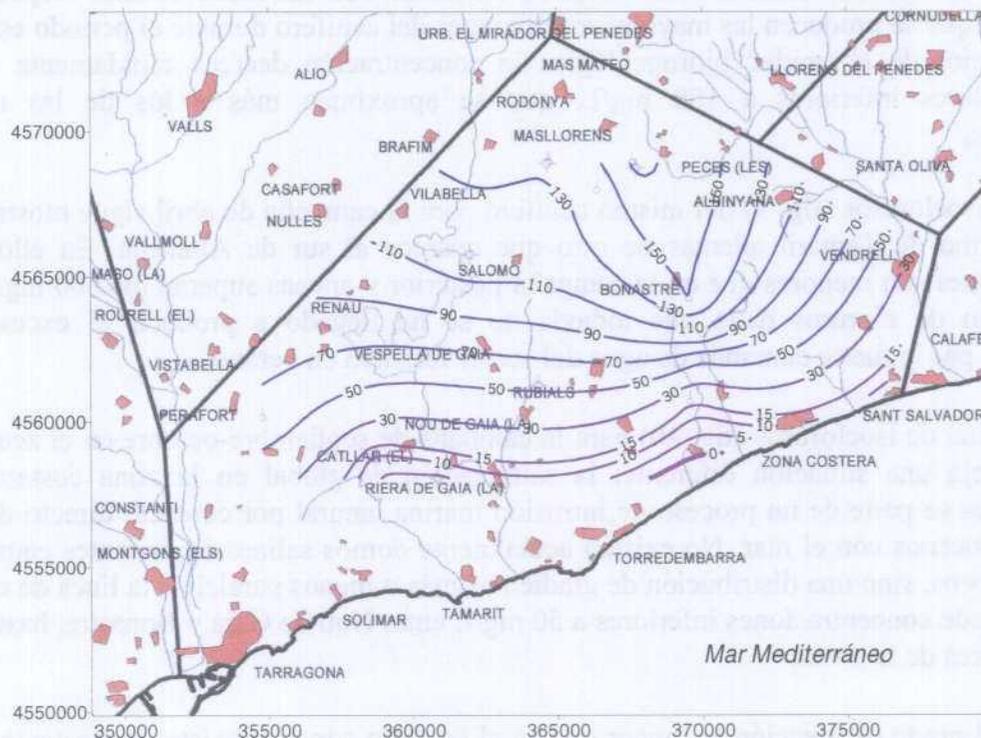


Figura 7: piezometría en m s.n.m. del acuífero inferior (octubre 1999).

La distribución de isopiezas del acuífero inferior en la campaña de abril de 1999 refleja la existencia de una piezometría creciente desde valores cercanos a los 0 m s.n.m. del litoral hasta los más de 170 m s.n.m. alcanzados en las zonas de recarga, en los relieves calizodolomíticos situados al norte de Bonastre. Los gradientes son más elevados en el entorno de Bonastre y del barranco de L'Aigua, suavizándose conforme las líneas de flujo se alejan de él y se aproximan a la costa mediterránea.

En general, el flujo subterráneo tiene componente N-S, aunque en las zonas de recarga existe una divergencia del flujo hacia la Depresión Costera de Tarragona por el sudoeste y hacia la depresión del Penedés por el sudeste. La respuesta del acuífero a la recarga de las precipitaciones es generalmente rápida, pero en la zona costera las oscilaciones son más pequeñas y con mayor lentitud.

5.11.3 Análisis de la situación respecto a la intrusión marina

Tanto el IGME como la ACA disponen de redes de control de la intrusión salina con puntos repartidos por toda la unidad del bloque de Gaià. Los mapas de evolución de cloruros han sido realizados conjuntamente con los datos recogidos por ambas redes, de las que se han utilizado 26 puntos de la red del IGME y 30 de la ACA. De ellos, 29 puntos caracterizan al acuífero inferior y 27 al acuífero superior.

Para la última campaña de 1999, entre septiembre y octubre (fig. 8), se observa la existencia de un fuerte gradiente norte-sur en el contenido de cloruros del acuífero superior, con valores crecientes hacia el mar donde que llegan a concentraciones superiores a 500 mg/L en las depresiones costeras de Tarragona y Torredembarra. Los máximos valores, unos 3 g/L, se concentran en torno a dos conos salinos en Altafulla y al oeste de Tamarit que provocan el ascenso de la interfase salobre. Este efecto es detectado con un cierto retardo respecto al momento en que se producen las mayores extracciones del acuífero durante el periodo estival. Más al interior de la unidad hidrogeológica la concentración decrece rápidamente hasta alcanzar valores inferiores a 100 mg/L, que se aproximan más a los de las aguas continentales.

El mapa de isocloruros (fig. 9) del mismo acuífero para la campaña de abril sigue mostrando el domo salino de Tamarit además de otro que aparece al sur de Altafulla. En ellos las concentraciones son menores que en la campaña posterior y apenas superan los 600 mg/L de concentración de cloruros dado que todavía no se ha llegado a producir el exceso de extracciones por la fuerte demanda de agua del sector turístico en verano.

La distribución de isocloruros (fig. 10) para la campaña de septiembre-octubre en el acuífero inferior refleja una situación diferente: la salinización es global en la zona costera del acuífero, pues se parte de un proceso de intrusión marina natural por contacto directo de los acuíferos miocenos con el mar. No existen actualmente domos salinos importantes causados por los bombeos, sino una distribución de gradientes más o menos paralela a la línea de costa, que crece desde concentraciones inferiores a 50 mg/L entre Nou de Gaià y Bonastre, hasta los 800 mg/L cerca de la costa.

Pese a que el grado de afección es menor que en el acuífero superior existe, no obstante, una moderada penetración de la intrusión marina en los bombeos de Els Montgons y en el área de

zonas próximas a la costa por bombeos del sector Tamarit-Solimar, donde se superan los 3 g/L. Ascensos moderados en torno a 250 mg/L se detectan también durante el año 1999 en otros sectores de fuerte demanda de agua, como son la Depresión Costera de Torredembarra y la zona de Comarruga-Sant Salvador.

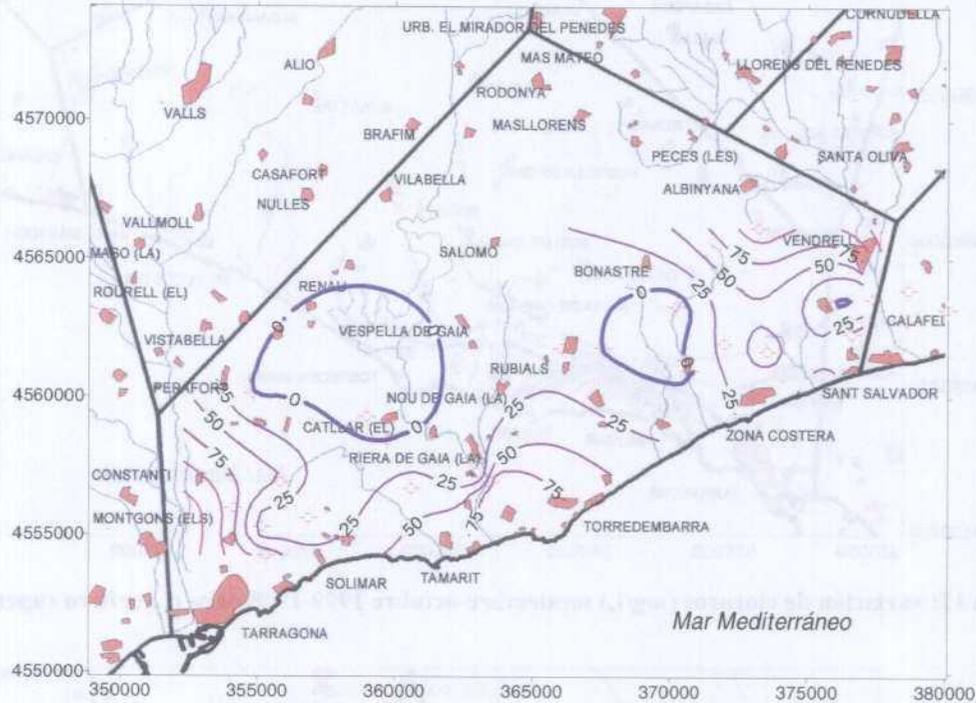


Figura 14: variación de cloruros (mg/L) septiembre-octubre 1999-1998 para el acuífero inferior.

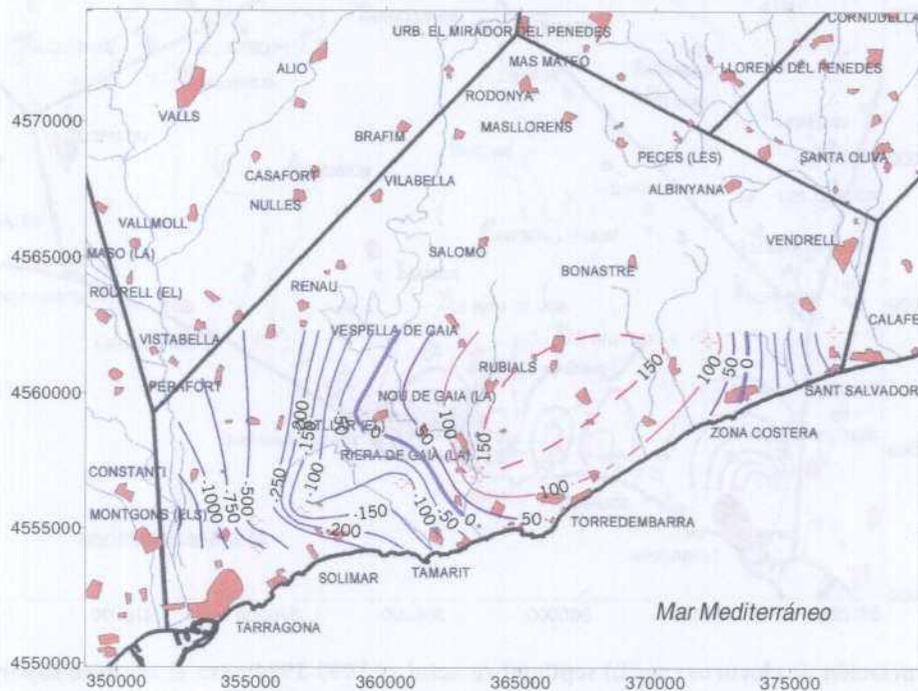


Figura 15: variación de cloruros (mg/L) septiembre-octubre 1999-1994 para el acuífero inferior.

La evolución a largo plazo (fig. 13) detecta, por el contrario, un retroceso del frente salino respecto a 1994 en aquellos puntos de la Depresión costera de Tarragona y Torredembarra

donde existen bombes bajando la concentración de cloruros hasta 600 mg/L. Esta concentración aumentan no obstante unos 100mg/L en Altafulla, Comarruga y Sant Salvador.

En cuanto al acuífero inferior, se detecta igualmente un pequeño avance de la intrusión marina a corto plazo (fig.14), especialmente en áreas de bombeo de la Depresión costera de Tarragona, Torredembarra y Comarruga-Vendrell; en todos los casos la salinización no conlleva incrementos superiores a 125 mg/L del ión cloruro, pero que es nula en otras zonas internas del acuífero (El Catllar, Renau y barranco de L'Aigua).

En la variación de concentraciones a largo plazo (fig.15) se dibuja un cono de incremento moderado de salinización entre los curso del río Gaià y el arroyo de L'Aigua, pero existen notables descensos en la depresión de Tarragona, superiores incluso al gramo por litro de cloruro.

5.11.4 Caracterización de facies hidroquímicas

La calidad química de las aguas subterráneas está controlada en la actualidad por las redes del IGME y de la ACA. En la caracterización química de las aguas subterráneas de ambos acuíferos se han utilizado 21 puntos de ambas redes, cuya distribución se refleja en la figura 16: 9 son del acuífero superior y 12 del acuífero inferior. En la figura 17 se muestra el diagrama de Piper de los puntos de red del acuífero superior para las últimas campañas de 1999 y 1994; análogamente, la figura 18 muestra el diagrama de Piper en el acuífero inferior.

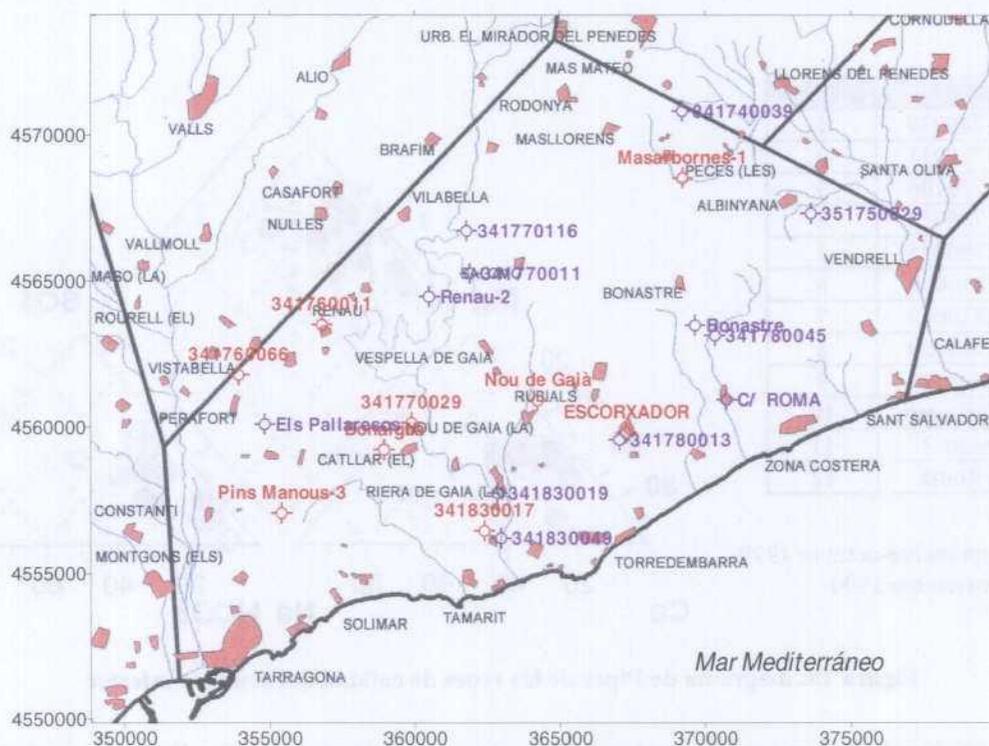


Figura 16: situación de las redes de calidad (IGME-ACA): ● acuífero inferior, ● acuífero superior

En el acuífero superior se diferencian varias facies químicas como consecuencia del diverso grado de mezcla entre las aguas marinas y las continentales. Entre las menos afectadas por la intrusión salina están las aguas de facies netamente bicarbonatada magnésico-cálcica (n^{os} 1 y

2), que pueden evolucionar a bicarbonatadas-sulfatadas cálcico magnésicas con concentraciones variables en cationes y aniones mayoritarios (n^{os} 3, 4, 5, 7 y 8); en el extremo opuesto aparecen las aguas cloruradas-sulfatadas o cloruradas sódico-magnésicas que reflejan un mayor porcentaje de mezcla con aguas de origen marino (n^{os} 6 y 8). Respecto a 1994 no se reflejan cambios significativos de facies, exceptuando el caso de la n^o 1 en la que aumentan notablemente los porcentajes de sulfatos, cloruros y sodio.

PUNTO	ORDEN
341760066	1
341760111	2
341770029	3
341830017	4
Bonaigua	5
Pins Manous-3	6
Masarbornes	7
Nou de Gaià	8
Escorxador	9

- Septiembre-octubre 1999
- Noviembre 1994

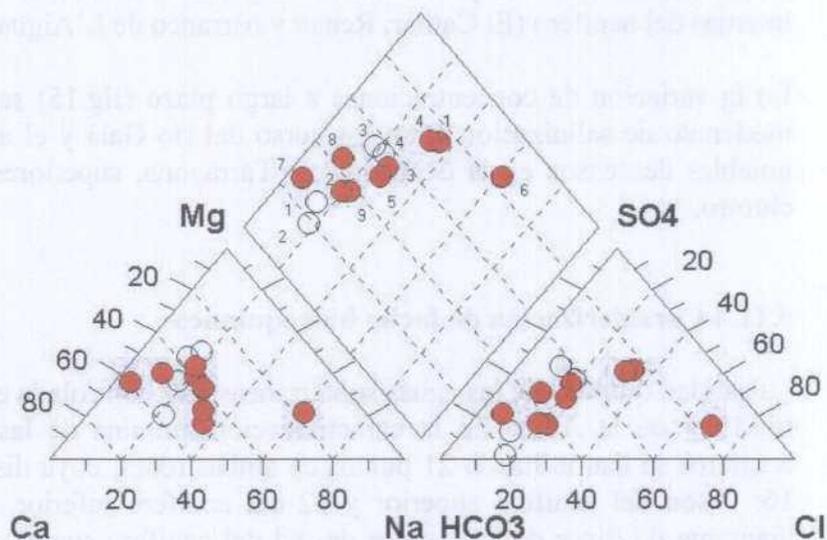


Figura 17: diagrama de Piper de las redes de calidad del acuífero superior

PUNTO	ORDEN
341740039	1
341770011	2
341770106	3
341780013	4
341780045	5
341830019	6
341830049	7
351750029	8
Bonastre	9
Els Pallaresos	10
Renau-2	11
C/ Roma	12

- Septiembre-octubre 1999
- Noviembre 1994

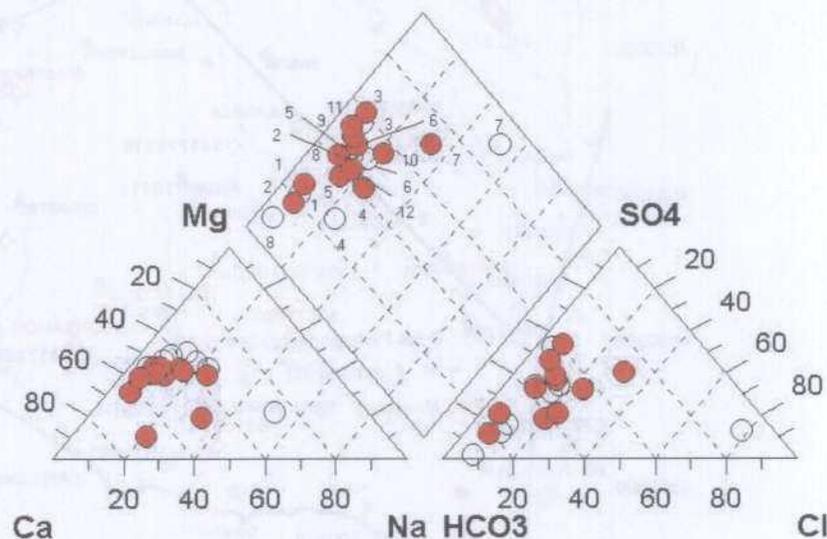


Figura 18: diagrama de Piper de las redes de calidad del acuífero inferior

Para el acuífero inferior, por el contrario, las aguas analizadas se distribuyen en el diagrama de Piper con un menor grado de dispersión de facies alrededor de las bicarbonatadas o bicarbonatadas-sulfatadas cálcico-magnésicas. No obstante, existen otras aguas que tienen facies caracterizadas por una mezcla con aguas marinas y que presentan características cloruradas sódico-cálcicas o de composición aniónica mixta bicarbonatada-clorurada-sulfatadas.

La evolución de facies entre 1994 y 1999 muestra tendencias divergentes entre aquellas aguas que aumentan su proporción de sulfatos y cloruros (n^{os} 4 y 7) y entre las que descienden en cloruros y aumentan en bicarbonatos (n^o 8). Estos hechos vienen a coincidir con la evolución descrita para los mapas de isocloruros en este mismo acuífero y que apuntan a un pequeño avance del proceso de intrusión marina en la línea de costa.

5.11.5 Análisis de relaciones iónicas

Las relaciones iónicas del acuífero superior para los puntos de las redes del IGME y ACA en los años 1994 y 1999 son contrastadas en la relación de la tabla 3.

PUNTO	RELACIONES IÓNICAS (acuífero superior)									
	rCl		rMg/rCa		rCl/rCO ₃ H		rSO ₄ /rCl		rNa/rCl	
	Nov 94	Sep-oct. 99	Nov 94	Sep-oct. 99	Nov 94	Sep-oct. 99	Nov 94	Sep-oct. 99	Nov 94	Sep-oct. 99
Bonaigua		2.22		0.86		0.42		1.35		1.23
Pins Manous		20.61		1.24		4.44		0.22		0.91
Masarbornes		0.50		0.61		0.10		3.05		0.69
Nou de Gaià		1.31		0.84		0.23		2.42		0.89
Escorxador		2.06		0.97		0.36		0.71		1.03
341760066	0.87	3.86	1.29	0.34	0.18	1.38	1.00	1.23	1.24	1.08
341760111	1.07	1.97	1.61	1.19	0.21	0.30	0.10	0.87	1.10	1.01
341770029	1.16	2.12	0.82	0.83	0.28	0.42	3.62	1.85	1.81	1.34
341830017	1.47	3.53	0.36	0.50	0.45	1.17	1.91	1.30	1.13	1.07
Agua de mar	613.29		4.354		216		0.111		0.837	

Relaciones iónicas del agua del mar en Barcelona (Custodio, 1970 en Custodio y Llamas, 1983).

Tabla 3: relaciones iónicas (r= meq/L) del acuífero superior.

PUNTO	RELACIONES IÓNICAS (acuífero inferior)									
	rCl		rMg/rCa		rCl/rCO ₃ H		rSO ₄ /rCl		rNa/rCl	
	Nov 94	Sep-oct. 99	Nov 94	Sep-oct. 99	Nov 94	Sep-oct. 99	Nov 94	Sep-oct. 99	Nov 94	Sep-oct. 99
Bonastre		1.50		0.79		0.25		3.19		0.72
Els Pallaresos		2.34		0.16		0.53		1.38		1.00
Renau-2		0.79		0.68		0.16		6.30		0.77
c/ Roma		2.06		0.97		0.39		0.97		0.74
341740039	0.59	0.37	0.76	0.50	0.13	0.08	1.16	3.69	0.73	1.07
341770011	0.68	0.48	1.18	0.80	0.16	0.09	3.66	1.65	1.03	1.09
341770106	0.39	0.71	1.01	0.87	0.11	0.17	11.64	7.91	1.87	1.11
341780013	0.71	1.86	1.23	1.06	0.14	0.36	1.56	1.02	3.15	1.22
341780045	1.07	1.75	1.36	0.99	0.28	0.31	2.06	0.98	0.93	0.82
341830019	1.61	1.55	1.25	0.82	0.32	0.28	2.15	2.64	1.08	0.95
341830049	26.14	3.21	0.84	0.39	8.66	1.10	0.16	1.29	0.67	1.06
351750029	0.48	0.87	0.85	0.91	0.09	0.17	0.22	3.47	0.82	1.04
Agua de mar	613.29		4.354		216		0.111		0.837	

Relaciones iónicas del agua del mar en Barcelona (Custodio, 1970 en Custodio y Llamas, 1983).

Tabla 4: relaciones iónicas (r= meq/L) del acuífero inferior.

Para la relación rCl/rCO₃H se aprecia un ligero aumento en los índices respecto a 1994, que sin ser excesivos puesto que son valores más próximos a los de las aguas continentales, son indicativos de un pequeño empeoramiento de la calidad por avance de la intrusión marina. La evolución que muestran estos puntos viene acompañada también de un aumento paralelo en la relación rCl. El incremento, aunque pequeño, se observa también en la relación rMg/rCa de los puntos 341830017 y 341770029; no obstante el apreciable descenso de esta relación en los

puntos 341760066 y 60111 sugiere que se están generando procesos de intercambio iónico en los acuíferos detríticos. Por otro lado, las elevadas relaciones del punto Pins Manous son indicativas de la afección por intrusión marina.

Las relaciones para el acuífero inferior (tabla 4) muestran una situación diferente: los valores en 1999 de la relación rCl/rCO_3H , al ser menores de 5, indican un origen mayoritariamente continental de las aguas subterráneas, que se confirma con los valores que toman las restantes relaciones. La evolución respecto a 1994 registra un pequeño incremento de las relaciones rCl/rCO_3H y rCl en varios puntos del sector oriental, mientras que evoluciones inversas en la relación rMg/rCa vuelven a poner de manifiesto los procesos de intercambio iónico.

Existen otros puntos, entre los que destaca el 341830049 en Altafulla, que detectan un notable retroceso de las condiciones hidroquímicas impuestas por la intrusión salina y que se refleja en el descenso de los valores de las relaciones rCl/rCO_3H , rCl , rMg/rCa y el incremento de rSO_4/rCl y rNa/rCl .

5.11.6 Diagnóstico del estado actual del acuífero

El grado de salinización afecta actualmente de manera desigual a los acuíferos que integran la unidad hidrogeológica de Gaià. En términos globales la unidad está menos salinizada si se compara con la situación que mostraban los acuíferos en el año 1994, hecho que ha podido ser contrastado con las curvas de variación de isocloruros, en las relaciones iónicas y en los diagramas de evolución de cloruros (figuras 19 y 20). Sin embargo la situación actual refleja también un ligero deterioro en los indicadores de salinización respecto a la situación de 1998.

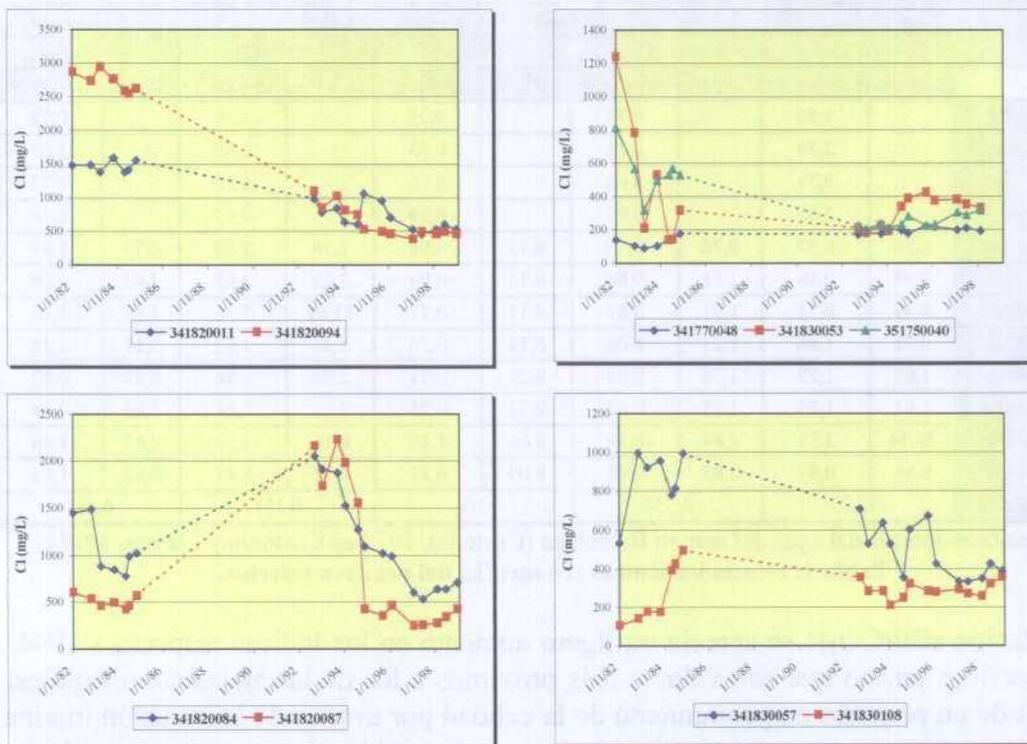


Figura 19: diagramas de evolución de cloruros para la red de intrusión del IGME (acuífero inferior)

En el acuífero inferior mesozoico existe un frente de salinización natural, más o menos paralelo a la franja litoral, asociado a la alta permeabilidad del acuífero que favorece un avance de la salinización hacia el interior mayor del que se registra para el acuífero superior. En general, la isolínea de 500 mg/L de cloruro se sitúa a unos 1500 m de distancia de la costa por término medio.

La concentración de cloruros en el acuífero superior alcanza valores puntualmente extremos de hasta 4,5 g/L por el efecto de los bombeos en el sector de Sant Salvador. Otros focos importantes de salinización se centran al norte de Tarragona y en El Catllar, siendo más acusados cuando finaliza el periodo estival de fuerte demanda de recursos subterráneos.

Las aguas subterráneas de este acuífero evolucionan desde facies cloruradas a facies bicarbonatadas cálcicas a medida que las líneas de flujo se alejan de la zona de costa y penetran en los dominios de las aguas continentales y de recarga.

La fuerte explotación a la que está sometido el acuífero superior detrítico, donde los niveles piezométricos descienden hasta 6 m por debajo del nivel del mar en Altafulla, origina, al igual que en el acuífero inferior, un déficit del flujo subterráneo que sale hacia el mar y el consiguiente progreso de la cuña salina hacia el interior. Los mayores frentes de intrusión se localizan en las proximidades del río Gaià (Pelogia y Tomás, 1992), y en esas áreas de bombeo de las depresiones detríticas de Tarragona y Torredembarra, donde se obtienen destacados conos cuya salinidad ronda los 3 g/L.

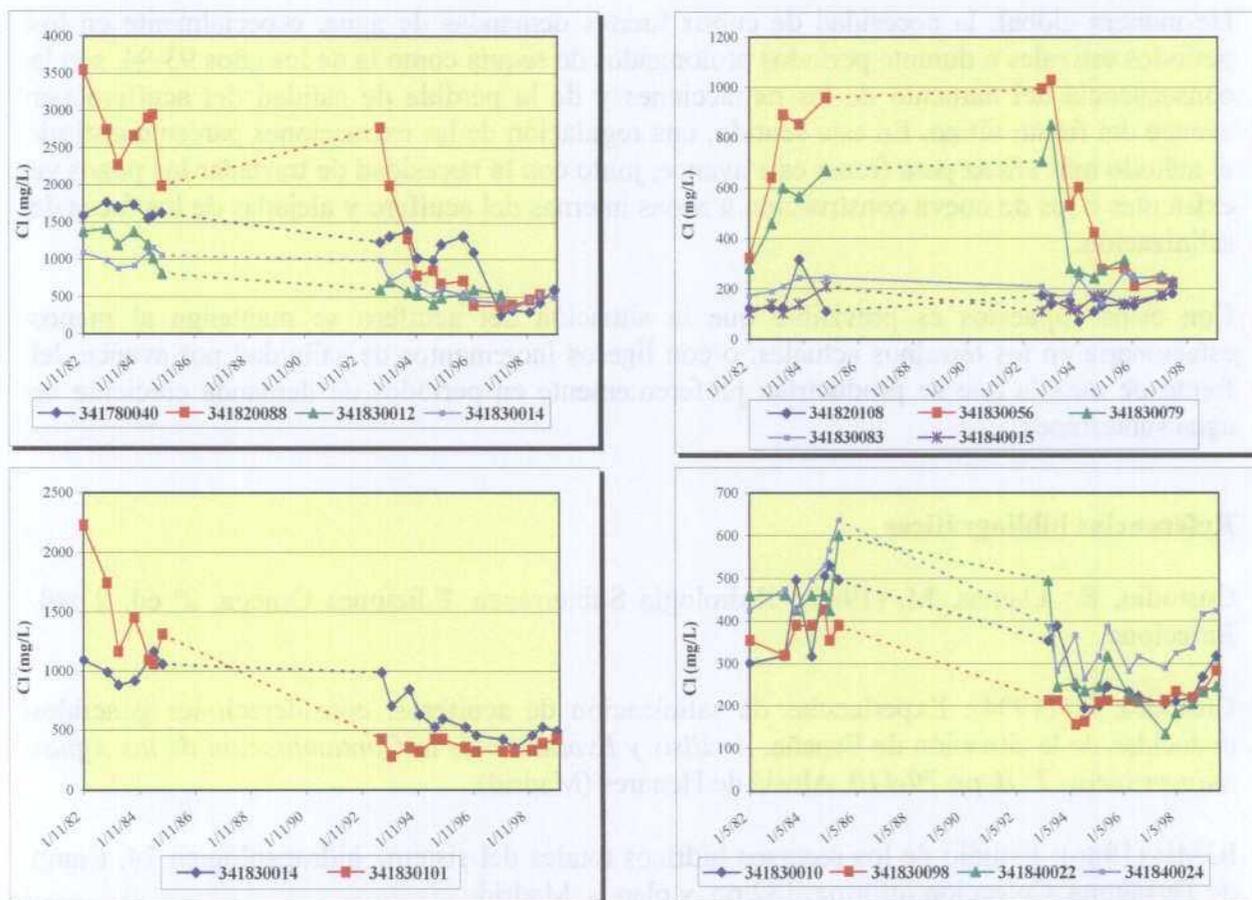


Figura 20: diagramas de evolución de cloruros para la red de intrusión del IGME (acuífero superior)

5.11.7 Evolución previsible y posibles actuaciones

A partir de los diagramas de evolución de cloruros (figuras 19 y 20) se aprecia para la mayor parte de los puntos de la red de intrusión una considerable mejora de las concentraciones desde el año 1982 –1984, periodo en el que se alcanzó el máximo de intrusión salina.

En el acuífero superior (figura 20), destaca el descenso de las concentraciones a partir de la puesta en servicio del Trasvase del Ebro a las comarcas de Tarragona a comienzos de la década de los noventa. Los efectos beneficiosos del trasvase para la calidad del acuífero se deben al descenso de las extracciones de aguas subterráneas y al incremento de la recarga, bien sea por una mayor disponibilidad de recursos superficiales o por una mayor infiltración de recursos hídricos externos a la cuenca hidrológica considerada.

La posibilidad de incrementar los recursos infiltrados en el acuífero puede tener un mayor peso específico si se contemplan otras actuaciones tendentes a aumentar la recarga, como la reutilización de las aguas residuales en las labores agrícolas; de esta manera aumentaría el flujo de agua disponible en el acuífero que se descarga hacia el mar frenando con mayor eficacia el avance de la intrusión marina.

La evolución del acuífero mesozoico puede estar por el contrario más directamente ligada al régimen de extracciones dado que la tendencia a la salinización natural de este acuífero es superior a la del acuífero mioceno.

De manera global, la necesidad de cubrir fuertes demandas de agua, especialmente en los periodos estivales o durante periodos prolongados de sequía como la de los años 93-94, son la consecuencia del aumento de las extracciones y de la pérdida de calidad del acuífero por avance del frente salino. En este sentido, una regulación de las extracciones parece constituir el método más eficaz para frenar este avance, junto con la necesidad de trasladar los pozos ya existentes o los de nueva construcción a zonas internas del acuífero y alejadas de los focos de salinización.

Con estos supuestos es previsible que la situación del acuífero se mantenga al menos estacionaria en los términos actuales, o con ligeros incrementos de salinidad por avance del frente de mezcla que se producirían preferentemente en periodos de demanda creciente de agua subterránea.

Referencias bibliográficas

Custodio, E.; Llamas, M. (1983): Hidrología Subterránea. Ediciones Omega, 2ª ed. 2 vol. Barcelona.

Custodio, E. (1994): Experiencias de salinización de acuíferos: consideraciones generales deducidas de la situación de España. *Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas, T. II, pp 79-110*. Alcalá de Henares (Madrid).

IGME (1986): Estudio de los recursos hídricos totales del sistema hidrogeológico 74. Camp de Tarragona. Colección informe. 132 pp. y planos. Madrid.

ITGE (1989a): Campo de Tarragona. Serie: Manuales de utilización de acuíferos. Madrid.

ITGE (1989b): Las aguas subterráneas de España. Estudio de síntesis. 2 tomos. Madrid.

ITGE (1999): Preparación de datos para operaciones integradas de redes de control de aguas subterráneas, años 1997, 1998 y 1999. Cuencas Internas de Cataluña (Tarragona y Barcelona). Inédito.

Pelagia, P. Tomás, F (1992): Estudio de la evolución de los niveles y la intrusión marina en la zona sobreexplotada de Tarragona (área Torredembarra-Creixell). XXVI Curso Internacional de Hidrología Subterránea, Barcelona. Inédito.

Servei Geològic De Catalunya (1993): Xarxa de control dels aquífers de Catalunya. Piezometries del període 1987-88 / 1989-90. nº 2. 314 pp. Generalitat de Catalunya. Barcelona.

5.12 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.25 CAMPO DE TARRAGONA

5.12.1 Descripción hidrogeológica

El Campo de Tarragona es, junto a las unidades del Alt Camp y del bloque de Gaià, una de las unidades que conforman un dominio hidrogeológico conocido también como sistema acuífero nº 74: “Cuaternario de Tarragona y calizas de borde”. Básicamente forman parte del Campo de Tarragona dos subunidades del subsistema nº 74/2 (Alt Camp-Baix Camp): Montroig-Reus-Alcover y la pequeña subunidad del Baix Francolí en el extremo oriental (fig. 1).

La mayor parte de los aproximadamente 407 km² de superficie de la unidad están ocupados por materiales cuaternarios drenados por el río Francolí y las rieras de Maspujols, Alforja, Riudecanyes, Rifà y La Selva. Tan sólo en el cabo de Salou existen reducidos afloramientos del Mesozoico y del Terciario que se unen a otros afloramientos miocenos en el área de Constantí. La unidad limita al N y NO con afloramientos paleozoicos impermeables de las sierras de La Musara y Prades; al oeste y sudoeste con formaciones carbonatadas de la unidad de Vandellós y la sierra de La Pradera; por el este con el río Francolí y al sur con el Mar Mediterráneo.

En el aspecto hidrogeológico (fig. 2), el Campo de Tarragona es una fosa tectónica comprendida entre dos alineaciones montañosas: las cordilleras Prelitoral y Costero Catalana, formada durante el Oligoceno pero que fue rellenándose sincrónicamente a su hundimiento durante el Mioceno, Plioceno y Cuaternario por sedimentos marinos o continentales de la denudación del borde meridional de la Cordillera Prelitoral. Esta disposición configura un sistema multicapa en el que, básicamente, existen dos acuíferos con potenciales distintos, pero donde no se descarta la posibilidad de que estén presentes otros acuíferos profundos, con funcionamiento hidrogeológico independiente al de los anteriores y supeditado a una conexión hidráulica a favor de fracturas en niveles calcáreos profundos.

El acuífero superficial (ITGE, 1989a) está formado por las gravas y conglomerados pliocuaternarios de origen fluvio-torrencial y de piedemonte, así como por conglomerados, areniscas continentales y calcarenitas miocenas en el sector del río Francolí. Es un acuífero libre, de media-alta permeabilidad por porosidad intergranular, con un espesor medio de 50 a 70 m, que unido a transmisividades elevadas de hasta 2000-3000 m²/día allí donde dominan los conglomerados, favorecen su intensa explotación. El flujo subterráneo es perpendicular al Mediterráneo excepto en el aluvial del Francolí cuyo cauce drena lateralmente al acuífero.

El acuífero profundo está constituido por dos formaciones interconectadas hidráulicamente: brechas conglomeráticas del mioceno basal y materiales calcáreo-dolomíticos mesozoicos, situados a 100-140 m de profundidad media, y que tienen espesores mínimos de 300 a 400 m en función de la afección tectónica (IGME, 1986). Su permeabilidad es muy alta, de tipo mixto, con la que se consiguen transmisividades también elevadas, de hasta 15000 m²/día en el Baix Francolí.

En el sector Montroig-Reus-Alcover existe otro acuífero profundo ligado al *Grupo Ebro*, conjunto de formaciones detríticas del Plioceno marino entre las que destaca la *Formación Ebro Sandstone* (Torrens *et al.*, 1987a). Es un acuífero confinado y multicapa de areniscas y calcarenitas que tienen un espesor medio de 250 m, permeabilidad media-baja, coeficiente de

almacenamiento del orden de 0,001 y transmisividad media de 30 a 50 m²/día; se recarga por infiltración del agua de lluvia en el contacto con los piedemontes cuaternarios del borde norte y noroeste de la unidad, fluye hacia el sur y mantiene cierta transferencia del flujo con las estructuras mesozoicas de base (Carnicer y Garrido, 1988).

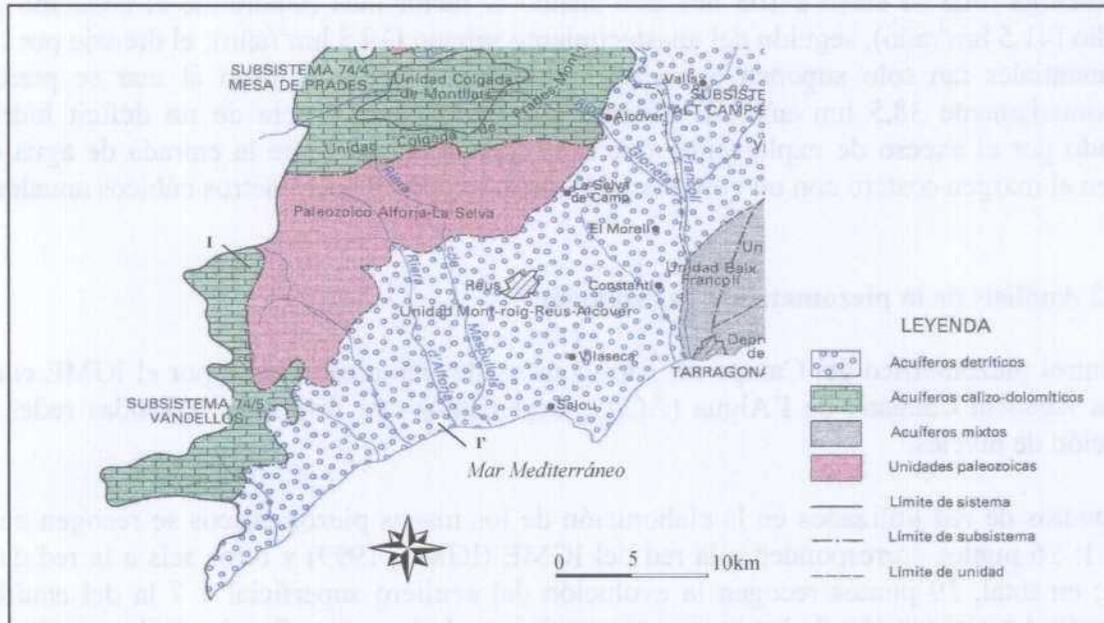


Figura 1: esquema hidrogeológico de la unidad Campo de Tarragona (modificado de ITGE, 1989b).

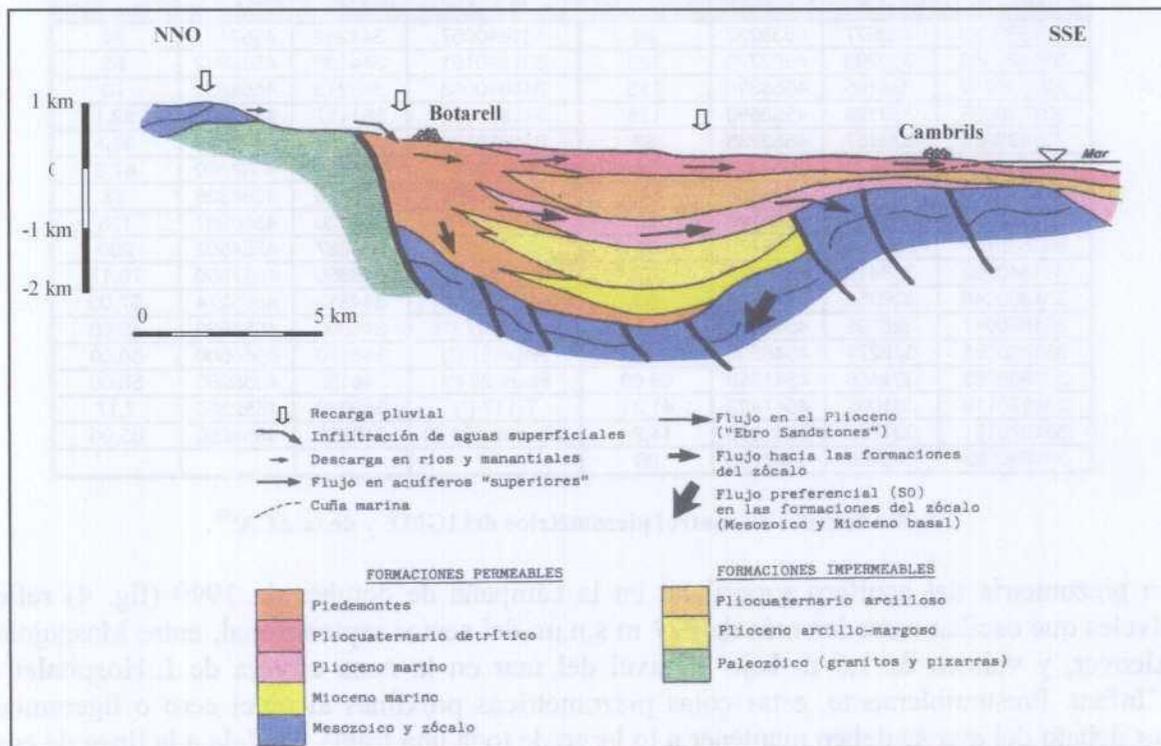


Figura 2: corte geológico y funcionamiento hidrogeológico del Campo de Tarragona (ITGE, 1989a).

El balance global de la unidad del Campo de Tarragona (ITGE, 1989a) evalúa la recarga total en unos 90,2 hm³/año, procedentes básicamente de la infiltración del agua superficial en ríos y

rieras (40,5 hm³/año) y por infiltración directa de las precipitaciones (20,7 hm³/año); no obstante hay que considerar un cierto flujo entre unidades adyacentes cifrado en (13,8 hm³/año) y una infiltración por retorno de riegos inferior al hectómetro cúbico anual.

La descarga total se eleva a 105 hm³/año siendo el factor más importante el consumo por regadío (41,5 hm³/año), seguido del abastecimiento urbano (19,5 hm³/año); el drenaje por ríos y manantiales tan solo suponen 6 hm³/año, mientras que por el flujo al mar se pierden aproximadamente 38,5 hm³/año. Se observa por tanto la existencia de un déficit hídrico causado por el exceso de explotación, que es compensado mediante la entrada de agua del mar en el margen costero con un volumen próximo a los 14-18 hectómetros cúbicos anuales.

5.12.2 Análisis de la piezometría y su evolución

El control piezométrico del Campo de Tarragona es llevado a cabo tanto por el IGME como por la Agencia Catalana de l'Aigua (ACA), Organismos que disponen de sendas redes de medición de niveles.

Los puntos de red utilizados en la elaboración de los mapas piezométricos se recogen en la tabla 1: 26 puntos corresponden a la red del IGME (IGME, 1999) y otros seis a la red de la ACA; en total, 19 puntos recogen la evolución del acuífero superficial y 7 la del acuífero profundo. La elaboración de los mapas piezométricos de las campañas de abril y octubre de 1999 se realiza para el acuífero superficial con los datos de la red del IGME principalmente.

PUNTO	UTM X 31	UTM Y 31	Z (m s.n.m.)	PUNTO	UTM X 31	UTM Y 31	Z (m s.n.m.)
331920030	323677	4539232	30	331840057	344252	4557107	80
331820066	330298	4552770	120	331840181	344409	4554862	55
331830039	336195	4555390	115	341810063	349213	4558631	70
331830055	333199	4553598	115	341810103	351117	4555608	39,1
331830085	336157	4553235	82	341810129	346751	4558301	82,5
331830094	331417	4554820	155	341810131	347455	4558650	87,3
331830160	332664	4558806	240	341810204	349616	4554336	33
331840117	338182	4553140	58	341750213	346120	4560907	135
331840137	337734	4555179	95	341750286	344687	4564502	200
331840202	338412	4557841	125	PIF B-6 (*)	346850	4557950	79,17
331860046	328354	4546314	53	Pou Bellisens (*)	344513	4555274	67,00
331860047	326739	4543874	52	Pou R-17 (*)	345000	4554530	45,50
331860065	328271	4548203	95	Reus-27 (*)	346170	4556600	60,00
331860083	324456	4541559	59,69	Reus-28 (*)	346150	4555950	58,00
331870119	331035	4547923	41,31	T-117 (*)	349830	4552350	7,17
331870151	331030	4545865	14,24	Vila-seca-01 (*)	343650	4554650	65,00
331880022	340460	4548756	20				

Tabla 1: redes de control piezométrico del IGME y de la ACA (*).

La piezometría del acuífero superficial en la campaña de octubre de 1999 (fig. 4) refleja niveles que oscilan entre los más de 227 m s.n.m. del sector septentrional, entre Maspujols y Alcover, y valores de 1,5 m bajo el nivel del mar en la zona costera de L'Hospitalet de L'Infant. Presumiblemente, estas cotas piezométricas próximas al nivel cero o ligeramente por debajo del mar se deben mantener a lo largo de toda una franja paralela a la línea de costa hasta que intersectan con los afloramientos carbonatados del cabo de Salou. En la zona dominada por el curso bajo del río Francolí, la piezometría queda sobreelevada al nivel del mar estando este sector protegido de la intrusión marina (IGME, 1989a) por situarse el nivel de base de este acuífero por encima del nivel del mar.

El flujo subterráneo es perpendicular a la costa con gradientes del orden del 0,012 por mil en el sector occidental, que se suavizan ligeramente hacia los sectores de mayor permeabilidad dominados por el río Francolí. Los sectores al norte de Cambrils, caracterizados por un desarrollo importante de rieras, constituyen áreas de recarga de este acuífero puestas de manifiesto por el carácter ligeramente influente que adquieren las líneas piezométricas en estos puntos.

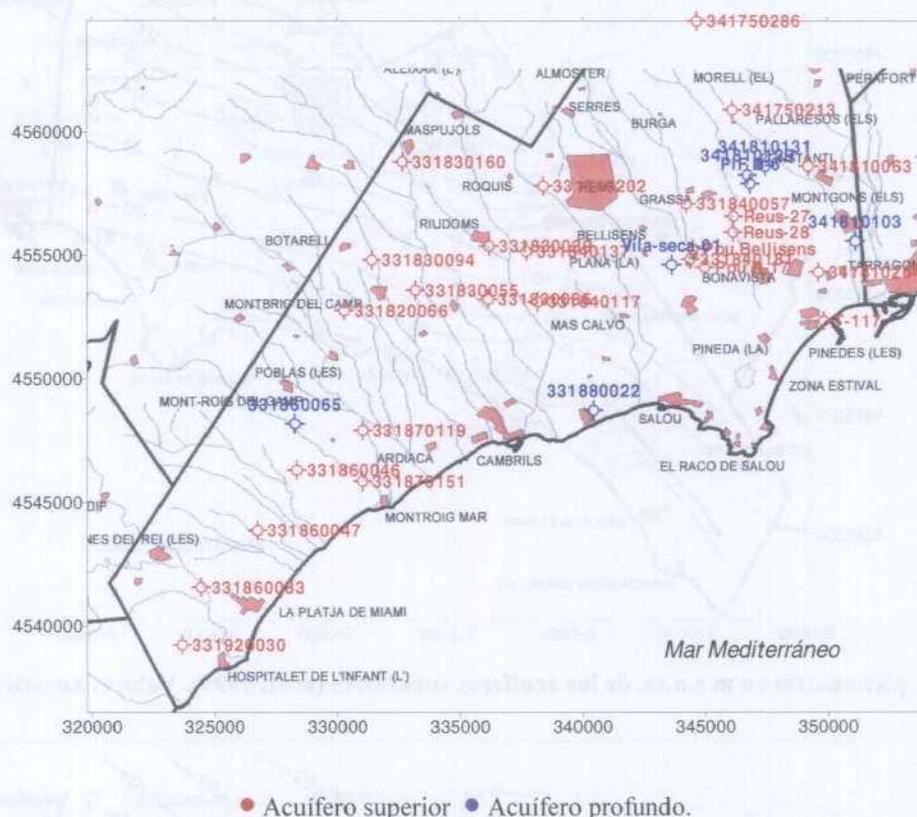


Figura 3: situación de los puntos de red utilizados en los gráficos piezométricos

No se registran variaciones significativas de la piezometría del acuífero superficial entre las campañas de abril y octubre de 1999, aunque muestran un estado muy distinto y de franca recuperación respecto al que existía hace una década, antes de la puesta en funcionamiento del minitrasvase del Ebro, donde eran evidentes en el acuífero los sectores con fuerte explotación. Los niveles medidos en abril (fig. 5) se sitúan por lo general a cotas algo inferiores a los obtenidos en octubre, puesto que en esta última campaña se registran ya los efectos de la recarga de las precipitaciones de otoño gracias a la rápida respuesta del acuífero. Estos niveles más bajos son acusados con mayor facilidad en la franja costera, especialmente en las áreas que son más sensibles a mostrar una piezometría por debajo del nivel del mar (sector Montroig del Mar-Hospitalet).

Los niveles piezométricos de los acuíferos inferiores son captados por un grupo de sondeos en la mitad oriental de la unidad hidrogeológica (figs. 6 y 7). Las cotas se sitúan por encima del nivel del mar, con valores que oscilan entre los 56 m de Constatí y los poco más de dos metros al norte de Tarragona, donde la explotación del acuífero por la industria petroquímica ha producido una importante depresión que está todavía en fase de recuperación. El flujo tiene componente S-SE, mostrando gradientes elevados, entorno a 0,01 hacia el río Francolí, que se reducen hasta 0,002 por mil en el sector Reus-Salou.

No existen diferencias significativas del estado del acuífero entre las campañas de abril y octubre; no obstante, el acuífero refleja una situación de franca mejora respecto al estado previo a la traída de aguas del río Ebro, lo que ha supuesto un abandono importante de explotaciones y la reducción de bombeos con el consiguiente ascenso de niveles en toda la unidad.

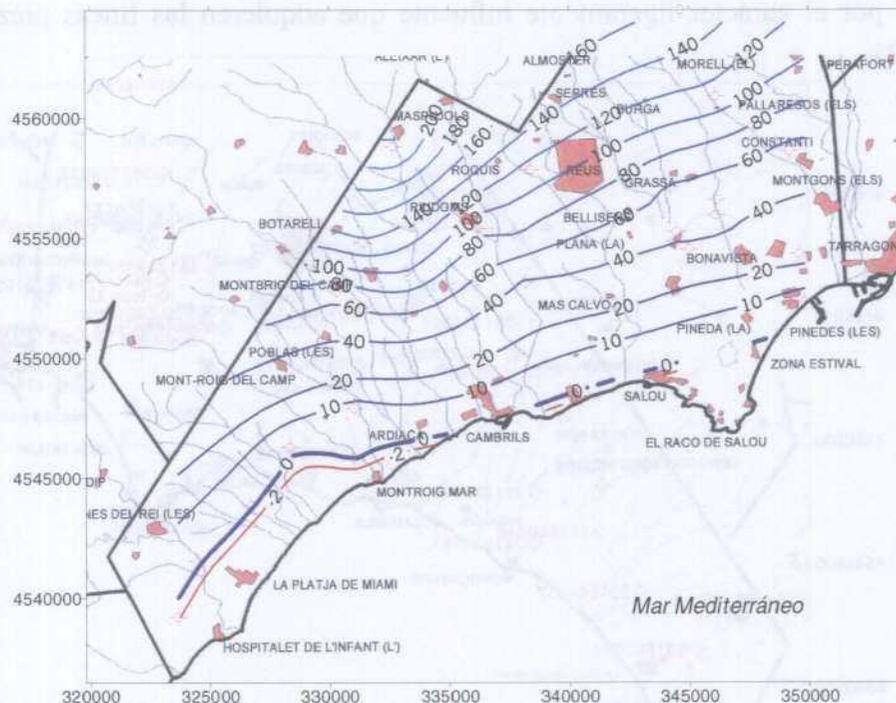


Figura 4: piezometría en m s.n.m. de los acuíferos superiores (abril 1999). Valores negativos en rojo

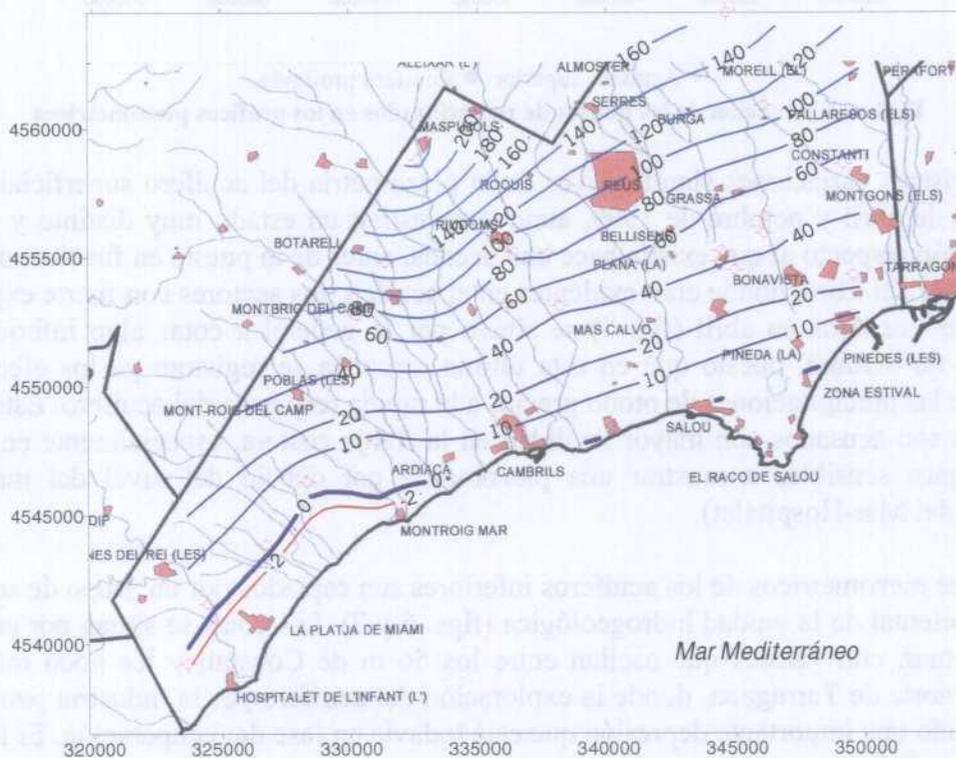


Figura 5: piezometría en m s.n.m. de los acuíferos superiores (octubre 1999). Valores negativos en rojo

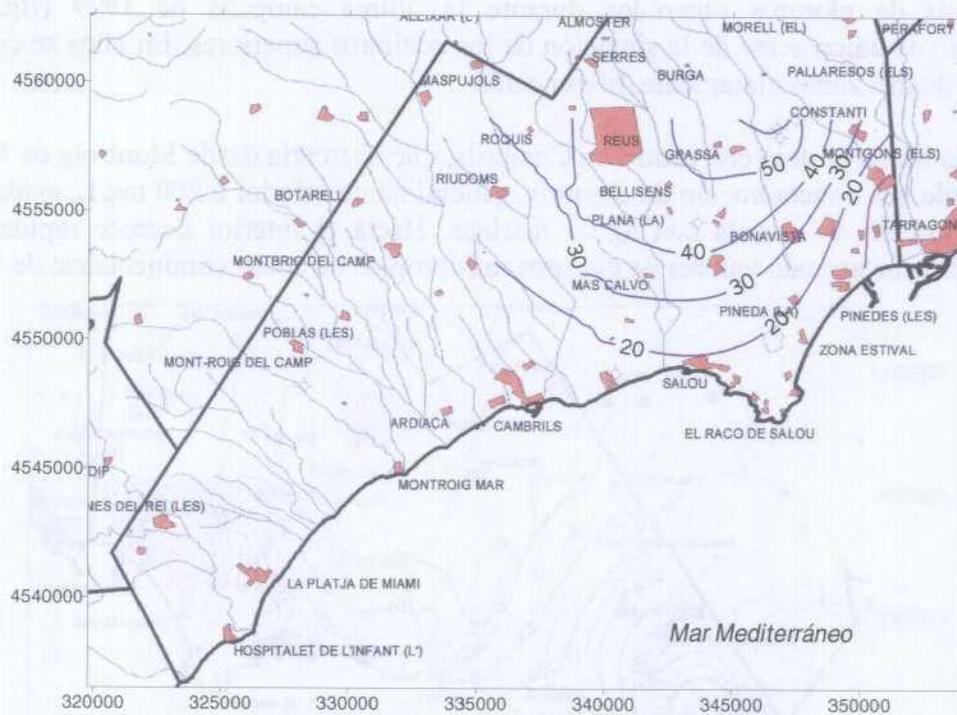


Figura 6: piezometría en m s.n.m. de los acuíferos inferiores (abril 1999)

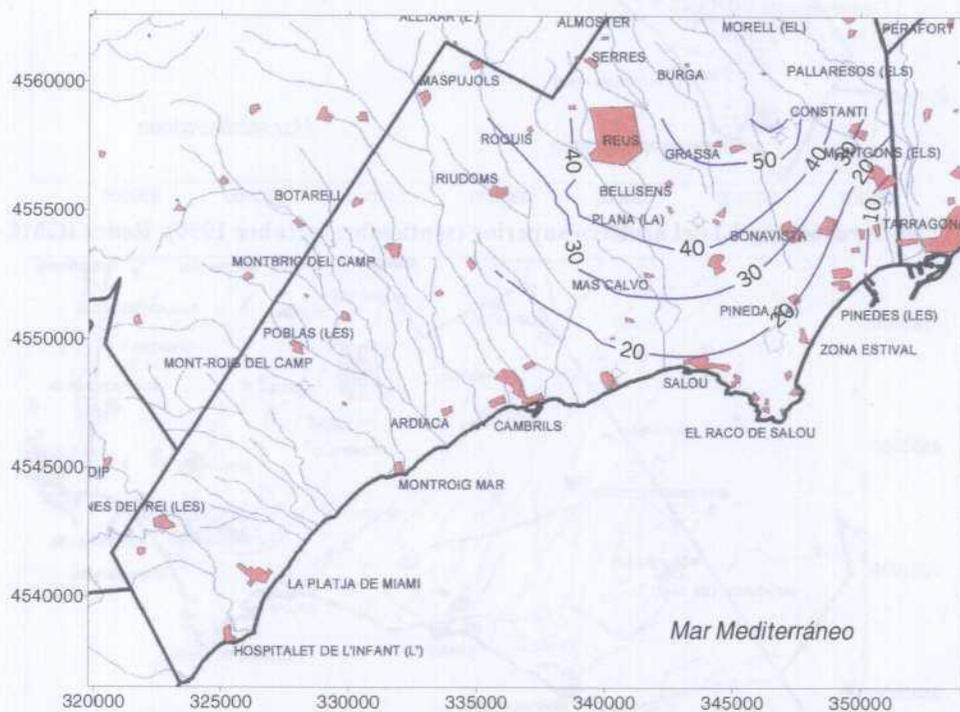


Figura 7: piezometría en m s.n.m. de los acuíferos inferiores (octubre 1999)

5.12.3 Análisis de la situación respecto a la intrusión marina

El IGME y la ACA disponen de redes de control de la intrusión salina en la unidad del Campo de Tarragona. Los mapas de evolución de cloruros han sido realizados conjuntamente con los datos recogidos por las redes de ambos Organismos, correspondiendo 23 puntos a la red del IGME y 28 a la red de la ACA.

Los análisis de cloruros obtenidos durante la última campaña de 1999 (fig. 8) son representativos únicamente de la situación de los acuíferos superiores. En ellos se constata la existencia de tres zonas claramente diferenciadas:

Una amplia franja costera con centro en Cambrils, que abarcaría desde Montroig de Mar hasta Salou, donde una concentración de cloruros, generalmente inferior a 200 mg/L, evidencia una pequeña fracción de mezcla con aguas marinas. Hacia el interior decrece rápidamente la concentración mostrando valores de cloruros más propios de aguas continentales: de 50 mg/L.

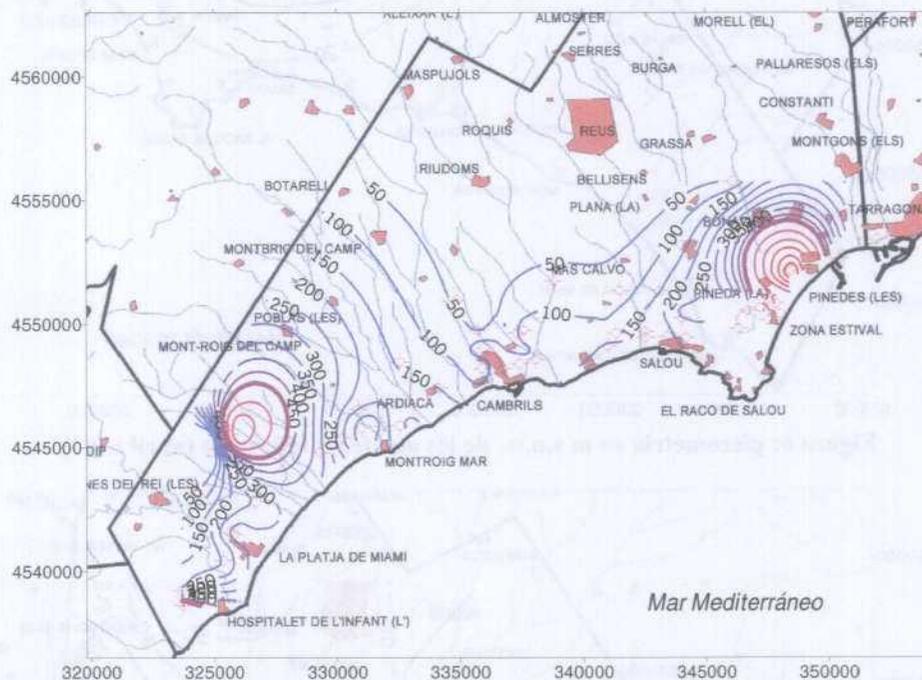


Figura 8: isocloruros (mg/L) del acuífero superior (septiembre-octubre 1999). Redes IGME-ACA

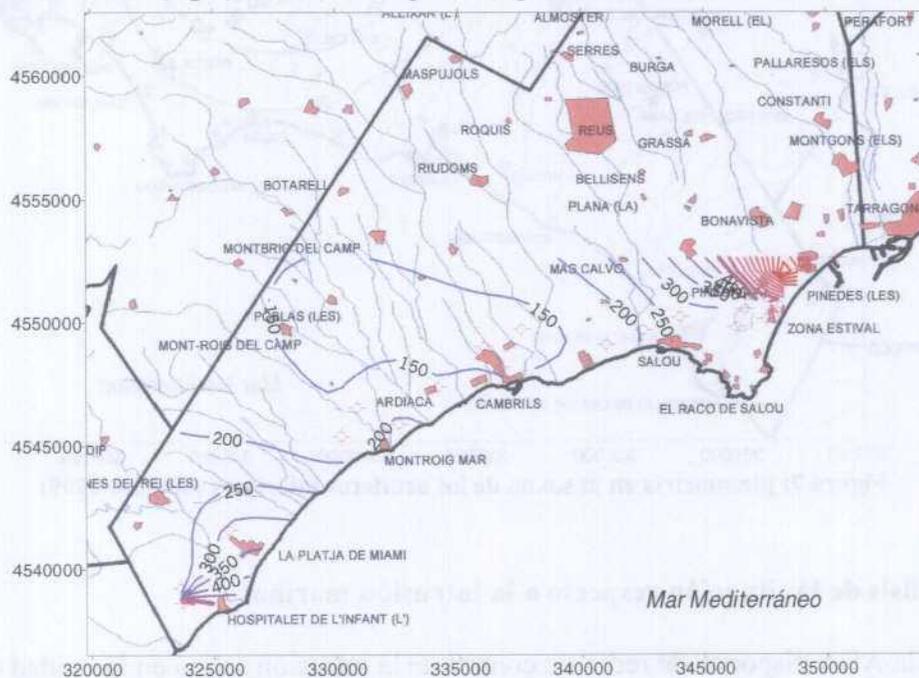


Figura 9: isocloruros (mg/L) del acuífero superior (abril 1999). Red IGME

Un área de intrusión salina en la costa de La Pineda, entre Tarragona y Salou, coincidente con la localización de un polígono industrial y petroquímico importante y con una zona de gran desarrollo turístico que cuenta con sectores de ocio demandantes de importantes recursos hídricos. En esta zona las concentraciones de cloruros superan los 1100 mg/L mostrando un fuerte gradiente desde el interior del continente hacia el mar.

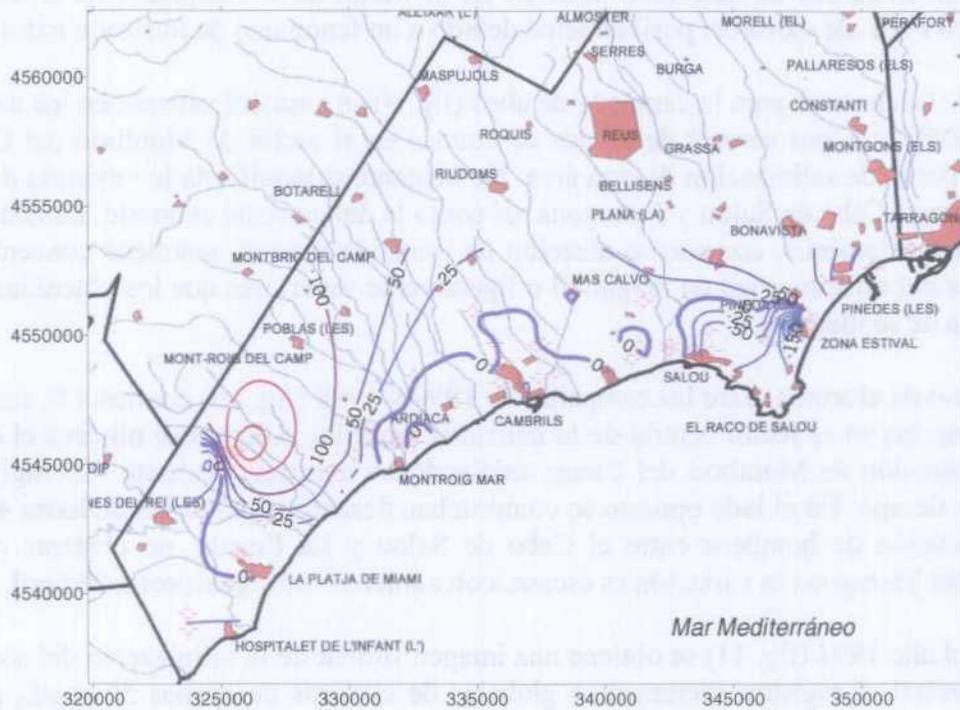


Figura 10: variación de cloruros (mg/L) septiembre-octubre 1999-1998. Redes IGME y ACA.

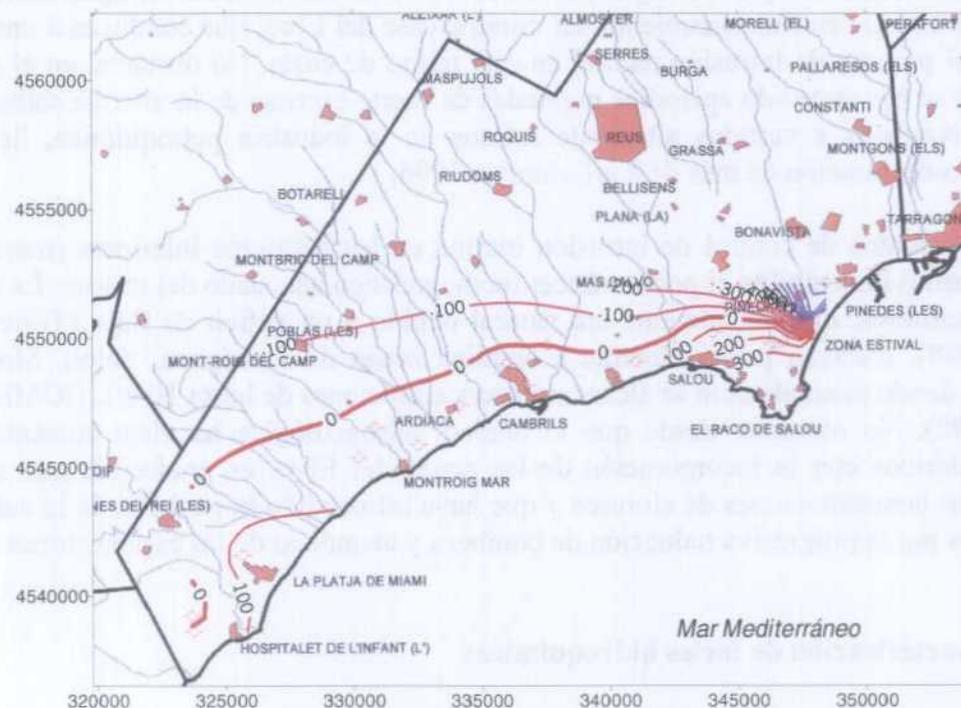


Figura 11: variación de cloruros (mg/L) septiembre-octubre 1999-1994. Red IGME.

Una última zona responde a un cono de salinización en el interior de la unidad, por ascenso de la interfase salobre causado por los bombeos de urbanizaciones al sur de Montbrió del Camp donde son habituales concentraciones de hasta 900 mg/L. No obstante los pozos que penetran en otros acuíferos más profundos de este mismo sector poseen concentraciones inferiores a 25 mg/L, indicativas de la ausencia de mezclas con aguas marinas en esos niveles. Un foco con salinización moderada es detectado también en el litoral de L'Hospitalet de L'Infant, que alcanza 600 mg/L de cloruros, posiblemente debido a un fenómeno de intrusión natural.

El mapa de isocloruros para la campaña de abril (fig. 9) se basa únicamente en los datos de la red del IGME que, por carecer de puntos de control en el sector de Montbrió del Camp, no detecta el domo de salinización de esta área. No obstante sí manifiesta la intrusión de la zona costera entre el Cabo de Salou y Tarragona así como la del extremo sudoeste. La zona costera intermedia de Cambrils, con escasa afección de intrusión marina, mantiene concentraciones de cloruros del mismo orden de magnitud o ligeramente superiores que los obtenidos durante la campaña de septiembre.

La variación de cloruros entre las campañas de 1999 y 1998 (fig. 10) confirma la ausencia de afección marina en el sector central de la unidad (Cambrils). Además se observa el creciente cono de intrusión de Montbrió del Camp, midiendo incrementos de hasta 425 mg/L en ese periodo de tiempo. En el lado opuesto se comprueban descensos puntuales de hasta 415 mg/L por disminución de bombeos entre el Cabo de Salou y La Pineda; no obstante desde La Pineda hasta Tarragona la variación es escasa, con aumentos no superiores a 50 mg/L.

Respecto al año 1994 (fig. 11) se obtiene una imagen similar de la salinización del acuífero en su zona central al registrar incrementos globales de cloruros de apenas 50 mg/L, pero que decrecen suavemente hacia el continente ese mismo orden de magnitud. La zona más sensible al proceso de intrusión marina, el litoral de La Pineda-Tarragona, constata descensos de la concentración entre 887 y 1312 mg/L por la reducción en los bombeos de agua subterránea a partir de la entrada en funcionamiento del minitrasvase del Ebro, que conducen a una notable mejoría del proceso de intrusión natural en este tramo de costa. No obstante, en el intervalo 1994-1999 se han sucedido episodios puntuales de fuerte ascenso de la interfaz salina por los acusados bombeos y vertidos altamente salinos de la industria petroquímica, llegando a puntas de concentración de más de 9 g/L durante 1996.

La falta de puntos de control de intrusión marina en los acuíferos inferiores (mesozoico y mioceno basal) imposibilita el poder ofrecer un diagnóstico adecuado del mismo. La intrusión en estos acuíferos, que inicialmente era natural debido a un déficit de flujo (Torrens et al. 1987b, 1988), afectaba principalmente a amplias zonas de Tarragona, Salou, Mongons y Pallaresos donde puntualmente se alcanzaron concentraciones de hasta 10 g/L (IGME, 1989a; ITGE, 1992). No obstante, desde que la unidad hidrogeológica ha visto aumentados sus recursos hídricos con la incorporación de las aguas del Ebro, es predecible que se hayan reducido las concentraciones de cloruros y que haya retrocedido la posición de la cuña salina favorecidos por la progresiva reducción de bombeos y abandono de las explotaciones.

5.12.4 Caracterización de facies hidroquímicas

Para la caracterización química de las aguas subterráneas en ambos acuíferos se ha utilizado la red de control de calidad del IGME (fig. 12). La ACA cuenta no obstante con una densa red

de puntos para el control de la calidad independiente a la red del IGME. Los puntos de red utilizados ascienden a 22; de ellos 14 reflejan la situación del acuífero superior y 8 la del acuífero inferior. En las figuras 13 y 14 se muestran los diagramas de Piper respectivos para las últimas campañas de 1999 y 1994.

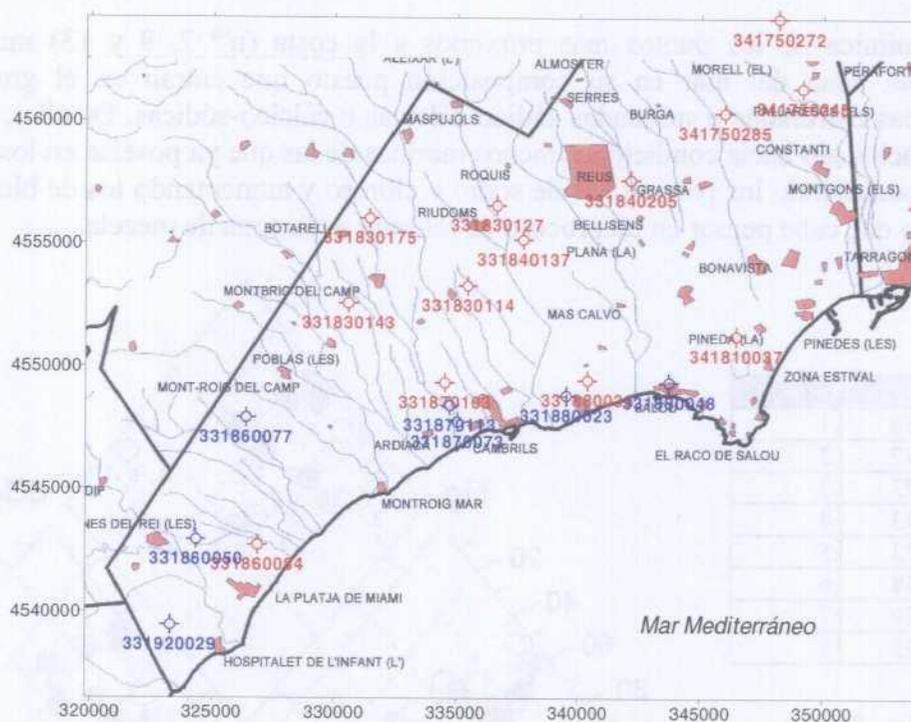


Figura 12: situación de las redes de calidad del IGME: ● acuífero inferior, ● acuífero superior.

PUNTO	ORDEN
331830114	1
331830127	2
331830143	3
331830175	4
331840137	5
331840205	6
331860084 (*)	7
331870103	8
331880036	9
341750245 (*)	10
341750272 (*)	11
341750285 (*)	12
341810037 (*)	13

- Octubre 1999
- Octubre- noviembre (*) 1994.

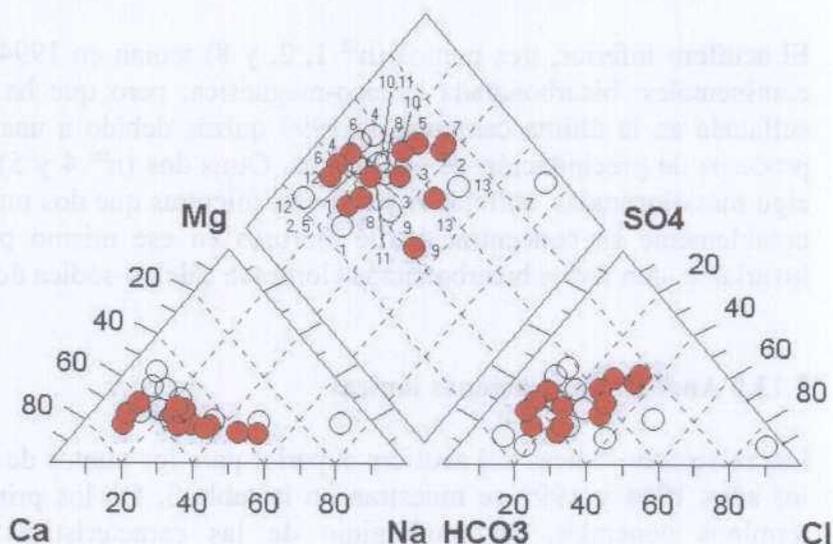


Figura 13: diagrama de Piper de la red de calidad del IGME para el acuífero superior

En términos generales, las aguas analizadas en las zonas internas del acuífero superior se incluyen en un grupo de facies bicarbonatada o bicarbonatada-sulfatada con catión calcio dominante, o calcio y sodio según los casos; dos muestras (n^{os} 2 y 5) tienen una componente

sulfatada mayoritaria que depende de la naturaleza de los materiales atravesados por el agua de recarga. Son aguas por tanto de origen netamente continental, que reflejan las características químicas de las zonas de recarga con variaciones poco significativas de facies respecto a las que ya mostraban en 1994.

La facies química de los puntos más próximos a la costa (n^{os} 7, 9 y 13) manifiesta la influencia del agua del mar en su composición puesto que entran en el grupo de las bicarbonatadas-cloruradas o sulfatadas sódico-cálcicas o cálcico-sódicas. De ellas, las n^{os} 7 y 13 han evolucionado hacia condiciones menos marinas de las que ya poseían en los muestreos de 1994, descendiendo los porcentajes de sodio y cloruro y aumentando los de bicarbonato y calcio, por lo que cabe pensar en un proceso de retirada de la zona de mezcla.

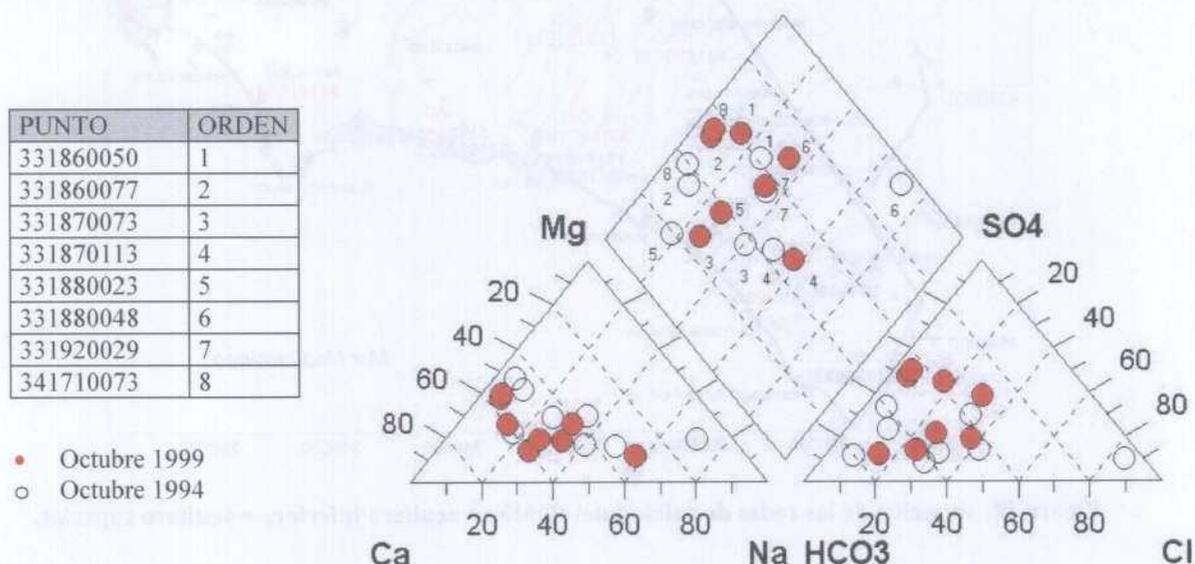


Figura 14: diagrama de Piper de la red de calidad del IGME para el acuífero inferior.

El acuífero inferior, tres puntos (n^{os} 1, 2, y 8) tenían en 1994 facies característica de aguas continentales: bicarbonatada cálcico-magnésica, pero que ha evolucionado hacia otra más sulfatada en la última campaña de 1999 quizás debido a una mayor incidencia marina o a procesos de precipitación de carbonatos. Otras dos (n^{os} 4 y 5) evolucionan también a facies algo más cloruradas, sulfatadas y sódicas; mientras que dos muestras más (n^{os} 3 y 6) reducen notablemente su concentración de cloruros en ese mismo periodo. La muestra n^o 7 está invariable, con facies bicarbonatada clorurada cálcico-sódica de cierta influencia marina.

5.12.5 Análisis de relaciones iónicas

Las relaciones iónicas del acuífero superior para los puntos de la red de calidad del IGME en los años 1994 y 1999 se muestran en la tabla 3. De los principales índices se deduce, en términos generales, un predominio de las características continentales en las aguas subterráneas, con escasa variación de las relaciones rNa/Cl y rSO_4/rCl , como así cabe esperar del gran número de puntos que se ubican en el interior de la unidad.

Bajos valores en la relación rCl/rCO_3H , inferiores a 1,4, se identifican con las aguas de procedencia continental; este aspecto, unido a los también índices menores que 0,5 en la

relación rMg/rCa vienen a confirmar estos hechos. No obstante, al comparar la evolución de los índices entre 1994 y 1999 se observa una clara evolución hacia un carácter menos marino de aguas que inicialmente poseían un importante factor de mezcla con las del mar, como son los puntos 331860084 y, en menor grado, 341810037 característicos de los sectores de L'Hospitalet y La Pineda respectivamente; estos puntos llegaron a tener índices de la relación rCl superiores a 44 y 9, o de hasta 15 en la relación rCl/rCO_3H .

En contraste con esta evolución destacan los procesos de aporte marino observados por el aumento de cloruros en los puntos 331830127 y 331840137, que tienen su reflejo también en las relaciones rCl/rCO_3H , rCl y rSO_4/rCl . Estos cambios coexisten con procesos de intercambio iónico y endurecimiento de las aguas, por cesión de Na y ganancia de Ca, demostrados en el descenso paralelo de las relaciones rNa/Cl y rMg/rCa .

PUNTO	RELACIONES IÓNICAS (acuifero superior)									
	rCl		rMg/rCa		rCl/rCO ₃ H		rSO ₄ /rCl		rNa/rCl	
	Oct 94	Oct 99	Oct 94	Oct 99	Oct 94	Oct 99	Oct 94	Oct 99	Oct 94	Oct 99
331830114	1.07	1.10	0.36	0.41	0.25	0.24	0.47	1.12	1.75	1.70
331830127	1.33	3.72	0.68	0.37	0.31	1.27	1.71	1.11	1.08	1.06
331830143	2.26	2.12	0.47	0.35	0.80	0.72	0.32	0.71	0.75	0.99
331830175	1.44	1.21	0.38	0.26	0.29	0.22	3.60	2.86	1.21	1.04
331840137	1.38	2.99	0.43	0.31	0.28	0.85	2.06	1.45	1.32	1.06
331840205	1.07	0.99	0.66	0.34	0.23	0.18	3.69	2.66	1.10	1.10
331860084(*)	44.67	3.95	1.94	0.33	15.56	1.39	0.10	1.21	0.82	1.06
331870103	1.44	1.95	0.38	0.45	0.43	0.40	1.79	0.61	1.18	1.12
331880036	1.69	1.78	0.45	0.40	0.46	0.42	0.70	0.75	1.59	2.06
341750245(*)	2.26	2.54	0.61	0.50	0.55	0.68	1.00	1.34	0.85	0.99
341750272(*)	2.26	1.64	0.61	0.51	0.55	0.37	1.00	1.34	0.85	1.17
341750285(*)	0.73	0.71	0.87	0.46	0.14	0.17	1.22	2.24	1.07	1.30
341810037(*)	9.17	4.17	0.59	0.36	1.56	0.77	0.44	0.92	1.05	1.24
Agua de mar	613.29		4.354		216		0.111		0.837	

Relaciones iónicas del agua del mar en Barcelona (Custodio, 1970 en Custodio y Llamas, 1983).

Tabla 2: relaciones iónicas ($r = \text{meq/L}$) del acuifero superior. (*) Noviembre 1994

PUNTO	RELACIONES IÓNICAS (acuifero inferior)									
	rCl		rMg/rCa		rCl/rCO ₃ H		rSO ₄ /rCl		rNa/rCl	
	Oct 94	Oct 99	Oct 94	Oct 99	Oct 94	Oct 99	Oct 94	Oct 99	Oct 94	Oct 99
331860050	2.90	1.89	0.65	0.43	0.83	0.43	0.95	2.71	0.84	0.85
331860077	0.85	0.54	0.88	0.68	0.18	0.12	1.97	8.42	0.98	1.22
331870073	1.78	0.73	0.40	0.24	0.47	0.20	0.29	0.85	1.66	2.02
331870113	2.26	2.12	0.46	0.37	0.56	0.50	0.42	0.84	1.58	2.12
331880023	1.13	2.03	0.38	0.36	0.10	0.39	1.44	0.59	1.23	1.16
331880048	42.92	3.19	1.90	0.39	16.46	1.01	0.12	1.25	0.81	1.09
331920029	3.50	3.05	0.85	0.63	0.95	0.85	0.34	0.52	0.83	0.86
341710073	0.48	0.54	1.01	0.73	0.11	0.12	4.99	9.55	0.91	1.14
Agua de mar	613.29		4.354		216		0.111		0.837	

Relaciones iónicas del agua del mar en Barcelona (Custodio, 1970 en Custodio y Llamas, 1983).

Tabla 3: relaciones iónicas ($r = \text{meq/L}$) del acuifero inferior

Las relaciones para el acuifero inferior (tabla 3) muestran una situación parecida en la evolución de los índices. Así, se detecta un incipiente retroceso de la intrusión marina en el periodo 1994-1999 para puntos del área de Cambrils (331880048, en especial, 331870113 y 331870113), donde el descenso observado en las relaciones rCl y rCl/rCO_3H contrastan con la continuidad actual de procesos de intercambio iónico y endurecimiento (descenso de las

relaciones rNa/Cl y rMg/rCa). En el lado opuesto, un ligero avance marino es detectado en la evolución inversa de los índices de puntos situados entre Cambrils y Salou (331880023).

5.12.6 Diagnóstico del estado actual del acuífero

El acuífero superior presenta un grado de salinización desigual tanto por su origen como por su distribución geográfica a lo largo de la franja costera de la unidad hidrogeológica.

La salinización de los acuíferos superiores mio-plio-cuaternarios es muy pequeña en la zona central de la unidad (Montroig-Cambrils) donde la concentración de cloruros oscila entre los 100 y 200 mg/L, mientras que en las zonas más al norte (Salou-Tarragona) y más al sur de la unidad (L'Hospitalet del Infant) aumenta considerablemente. Esta desigualdad no sólo está ligada al volumen de extracciones y a la mayor o menor continuidad de los años secos, sino también a la naturaleza geológica de las formaciones acuíferas (Custodio, 1981). La salinización natural del acuífero adopta la forma de los grandes conos de deyección de manera que las partes más permeables y potentes de los mismos, como son las zonas proximales o medias de los abanicos, caracterizados por una gruesa granulometría, ven favorecida la mayor penetración tierra adentro del mar; todo lo contrario de lo que sucede en las zonas distales y de interabanicos, donde la menor potencia y permeabilidad de unos materiales más finos ejercen de barrera natural a la intrusión salina.

Con anterioridad a la llegada de las aguas del Ebro al litoral tarraconense existía un déficit de balance hídrico que tenía su inmediata respuesta en una zona especialmente sensible a la intrusión marina natural: entre Salou y Tarragona y en el curso bajo del río Francolí. Posteriormente, el creciente desarrollo de sectores industriales y turísticos en zonas donde la calidad del agua subterránea no estaba garantizada y que son consumidores de importantes recursos de agua, no hizo más que incrementar el proceso de salinización natural y sustituirlo por otro de origen antrópico, permitiendo que se alcanzaran puntas de concentración de cloruros de hasta 9 g/L. Sin embargo, desde comienzos de la década de los años 90, esta situación ha ido remitiendo paulatinamente hasta acercarse a su situación natural gracias a una reducción de bombeos y abandono de explotaciones, siendo habitual encontrar actualmente concentraciones de cloruros por debajo de los 1000 mg/L pero que, aún hoy en día, ocasionalmente, y en función de la demanda industrial, pueden dar máximos más elevados.

Adicionalmente, en el interior del acuífero, al sur de Montroig del Camp, se observa un incipiente cono de salinización por ascenso de la interfaz salina originado por los bombeos de ciertas instalaciones deportivas.

En cuanto al acuífero mesozoico, todo parece indicar que el déficit del flujo de descarga hacia el mar mantenga un estado de intrusión natural en esas formaciones.

5.12.7 Evolución previsible y posibles actuaciones

En la figura 15 se recogen las evoluciones de las concentraciones de cloruros de los principales puntos de la red de control de intrusión del IGME desde 1983, observando dos desarrollos distintos:

Una zona central de la unidad hidrogeológica, que incluye a los puntos del acuífero superior entre Montroig del Camp y Salou, donde la evolución de los cloruros es progresivamente creciente, habiendo aumentado desde los inicialmente 50-125 mg/L en 1983 hasta los 130-250 mg/L actuales. Sin ser concentraciones excesivamente elevadas sí son indicativas de un proceso activo de intrusión y avance de la interfaz salina, como así es detectado también en el mapa de isovariación de cloruros respecto a 1994 y en las relaciones iónicas de algunos puntos de la red de calidad.

Por otro lado, los sectores de Salou-Tarragona y de L'Hospitalet del Infant muestran una evolución decreciente desde concentraciones de 1 a 9 gr/L en 1983 hasta valores generalmente inferiores a 1 gr/L en la actualidad. Son zonas donde hace apenas unas décadas existía una intensa explotación, pero que gracias a la llegada del agua del Ebro se crearon las condiciones favorables para favorecer el retroceso de la cuña salina. La aparente estabilidad de las concentraciones de cloruros en algunos puntos en los últimos 4 ó 5 años parece indicar el estancamiento de este proceso toda vez alcanzada una situación de equilibrio con las condiciones naturales del acuífero.

Del mantenimiento de la relación actual entre la demanda y las extracciones de agua subterránea dependerá la posición de la interfaz durante los próximos años. No obstante, la fuerte presión ambiental que ejerce el sector turístico no parece que vaya a mejorar esta situación, sino más bien a una incrementar la degradación de la calidad, que ya se manifiesta en algunos sectores concretos del acuífero (Montroig del Camp-Cambrils).

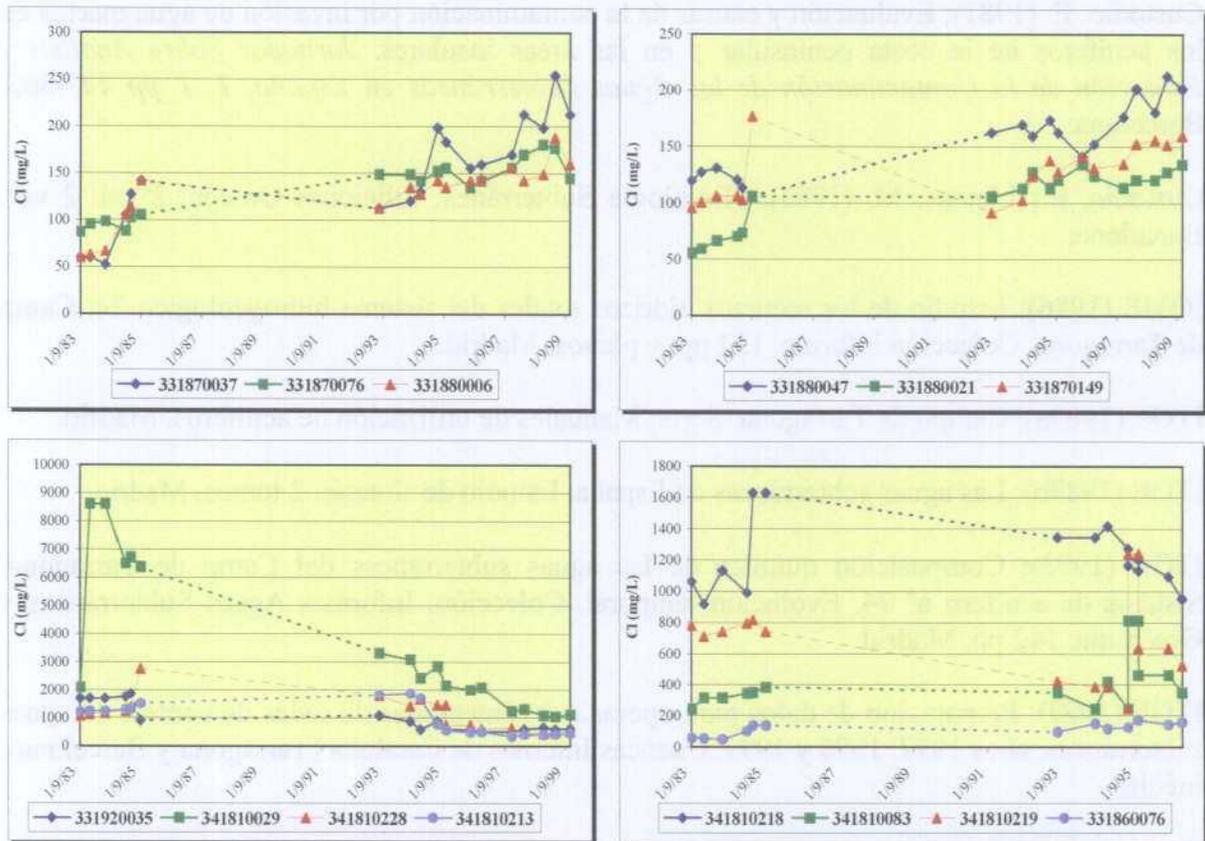


Figura 15: diagramas de evolución de cloruros para la red de intrusión del IGME (acuífero superior).

Como medidas preventivas para evitar el proceso de intrusión se hace necesaria una disminución de las extracciones en las zonas más salinizadas de la unidad, hecho que ha de ir necesariamente acompañado de una reubicación de las captaciones hacia el interior o hacia las zonas de recarga de los acuíferos, con sondeos de pequeña profundidad, caudal de explotación no superior a los 2 L/s y descensos que no profundicen más allá de la cota del mar.

Otras medidas necesarias son el control de vertidos altamente salinos de las actividades industriales, que pueden infiltrarse en el acuífero y contribuir a su salinización; control de la infiltración de las aguas residuales y de las dotaciones de riego, que puede dar lugar a una mayor concentración de sales por el retorno de riegos.

La explotación del acuífero plioceno marino de las *Ebro Sandstone* se vislumbra también como una alternativa interesante para reducir la explotación del acuífero superior, pero que en todo caso ha de ir acompañada de un completo plan y control de explotación que evite su potencial salinización.

Referencias bibliográficas

Carnicer, C.; Garrido, E. (1988): Perspectivas de explotación del acuífero del Plioceno marino del sector de Reus. XXII Curso Internacional de Hidrología Subterránea, Barcelona. Inédito.

Custodio, E. (1981): Evaluación y causas de la contaminación por invasión de agua marina en los acuíferos de la costa peninsular y en las áreas insulares. *Jornadas Sobre Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España, T. I, pp 447-503*. Barcelona.

Custodio, E.; Llamas, M. (1983): Hidrología Subterránea. Ediciones Omega, 2ª ed. 2 vol. Barcelona.

IGME (1986): Estudio de los recursos hídricos totales del sistema hidrogeológico 74. Camp de Tarragona. Colección informe. 132 pp. y planos. Madrid.

ITGE (1989a): Campo de Tarragona. Serie: Manuales de utilización de acuíferos. Madrid.

ITGE (1989b): Las aguas subterráneas de España. Estudio de síntesis. 2 tomos. Madrid.

ITGE (1992): Composición química de las aguas subterráneas del Camp de Tarragona. Sistema de acuífero nº 74. Evolución temporal. Colección: Informes Aguas Subterráneas y Geotecnia. 142 pp. Madrid.

ITGE (1999): Preparación de datos para operaciones integradas de redes de control de aguas subterráneas, años 1997, 1998 y 1999. Cuencas Internas de Cataluña (Tarragona y Barcelona). Inédito.

Torrens, J.; Alfonso, P.; López Geta, J.; Ramos, G.; Azcón, A. (1987a): La estructura geológica profunda del campo de Tarragona. *IV Simposio de Hidrogeología. T. XI, pp 193-207*. Palma de Mallorca.

Torrens, J.; Alfonso, P.; López Geta, J.; Ramos, G.; Azcón, A. (1987b): Nuevas aportaciones al conocimiento de la intrusión salina en los acuíferos del Camp de Tarragona. *IV Simposio de Hidrogeología. T. XII, pp 207-222*. Palma de Mallorca.

Torrens, J.; Alfonso, P.; Flores, J.; Ramos, G.; López Geta, J. (1988): La intrusión marina en el litoral tarraconense. *Tecnología de la intrusión en acuíferos costeros*. Reunión Almuñecar. ETS de Ing. de Minas-ITGE. 3 vols. Madrid.

5.13 UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.28 PERELLÓ

5.13.1 Descripción hidrogeológica

En el sector meridional catalánide comprendido entre Vandellós y las depresiones del Ebro y Mora se alza el macizo calizo dolomítico responsable del conjunto de relieves próximos al mar Mediterráneo y que definen a la unidad hidrogeológica de Perelló. La rápida infiltración de las precipitaciones y el marcado carácter cárstico de las sierras de Cardó, Vandellós o Esteve impiden que se desarrolle una escorrentía superficial permanente configurando una red de drenaje mal jerarquizada distribuida entre numerosos barrancos de marcado régimen estacional.

La unidad se extiende por unos 663 km² repartidos entre las cuencas del Ebro y del Pirineo Oriental (fig. 1); sólo en esta última cuenca su extensión es de 263 km². Limita al N y O con las formaciones de la unidad hidrogeológica del Bajo Ebro-Montsiá (09.8.21), al S con el delta del río Ebro, y por su extremo oriental con las unidades de Vandellós-Llavería (10.27) y Campo de Tarragona (10.25), mientras que al sudeste se enfrenta con el mar Mediterráneo.

La mayor extensión, 525 km², corresponde a la subunidad El Perelló (10.28.01) formada por materiales calizo dolomíticos jurásicos y cretácicos de los bloques plegados y fracturados de Cardó y Tivissa, que están discordantes en la serie estratigráfica con el zócalo paleozoico y con la fosa tectónica del Plá de Burgans que los separa, rellena ésta de materiales terciarios y cuaternarios

Las planas litorales cuaternarias de L'Ametlla (10.28.02) y L'Aldea (10.28.03), formadas por gravas, arenas, limos y conglomerados, ocupan tan apenas 65 y 73 km² respectivamente pero, no obstante, su interés hidrogeológico es elevado puesto que son objeto de la mayor explotación al ser asiento de buena parte de la población censada en la unidad y de algunos enclaves turísticos litorales.

En el aspecto hidrogeológico se distinguen varias formaciones acuíferas mesozoicas interconectadas entre sí, de naturaleza principalmente carbonatada y funcionamiento mixto, libres en las sierras y confinados bajo las fosas pliocuaternarias litorales, que son permeables en grado variable por fisuración y carstificación. Un segundo grupo lo constituyen las formaciones superficiales cuaternarias que delimitan acuíferos detríticos libres permeables por porosidad primaria:

- Las dolomías, calizas y calizas margosas del Muschelkalk inferior y superior definen un acuífero regional profundo; posee al menos 100 m de espesor, transmisividad de 10 a 30 m²/día en la zona de Benifallet-Rasquera, aunque en otras partes de la unidad llega a 450 m²/día, y coeficientes de almacenamiento de hasta 0,2.
- Calizas y dolomías del Lías, que en conjunto alcanzan los 250 a 300 m de espesor, con transmisividades de 400 a 6000 m²/día.
- Las calizas del Jurásico superior y las dolomías de la transición al Cretácico son las más extendidas, pero con espesor variable que en la zona del Cardó puede llegar a los

600 m en su conjunto. La transmisividad oscila entre 30 y 500 m²/día con coeficientes de almacenamiento comprendidos entre 10⁻⁴ y 10⁻².

- El acuífero barremitense-aptiense del Cretácico inferior tiene un espesor medio de 350 m, aflora en unos 140 km² de la unidad pero se explota principalmente en el sector de las planas litorales donde queda sumergido y donde registra transmisividades medias de unos 100 m²/día.
- Los piedemontes cuaternarios de las planas de L'Ametlla y L'Aldea rellenan unas semifosas en el margen continental sobre formaciones mesozoicas que afloran más al norte y oeste en los relieves montañosos; el piedemonte de ésta última conecta hidráulicamente con los limos y arenas del delta del Ebro (IGME, 1983). Son acuíferos detríticos cuyo espesor máximo puede alcanzar los 150 m y transmisividad entre 50 y 750 m²/día.
- El cuaternario y plioceno del Plá de Burgans, de 10 km² de superficie, es un acuífero detrítico conectado con el mesozoico infrayacente, que actúa principalmente como área de recarga en un sector donde existe una divisoria del flujo subterráneo.



Figura 1: esquema hidrogeológico de la unidad Perelló (modificado de ITGE, 1989).

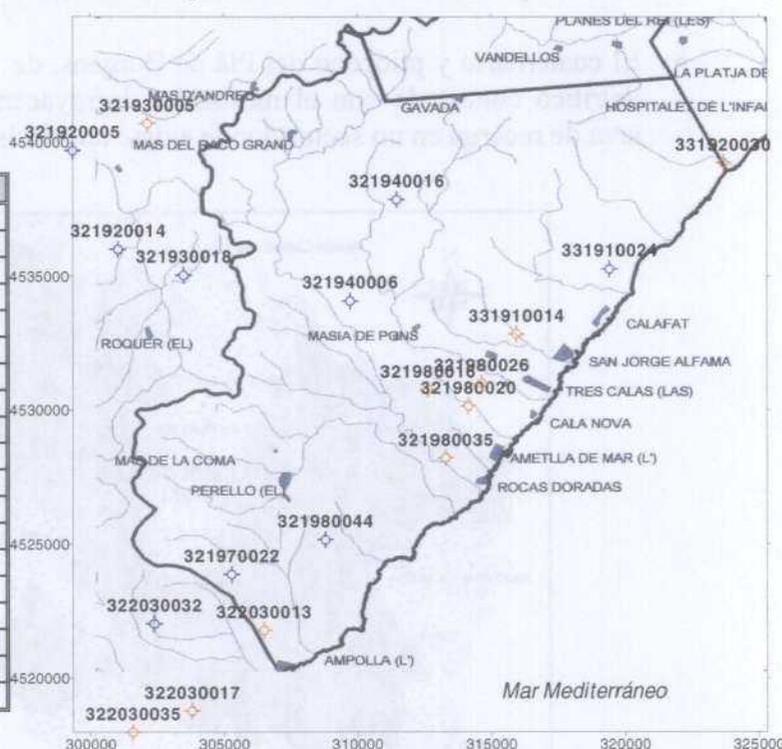
Una aproximación al balance de las aguas subterráneas (ITGE, 1994) establece la entrada total de agua a la unidad en unos 112 hm³/año: 109,8 hm³/año proceden de la infiltración de las precipitaciones sobre el mesozoico de El Perelló (93,3 hm³/año) y sobre las planas de L'Ametlla (9 hm³ anuales) y L'Aldea (7,5 hm³/año); además 2,2 hm³/año proceden del retorno de riego de esta última plana.

Las salidas se reparten entre los 16,3 hm³ anuales que pasan difusamente al río Ebro y a su Delta, los 4,2 hm³ anuales en bombeos destinados al riego o al abastecimiento, y los cerca de 56,3 hm³/año que se vierten al mar en el flujo subterráneo difuso; otros 35 hm³ restan como transferencia entre las distintas subunidades.

5.13.2 Análisis de la piezometría y su evolución

El IGME realiza un control periódico de los niveles piezométricos de la unidad de El Perelló desde comienzos de la década de los años ochenta. Los puntos de la red piezométrica utilizados en la elaboración de los mapas de isopiezas para las dos últimas campañas de 1999 (mayo y octubre) se recogen en la tabla 1 y su localización geográfica en la figura 3; en total son 19 piezómetros: 9 recogen la evolución de los acuíferos mesozoicos y 10 la evolución del manto freático en los acuíferos superficiales de las planas.

PUNTO	UTM X 31	UTM Y 31	Z (m s.n.m.)
321920005	299345	4539705	200,00
321920014	301048	4536012	200,00
321930005	302155	4540699	115,00
321930018	303510	4535053	170,00
321940006	309736	4534093	125,00
321940016	311478	4537880	220,00
321970022	305299	4523878	110,00
321980016	312646	4530767	85,00
321980020	314156	4530154	55,00
321980026	314646	4530996	55,00
321980035	313306	4528209	30,00
321980044	308810	4525176	95,00
322030013	306495	4521782	40,00
322030017	303808	4518766	58,00
322030032	302399	4522032	130,00
322030035	301590	4517975	55,00
331910014	315958	4532841	40,00
331910024	319440	4535279	45,86
331920030	323677	4539232	30,00



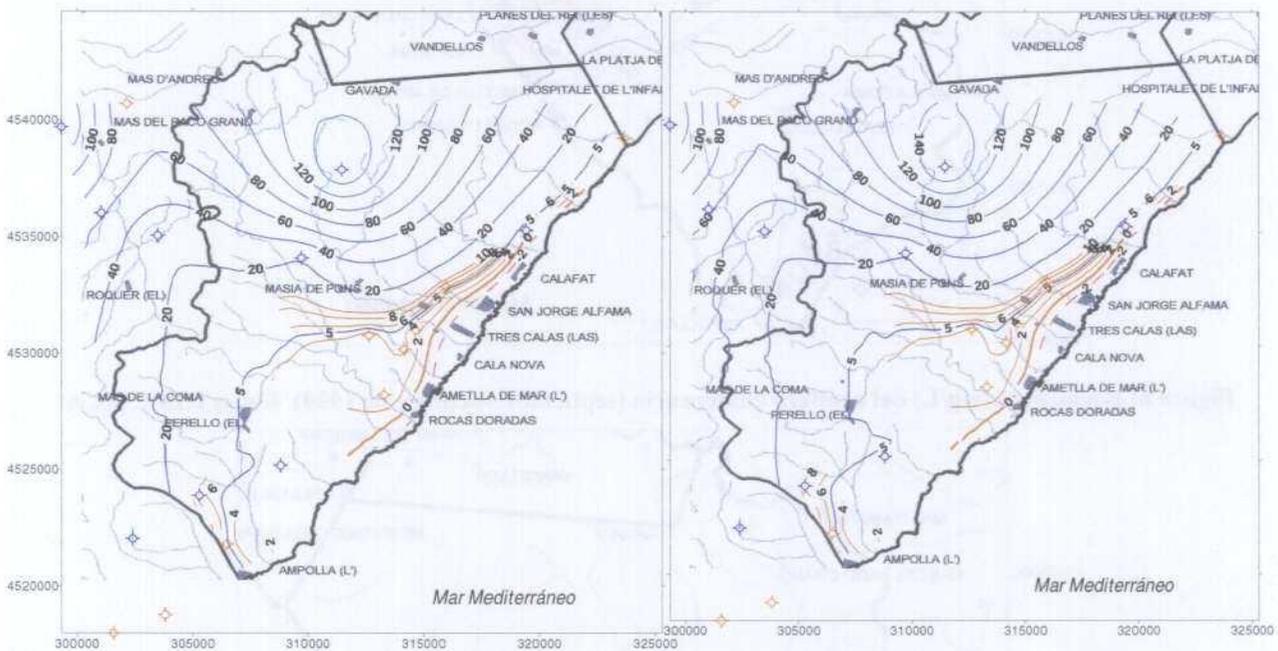
● acuíferos mesozoicos; ● acuíferos cuaternarios.

Tabla 1 y figura 3: puntos de control de la red piezométrica del IGME

Las isopiezas en la campaña de octubre de 1999 (fig. 5) reflejan una disposición y unos niveles similares a los registrados en 1993 (ITGE, 1994). Un esbozo piezométrico del conjunto de acuíferos mesozoicos sitúa las cotas más elevadas de los niveles en los más de 163 m s.n.m. para los bloques de Tivissa-Vandellós o los 145 m s.n.m. del bloque de Cardó, que disminuyen con gradientes fuertes, superiores a 0,02, hacia la costa desde los afloramientos mesozoicos y, especialmente, desde Gavada donde son probables las discontinuidades hidrogeológicas entre bloques. Por el contrario, en el sector central comprendido entre Rasquera, Perelló y L'Ametlla se describen unos gradientes más bajos, del orden de 0,004 o inferiores, puesto que la isolínea de 60 m s.n.m. penetra más de 15 km hacia el interior. Algo más al norte de esta alineación parece observarse una inversión del flujo que se dirigiría hacia la cubeta de Mora, estableciendo de esta forma una divisoria de aguas subterráneas a la altura del Plá de Burgans.

En el acuífero cuaternario de L'Ametlla los gradientes son de 0,002 o inferiores. Las cotas piezométricas más elevadas están sobre los 10 m s.n.m. a unos 5 km de la costa, mientras que cerca de esta y en el sector norte se llegan a medir niveles por debajo del mar de poco más del metro. En la zona de L'Ampolla y la Plá de L'Aldea los gradientes son superiores puesto que la isolínea de 10 m s.n.m. se aproxima notablemente a la franja costera, situándose a menos de 3 km de distancia.

No existen diferencias significativas respecto al estado del acuífero en mayo de 1999 (fig. 4), que dibuja una piezometría muy similar a la de octubre. Las variaciones de niveles son poco significativas en todos los casos y se sitúan en el rango de los escasos decímetros.



~ Isopiezas acuíferos mesozoicos. ~ Isopiezas acuíferos cuaternarios.

Figuras 4 y 5: piezometría en m s.n.m. (mayo y octubre de 1999)

5.13.3 Análisis de la situación respecto a la intrusión marina

El IGME y la ACA disponen de redes de control de la intrusión salina en la unidad de Perelló. Los mapas de evolución de cloruros han sido realizados conjuntamente con los datos recogidos por las redes de intrusión y calidad de ambos Organismos que suma 45 puntos de control: 24 corresponden a las redes del IGME y 21 a las redes de la ACA; de ellos 30 reflejan la situación de los acuíferos cuaternarios y 15 puntos las de los acuíferos mesozoicos. La situación de la intrusión salina del acuífero de Plá de L'Aldea es tratada en detalle junto con la descripción del delta del Ebro, dentro de la unidad del Bajo Ebro-Montsiá.

La figura 6 recoge las líneas de igual concentración en cloruros de los acuíferos superiores o cuaternarios durante la campaña de septiembre-octubre de 1999, posterior al periodo de máxima demanda de recursos subterráneos. En ella se observa el elevado grado de salinización existente en los cuaternarios de L'Ampolla y, especialmente, de la Plá de L'Ametlla donde la intrusión marina es detectada prácticamente en toda su extensión.

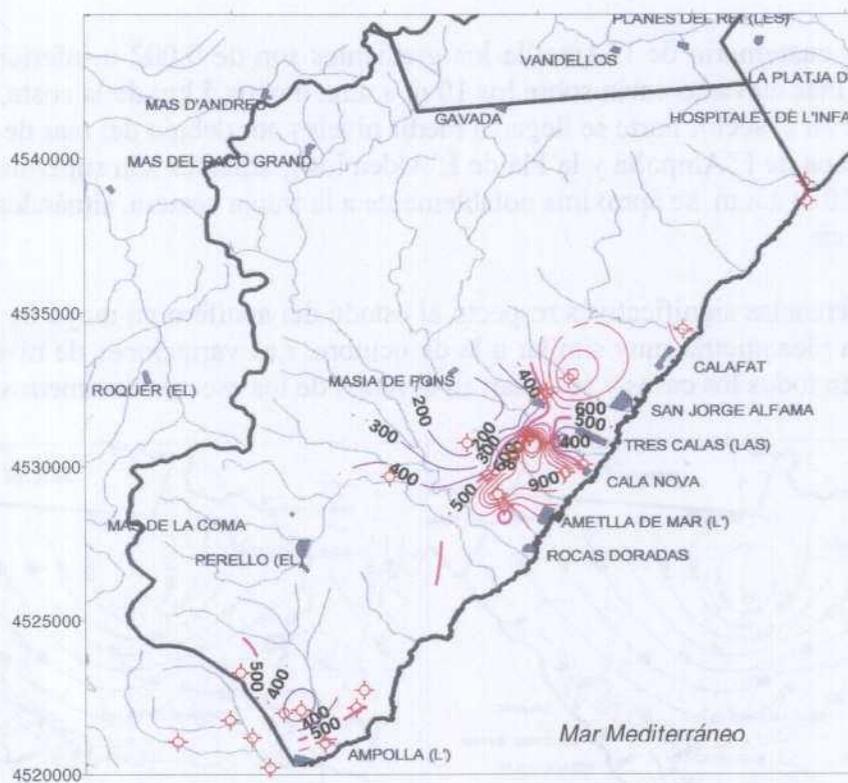


Figura 6: isocloruros (mg/L) del acuífero cuaternario (septiembre-octubre de 1999). Redes IGME-ACA

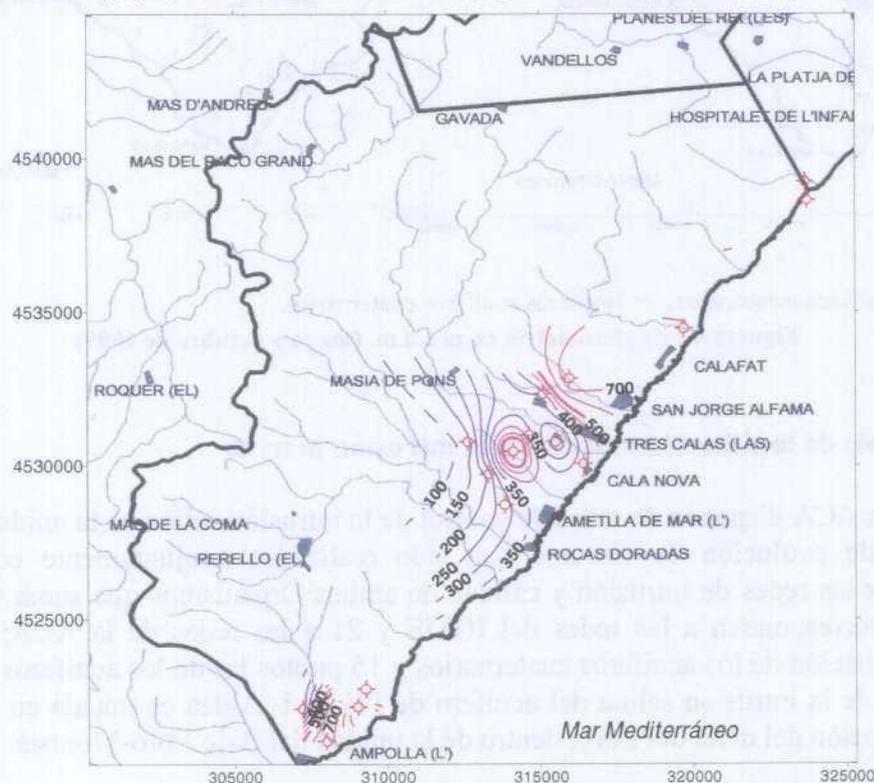


Figura 7: isocloruros (mg/L) del acuífero cuaternario (mayo 1999). Red IGME

En este último, la isolínea de 500 mg/L de cloruros penetra unos 2,5 km hacia el continente, aproximadamente en la perpendicular de L'Ametlla de Mar, pero supera esta distancia en las urbanizaciones de San Jorge y Calafat donde los efectos de los bombeos para abastecimiento de L'Ametlla de Mar y de otras urbanizaciones próximas permiten alcanzar concentraciones

del ión de 957 mg/L; las máximas concentraciones son no obstante superiores a 1800 mg/L en el área más intrusionada. Sólo en los sectores más septentrionales del acuífero (sector de Masía del Pons) se perciben concentraciones inferiores a 200 mg/L.

Más al sur, en el área de L'Ampolla, un hipotético incremento respecto a otras zonas de la unidad del flujo regional de descarga de los acuíferos mesozoicos contribuye a explicar la contención del frente de intrusión marina a una estrecha franja paralela a la costa, reteniendo la isolínea de 500 mg/L aproximadamente a 1250 m en el interior del continente. Circunstancia similar parece suceder en L'Hospitalet de L'Infant donde los flujos regionales favorecen el que la isolínea de 500 mg/L se sitúe a escasos centenares de metros de la costa. Hacia el interior de L'Ampolla se detectan no obstante algunos conos de mayor salinización generados por bombeos que elevan el contenido de cloruros hasta los 1000 mg/L.

La figura 7 muestra el estado del acuífero en los meses previos a la máxima demanda de agua. La ausencia de algunos análisis en esta campaña desdibuja ligeramente el trazado respecto a la campaña posterior aunque, no obstante, se ponen igualmente en evidencia los sectores de mayor grado de afección de la intrusión marina: las urbanizaciones de San Jorge, Calafat, la zona norte de L'Ametlla de Mar.

Los niveles de cloruros descienden por lo general en casi todos los puntos de control aunque sin llegar a diferencias acusadas (hasta de 200 mg/L). Destaca por el contrario un fuerte ascenso al este de L'Ampolla, en la zona de Cap Roig, donde los cloruros duplican su concentración hasta superar los 1100 mg/L.

Un esbozo del estado actual de la intrusión marina para el conjunto del acuífero mesozoico muestra que también se percibe un cierto grado de salinización por avance de la cuña salina aunque su distribución espacial y temporal difiere de la descrita para los acuíferos de las planas cuaternarias.

Tanto las diferencias de transmisividad de las formaciones mesozoicas como los bajos gradientes hidráulicos condicionan la aparición de un área de intrusión marina natural entre Cap Roig y L'Ametlla de Mar donde se conjugan elevadas transmisividades y bajos gradientes. Además, la presencia de algunas captaciones para abastecimiento, como la de El Perelló, incrementan el avance de la cuña salina, de manera que actualmente la isolínea de 500 mg/L aparece a unos 5-7 km en las áreas más afectadas dependiendo de la época del año.

Fuera de este sector parece que se conjugan las condiciones adecuadas para que el avance de la cuña salina no sea tan pronunciado: bajas transmisividades al sur, entre Cap Roig y L'Aldea, y fuertes gradientes de piezometría entre L'Ametlla de Mar y L'Hospitalet de L'Infant. Este hecho es puesto de relieve en la situación del acuífero tanto en las campañas de mayo como de septiembre-octubre de 1999 (figuras 8 y 9), donde las variaciones más destacadas son atribuidas especialmente a diferencias en cuanto al número de análisis cotejado.

Valores absolutos sitúan la concentración de cloruros en torno a máximos de 1000 mg/L en la zona de Cap Roig o de 1330 mg/L junto al abastecimiento a El Perelló, mientras que valores inferiores a 50 mg/L se localizan principalmente en las zonas internas de la unidad hidrogeológica.

Respecto a la evolución de la salinización frente al año 1998 (fig. 10) hay que destacar el acusado descenso del sector occidental del acuífero cuaternario de la Plá de L'Ametlla, de 950 mg/L, y de sectores como los de L'Ampolla-Cap Roig y Calafat con descensos de la concentración de cloruros de unos 700 y 200 mg/L respectivamente. En estos casos el factor desencadenante ha tener en cuenta ha sido posiblemente la reducción de la explotación por una deficiente calidad del agua captada durante largos periodos de tiempo.

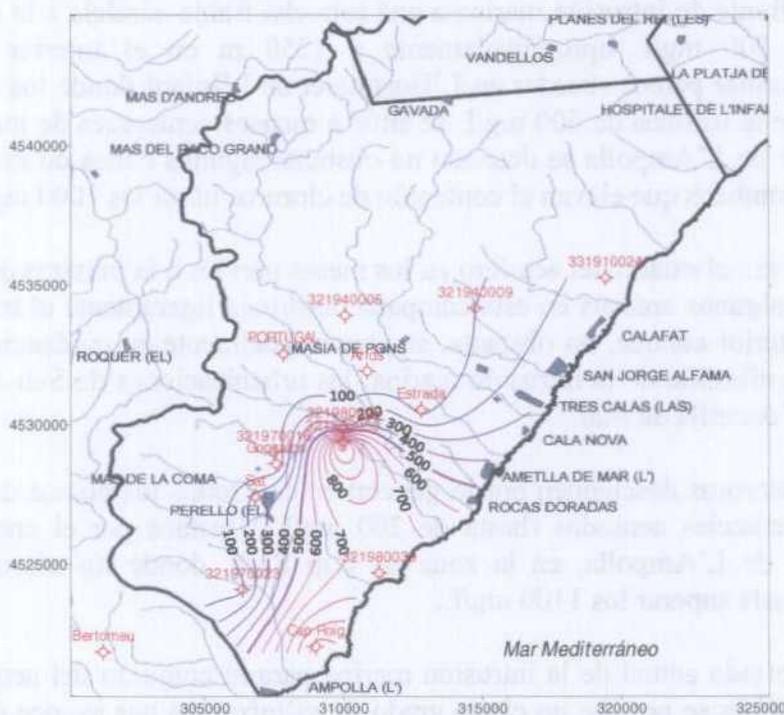


Figura 8: isocloruros (mg/L) del acuífero mesozoico (septiembre-octubre de 1999). Redes IGME-ACA

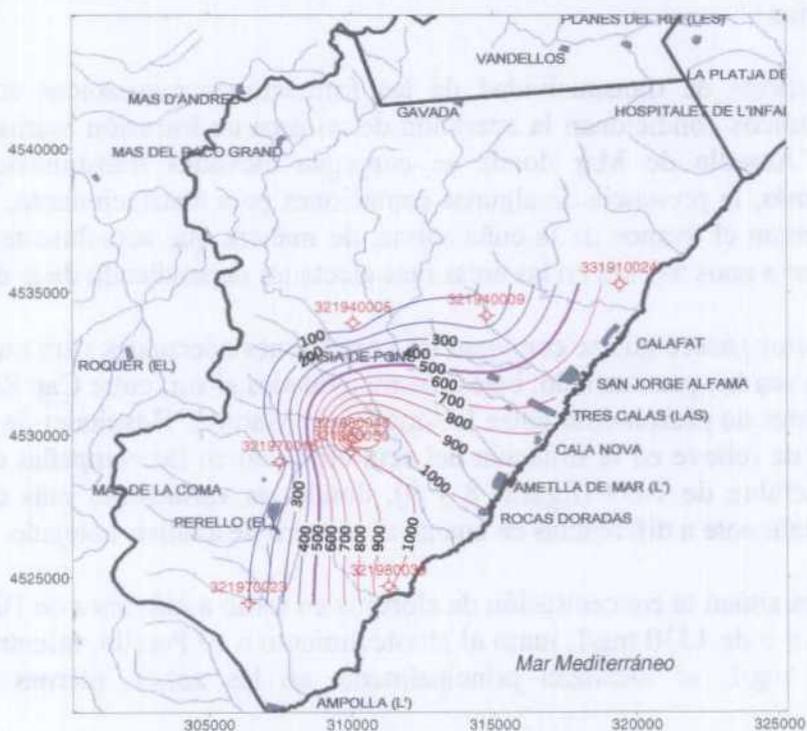


Figura 9: isocloruros (mg/L) del acuífero mesozoico (junio 1999). Red IGME

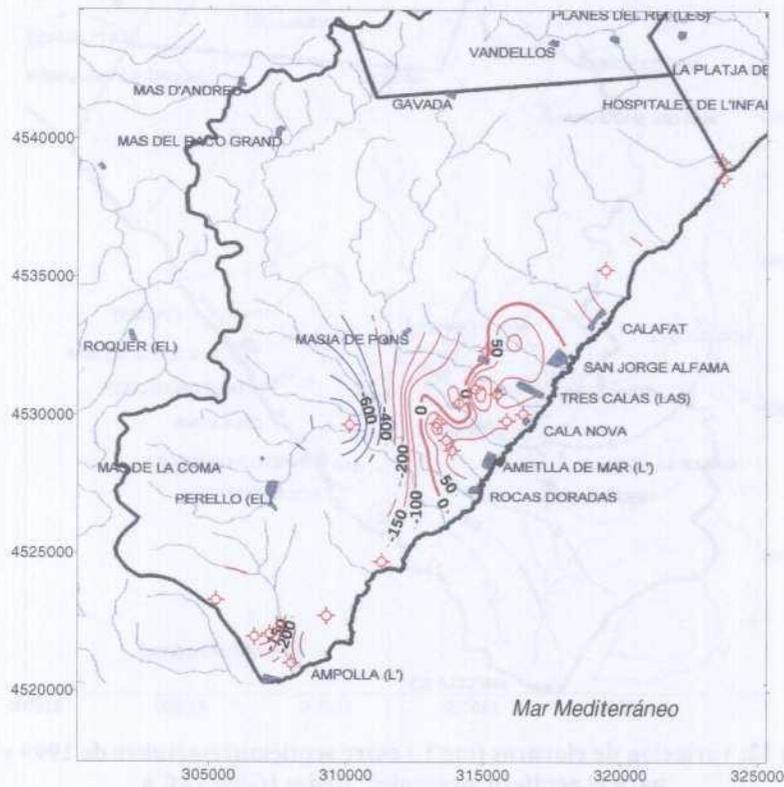


Figura 10: variación de cloruros (mg/L) entre septiembre-octubre de 1999 y 1998 para el acuífero cuaternario. Redes IGME y ACA.

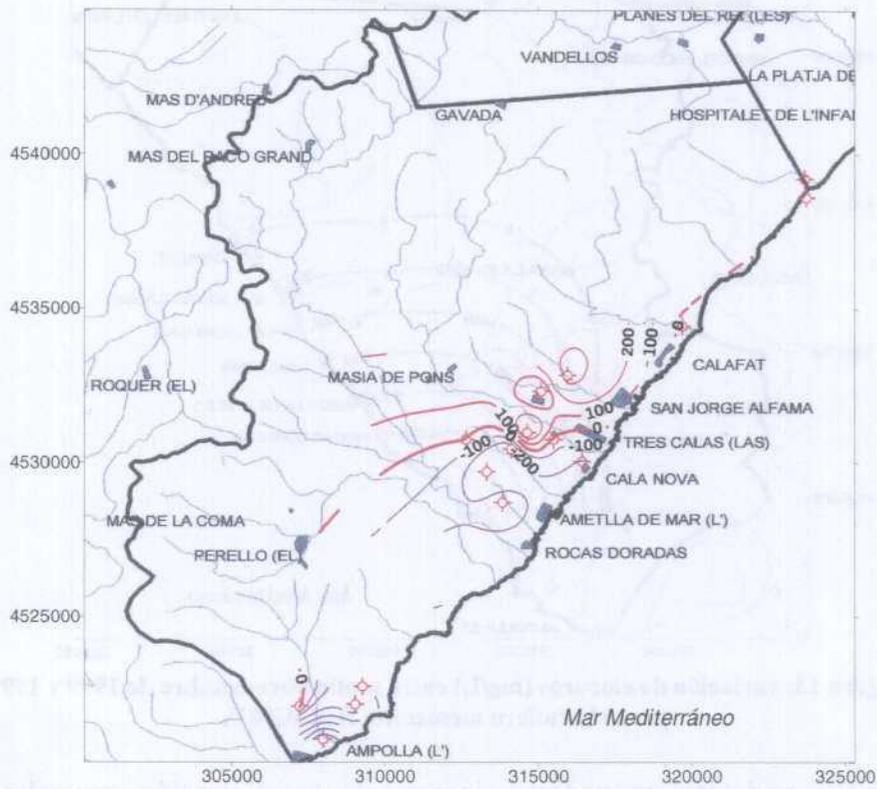


Figura 11: variación de cloruros (mg/L) entre septiembre-octubre de 1999 y 1994 para el acuífero cuaternario. Red IGME.

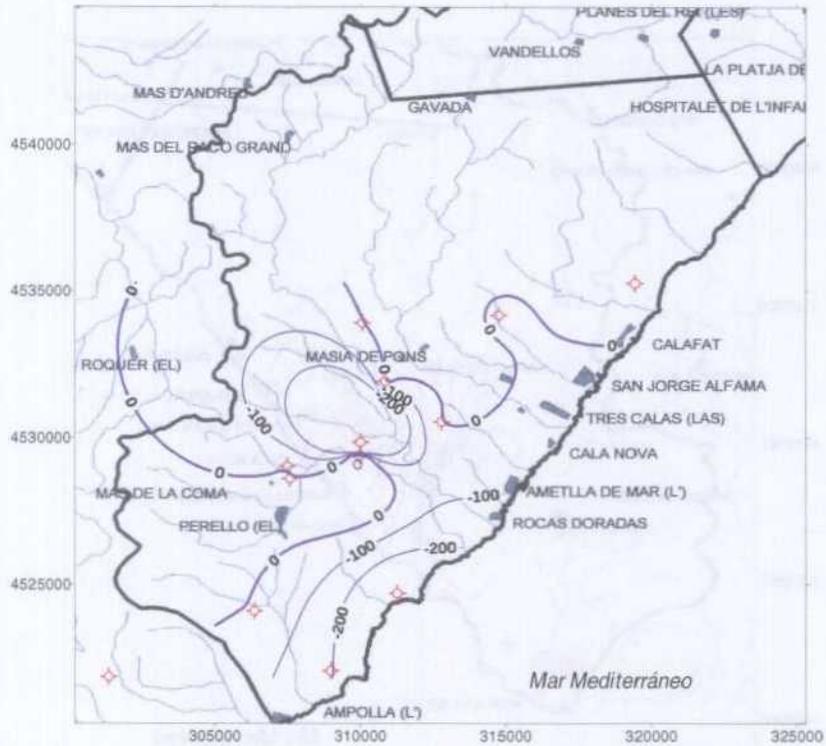


Figura 12: variación de cloruros (mg/L) entre septiembre-octubre de 1999 y 1998 para el acuífero mesozoico. Redes IGME-ACA.

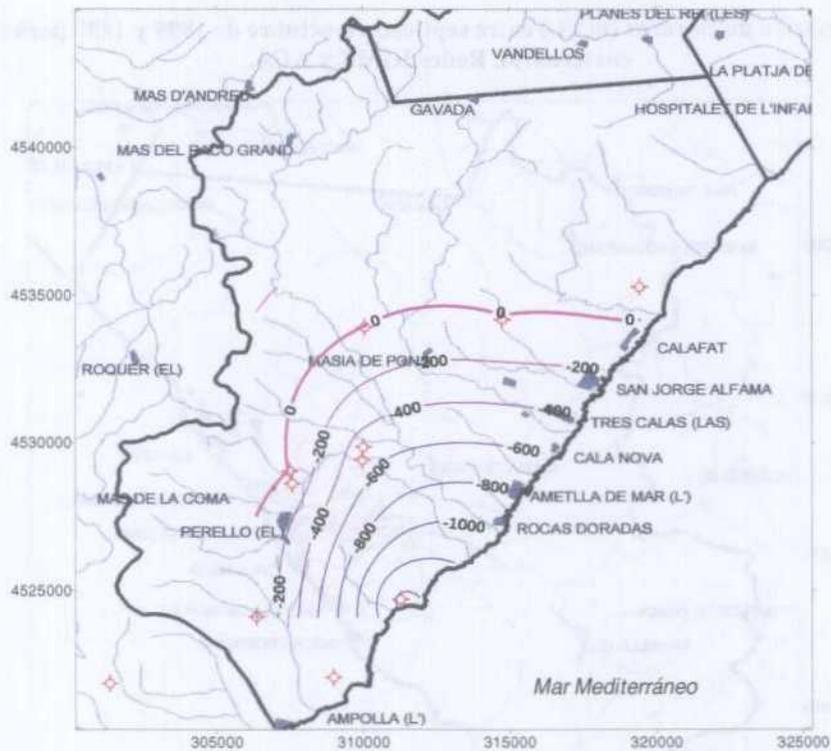


Figura 13: variación de cloruros (mg/L) entre septiembre-octubre de 1999 y 1994 para el acuífero mesozoico. Red IGME.

En el lado opuesto se detecta un moderado incremento de salinización, generalmente inferior a los 160 mg/L, hasta un frente situado a 2,5 km de promedio en la zona central del acuífero

de L'Ametlla (línea de isovariación cero de cloruros); no obstante existen incrementos puntuales de hasta 418 mg/L por un aumento de la demanda de agua.

La evolución durante los últimos cinco años (figura 11) es muy favorable en L'Ampolla donde se constatan descensos de hasta 675 y 1454 mg/L. En la zona central de L'Ametlla de Mar los descensos son menos acusados, de hasta 355 mg/L, que gradualmente pasan a variaciones positivas conforme se analizan posiciones más septentrionales del acuífero, llegando a los 511 mg/L del abastecimiento a L'Ametlla.

Para el acuífero mesozoico (figuras 12 y 13) se establece también un modelo teórico que describa su evolución durante estos últimos cinco años, aunque destacando que la carencia de datos y puntos de observación puede alterar localmente las conclusiones.

Así, las variaciones de los flujos regionales de descarga, que son consecuencia del aumento del régimen de precipitaciones en el periodo considerado, y las oscilaciones en la demanda de agua subterránea pueden explicar, en su conjunto, los notables descensos registrados en la zona de mayor intrusión salina entre Cap Roig y L'Ametlla de Mar, que llegan hasta los 1454 mg/L de retroceso máximo, pero que tienen en el lado opuesto incrementos de salinización escasos, en todo caso inferiores a 240 mg/L si se analiza la evolución respecto al año 1998.

5.13.4 Caracterización de facies hidroquímicas

La caracterización química de las aguas subterráneas parte de las redes de control de calidad del IGME y de la ACA. Los puntos de red utilizados son manantiales o sondeos cuyo número asciende a 17 (fig. 14); 8 reflejan la situación de los acuíferos cuaternarios y 9 hacen lo propio con los acuíferos mesozoicos. En las figuras 14 y 15 se dibujan los diagramas de Piper representativos de ambos acuíferos para las últimas campañas de 1999 y 1994.

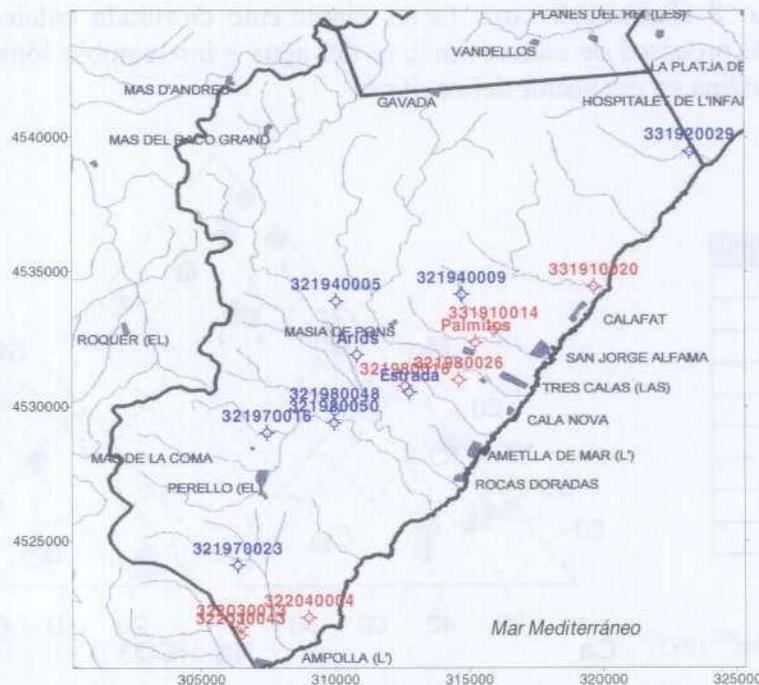


Figura 14: situación de las redes de calidad IGME y ACA:

- acuíferos mesozoicos, • acuíferos cuaternarios.

En términos generales, las aguas subterráneas de los acuíferos cuaternarios (fig.15) varían desde facies cloruradas o cloruradas-sulfatadas a cloruradas-bicarbonatadas, cuyo catión dominante es el sodio en casi todas los casos, pero que tienen al calcio como segundo catión en porcentaje. La distribución de los análisis de cada campaña a lo largo de una hipotética línea recta en cada uno de los tres diagramas triangulares sugiere la existencia de un proceso de mezcla de aguas dulces-aguas marinas con diferentes porcentajes, pero en el que la componente continental o bicarbonatada es claramente minoritaria.

PUNTO	ORDEN
321980016	1
321980026	2
322030013 (*)	3
322030043 (*)	4
322040004	5
331910014	6
331910020	7
Palmitos (*) (**)	8

- Octubre 1999
- Octubre-septiembre (*) 1995.

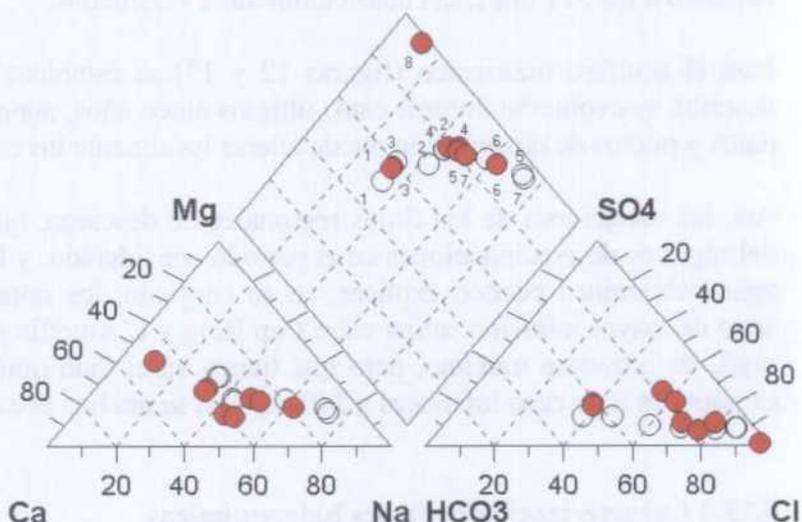


Figura 15: diagrama de Piper de las redes de calidad del IGME y ACA (**). Acuíferos cuaternarios.

La variación más significativa entre campañas se detecta principalmente en el contenido catiónico, que sin ser importante sugiere un avance de las aguas continentales por el aumento porcentual de las concentraciones de calcio frente a las de sodio, acompañado por una mínima variación de magnesio y del contenido aniónico (n^{os} 1, 3, 5 y 7). Destaca, por el contrario, la composición del punto 8 (Palmitos), cuya facies claramente clorurada cálcico-magnésica sugiere la existencia de procesos de endurecimiento del agua e intercambio iónico debido al ascenso de la interfaz salina en ese sector del acuífero.

PUNTO	ORDEN
321940005	1
321940009	2
321970016	3
321970023	4
321980048	5
321980050	6
331920029 (*)	7
Arids (*) (**)	8
Estrada (*) (**)	9

- Octubre 1999
- Octubre-septiembre (*) 1995

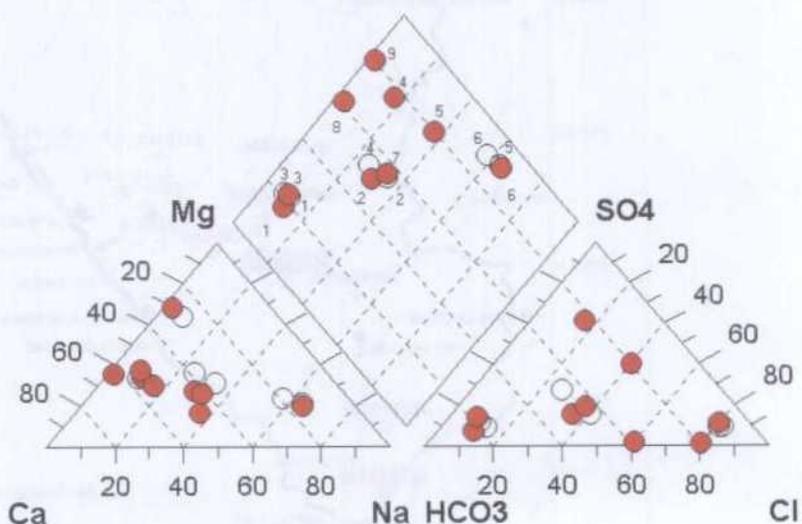


Figura 16: diagrama de Piper de las redes de calidad del IGME y ACA (**). Acuíferos mesozoicos

Existe una amplia distribución de facies en el diagrama de Piper de las aguas de los acuíferos mesozoicos (fig. 16) como consecuencia de la diferente ubicación de los puntos de la red de control y distinto grado de afección del acuífero. Así, frente a facies típicas de aguas continentales bicarbonatadas cálcicas, cálcico-magnésicas (puntos 1 y 3) o sulfatadas-bicarbonatadas calcico-magnésicas (nº 4) de puntos situados en el interior del macizo de El Perelló, existen otros que al estar próximos al litoral o donde la intrusión marina es alta adquieren una evidente facies clorurada sódica o sódico-cálcica (nºs 5 y 6).

Otros puntos (nºs 2, 7, 8 y 9) contemplan facies mixtas bicarbonatadas-cloruradas con porcentaje catiónico variable de calcio, sodio y magnesio, que pone en evidencia un grado de mezcla entre aguas dulces-aguas marinas. Procesos de intercambio catiónico son identificados en el exceso porcentual de calcio de las facies cloruradas cálcicas de los puntos 8 y 9. Las variaciones más significativas entre las dos campañas de muestreo se observan en el incremento de sulfato y calcio del punto 4, el incremento de magnesio del punto 3 o el descenso de sodio a favor de calcio en el punto 5.

5.13.5 Análisis de relaciones iónicas

Las relaciones iónicas de los puntos de las redes de calidad en 1995 y 1999 para los acuíferos cuaternario se exponen en la tabla 2.

La relación rCl toma en el año 1999 valores entre 3 y 27 que son, por lo general, superiores a la relación que tienen otros acuíferos costeros de su entorno y que sugieren, en principio, la existencia de un proceso de intrusión marina que es más acusado en estas planas que en los restantes acuíferos litorales.

Aunque la relación rCl sufre un ligero incremento durante estos últimos cuatro años en puntos tales como 321980026, 322030043 y 331910014, es más notable su descenso en puntos del litoral como 322040004 y 331910020. En estos últimos se conjuga también un notable retroceso del valor de otras relaciones iónicas rMg/rCa y rCl/rCO₃H, que vienen a confirmar una situación de retirada del frente de intrusión marina ya descrita con anterioridad pero que no impide el que coexistan aguas de diferentes fracciones de mezcla de agua dulce de origen continental con otras aguas marinas, que tiene su reflejo en valores en torno a 5 que toma la relación rCl/rCO₃H.

PUNTO	RELACIONES IÓNICAS (acuíferos cuaternarios)									
	rCl		rMg/rCa		rCl/rCO ₃ H		rSO ₄ /rCl		rNa/rCl	
	Oct. 95	Oct. 99	Oct. 95	Oct. 99	Oct. 95	Oct. 99	Oct. 95	Oct. 99	Oct. 95	Oct. 99
321980016	3.07	3.24	1.04	0.71	0.81	0.93	0.36	0.54	0.89	0.91
321980026	7.22	13.08	0.68	0.38	2.00	3.41	0.17	0.17	0.76	0.63
322030013 ^(*)	4.57	3.44	1.01	0.65	1.22	0.94	0.31	0.48	0.73	0.87
322030043 ^(*)	9.19	14.44	0.63	0.37	3.17	4.47	0.12	0.10	0.66	0.63
322040004	58.66	13.87	1.54	0.78	14.84	3.08	0.10	0.46	0.90	0.80
331910014	23.69	26.99	1.16	0.98	6.60	7.69	0.10	0.14	0.75	0.80
331910020	65.99	16.36	1.80	0.80	16.22	3.67	0.10	0.33	0.88	0.84
Palmitos ^(**)		18.42		0.86		4.26		0.10		0.73
Agua de mar	613.29		4.354		216		0.111		0.837	

Relaciones iónicas del agua del mar en Barcelona (Custodio, 1970 en Custodio y Llamas, 1983).

Tabla 2: relaciones iónicas (r=meq/L) de los acuíferos cuaternarios.

(*) Septiembre 1995; (**) Red ACA en septiembre 1999.

La facies clorurada cálcica del punto *Palmitos* y sus relaciones iónicas sugieren, por otro lado, la existencia de un proceso prolongado en el tiempo de intrusión marina que coexiste con otros de endurecimiento del agua e intercambio iónico del sodio disuelto por calcio cedido del terreno, similar a lo que sucede en puntos próximos (321980026) o en otras partes del acuífero (322040004, 331910020).

Las relaciones iónicas de los acuíferos inferiores (tabla 3) muestran una situación algo distinta a lo que sucede en las planas cuaternarias. La relación rCl es baja en la mayor parte de los puntos controlados, lo que unido a unos valores de la relación rMg/rCa inferiores a 1,5 determinan el origen continental de la mayor parte de las aguas de la red de calidad en la campaña de 1999. Esta situación sólo es superada en los puntos 321980048 y 321980050, que detectan una incipiente influencia de aguas más salinas por los valores algo más elevados de esas relaciones pero especialmente también por la de rCl/rCO₃H.

PUNTO	RELACIONES IÓNICAS (acuíferos mesozoicos)									
	rCl		rMg/rCa		rCl/rCO ₃ H		rSO ₄ /rCl		rNa/rCl	
	Oct. 95	Oct. 99	Oct. 95	Oct. 99	Oct. 95	Oct. 99	Oct. 95	Oct. 99	Oct. 95	Oct. 99
321940005	0,68	0,51	0,60	0,63	0,17	0,13	0,71	0,70	0,84	1,11
321940009	3,21	2,85	0,88	0,64	0,92	0,71	0,38	0,45	0,89	0,90
321970016	0,42	0,34	2,25	0,71	0,14	0,11	1,08	1,72	0,72	1,03
321970023	2,17	2,12	0,95	0,57	0,57	0,70	1,04	3,81	1,02	1,07
321980048	38,92	7,33	1,41	0,36	9,53	2,04	0,11	0,98	0,82	0,85
321980050	26,51	33,81	1,26	1,25	8,12	8,70	0,11	0,13	0,74	0,82
331920029 (*)		3,05		0,63		0,85		0,52		0,86
Estrada (**)		1,79		0,57		0,41		0,12		0,54
Arids (**)		0,72		0,23		0,16		0,32		0,54
Agua de mar	613,29		4,354		216		0,111		0,837	

Relaciones iónicas del agua del mar en Barcelona (Custodio, 1970 en Custodio y Llamas, 1983).

Tabla 3: relaciones iónicas (r=meq/L) de los acuíferos mesozoicos.

(*) Septiembre 1995; (**) Red ACA en septiembre 1999.

Un exceso porcentual de calcio y bajos valores de las relaciones rMg/rCa y rNa/rCl plantea una incertidumbre sobre posibles procesos de intercambio iónico y endurecimiento de las aguas por avance de la interfaz salina en el frente de mezcla, pero contrastan sin embargo con la mejora generalizada de la salinización del acuífero respecto a 1994, cuando las relaciones iónicas del r/Cl, rMg/rCa y rCl/rCO₃H eran por lo general más elevadas que en la actualidad.

5.13.6 Diagnóstico del estado actual del acuífero

Los acuíferos cuaternarios de las planas litorales presentan globalmente un notable grado de salinización natural causado por un insuficiente volumen de recarga y una elevada permeabilidad de las formaciones detríticas. En este contexto, un incremento del volumen de extracciones no contribuye más que a acrecentar y facilitar un fenómeno de intrusión marina conocido hace ya varias décadas (Custodio, 1981) pero que se hace particularmente patente en la Plá de L'Ametlla y, en menor medida, L'Ampolla.

El acuífero mesozoico en su conjunto muestra también un relativo grado de salinización por avance de la cuña salina aunque su distribución espacial y temporal difiere de la descrita para los acuíferos de las planas cuaternarias.

Para estos acuíferos inferiores, la heterogeneidad de la permeabilidad y la configuración de la superficie piezométrica condicionan la posición del frente de intrusión marina. De esta forma, la zona entre Cap Roig y L'Ametlla de Mar se describe como una zona de permeabilidad superior a la del resto de la unidad donde niveles piezométricos bajos y gradientes hidráulicos pequeños se muestran insuficientes para contrarrestar el avance del mar hacia el interior del continente, generando por lo tanto una zona de intrusión marina por causas naturales. De hecho se calcula que, en función del régimen de descarga del acuífero mesozoico, se necesita una cota de al menos 5 m para evitar el agua salada (IGME, 1983). Esta cota no se alcanza hasta penetrar 6 km en el interior de la unidad en la zona más desfavorable aunque generalmente esté a unos 1,5 km tierra adentro en el resto de la unidad.

No hay que olvidar tampoco el efecto que ejerce la anisotropía de la fracturación en la penetración de la intrusión marina, puesto que en sectores concretos del macizo del Cardó-Vandellós la permeabilidad es superior en la dirección perpendicular al litoral por un mayor desarrollo de las fisuras en esa dirección (Bayó *et al.*, 1976 en Custodio 1981), que condiciona una rápida salinización de los sondeos que explotan estas fisuras frente a los que captan una red de fracturas paralela a la costa o por encima del nivel del mar.

Un incremento de los puntos de control contribuiría a facilitar un conocimiento exhaustivo de este acuífero; mientras tanto, cabe concluir que las variaciones de los flujos regionales de descarga, favorecidos por el aumento en el régimen de precipitaciones desde 1994, y por un abandono progresivo de extracciones de agua de baja calidad pueden explicar, en su conjunto, los notables descensos registrados en la zona de mayor intrusión salina entre Cap Roig y L'Ametlla de Mar.

5.13.7 Evolución previsible y posibles actuaciones

Desde 1983 la evolución del ión cloruro registrada en las redes de intrusión y calidad de los acuíferos de la unidad de Perelló es claramente descendente (figs. 17 y 18). Valores elevados de salinización se alcanzaron a comienzos de la década de los años ochenta, cuando concentraciones de cloruros del orden de 0,5 g/L eran superadas frecuentemente, llegando hasta máximos de 5,5 g/L; estos datos contrastan con los obtenidos recientemente ya que tan sólo en algunas ocasiones superan el gramo por litro.

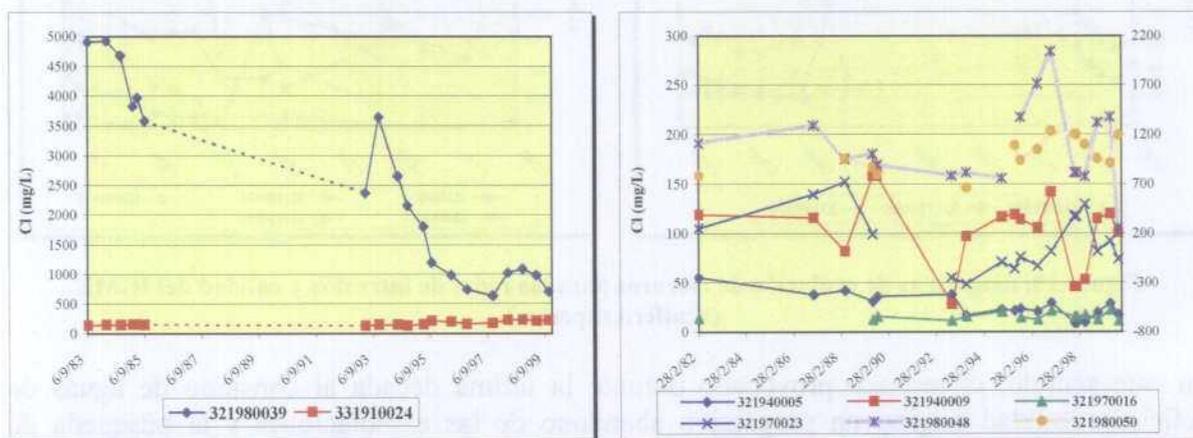


Figura 17: diagramas de evolución de cloruros para las redes de intrusión y calidad del IGME (acuífero inferior). Escala de ordenadas en eje derecho para los puntos 321980048 y 321980050

Las oscilaciones periódicas detectadas en algunos puntos (321980024, 321980039, 321940011 ó 331920035) ponen de manifiesto la fragilidad y dependencia del sistema a las fluctuaciones del régimen de recarga-descarga de los acuíferos y, especialmente, al volumen de bombeos durante los periodos estivales y de fuerte demanda de aguas subterráneas, como el del bienio 1994-1995 que se caracterizó por un registro de precipitaciones muy por debajo de la media de los años secos, perfectamente correlacionado con la evolución salina de casi todos los puntos. Tras este evento, otros puntos de las redes, en especial aquellos que están más cerca del litoral, han invertido su trayectoria adquiriendo una tendencia ligeramente ascendente en su concentración de cloruros (321980026, 331950004, 331910024 ó 321970023).

Contrarrestar un proceso natural de intrusión marina resulta una hazaña compleja y difícil, en especial cuando existe una creciente demanda de aguas subterráneas que bombea recursos hídricos al límite de lo disponible y de lo que pudiera considerarse óptimo de calidad para un consumo humano, y que con los puntuales domos de ascenso de la interfaz salina favorece además la dispersión de sales por la zona de mezcla.

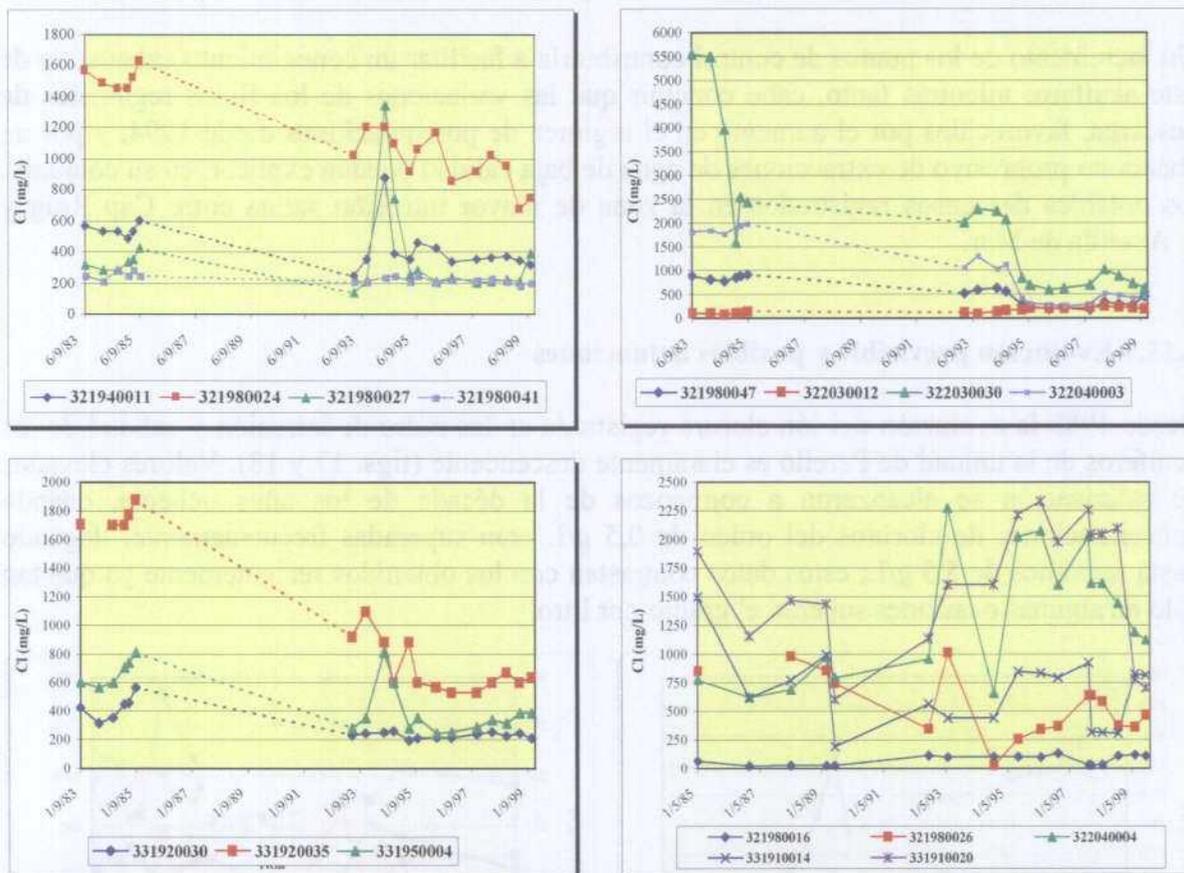


Figura 18: diagramas de evolución de cloruros para las redes de intrusión y calidad del IGME (acuifero superior).

En este sentido, el rechazo provocado durante la última década al consumo de aguas de deficiente calidad origina un progresivo abandono de las explotaciones y la búsqueda de nuevos recursos en zonas más alejadas de la costa y en zonas acuíferas con menor grado de intrusión marina. De forma indirecta se desencadena así una regeneración parcial de los

acuíferos, mejora la calidad del agua subterránea y se frena el avance de la cuña salina al incrementar el volumen de agua que fluye naturalmente al mar.

Cualquier actuación en la gestión integral del ciclo del agua encaminada a reducir las extracciones y aumentar el volumen de recarga ayuda a la recuperación de los acuíferos de la unidad, como son: control exhaustivo de las captaciones existentes y del volumen de extracciones adecuando éstas al régimen de recarga de la unidad, disminución de los caudales de explotación, reubicación de los sondeos de mayor explotación, sustitución del riego con aguas subterráneas por riego con aguas residuales, incrementar el volumen de recarga artificial de los acuíferos con recursos sobrantes o con aguas residuales convenientemente tratadas. Estas medidas han de ser más efectivas en los acuíferos cuaternarios de las planas de L'Ametlla y L'Aldea dada su gran afección, aunque no se deben olvidar las acciones sobre los acuíferos mesozoicos cuyo grado de salinización es también es alto, especialmente entre L'Ampolla y L'Ametlla de Mar.

Referencias bibliográficas

Custodio, E. (1981): Evaluación y causas de la contaminación por invasión de agua marina en los acuíferos de la costa peninsular y en las áreas insulares. *Jornadas Sobre Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España, T. I, pp 447-503*. Barcelona.

Custodio, E.; Llamas, M. (1983): Hidrología Subterránea. Ediciones Omega, 2ª ed. 2 vol. Barcelona.

IGME (1983): Estudio de los recursos hídricos subterráneos del sistema hidrogeológico nº 61 (Cardó-Vandellós) y 74/75 (Baix Camp zona sur).

ITGE (1989): Las aguas subterráneas de España. Estudio de síntesis. 2 tomos. Madrid.

ITGE (1994): Cardó-Vandellós. Calidad química y piezometría. Evolución cronoespacial (1983-1993).

6. RESUMEN Y CONCLUSIONES

En este volumen se han recogido los trabajos realizados en las cuencas mediterráneas del Ebro e internas de Cataluña orientados a la mejora del conocimiento y control de la intrusión marina en los acuíferos costeros que comprenden, con objeto de reducir los problemas existentes. Los objetivos alcanzados se pueden resumir en los siguientes puntos:

- Se recoge la información básica actualizada relativa a los fenómenos de intrusión marina en los acuíferos costeros de dichas cuencas, procedente de los distintos organismos o entidades que han realizado estudios o trabajos al respecto.
- Se determina la situación actual y se evalúa el grado de intrusión salina en los acuíferos costeros estudiados.
- Se analiza el origen y las causas de la intrusión en cada caso concreto y su relación con otros aspectos como el grado de explotación de los acuíferos y su evolución piezométrica.
- Se proponen actuaciones para mejorar el conocimiento de los acuíferos, reducir los efectos de la intrusión y elaborar normas para su adecuada gestión.

6.2 CUENCA DEL EBRO

Esta cuenca incluye sólo una unidad costera, cuya problemática resumimos a continuación:

UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 09.8.21 BAJO EBRO-MONTSIÁ

Los tres acuíferos cuaternarios del delta del Ebro se encuentran embebidos todavía en las aguas marinas atrapadas durante su formación. Los bajos gradientes hidráulicos que ofrece el río Ebro impiden un lavado efectivo de las aguas congénitas de estos acuíferos que mantienen todavía su salinidad natural.

No obstante, el elevado gradiente de los acuíferos mesozoicos favorece el aporte de aguas de buena calidad en las zonas donde se produce la descarga regional de estos acuíferos (entre Tortosa y Amposta) y en las zonas de drenaje subterráneo difuso a través de las planas cuaternarias que conectan con los acuíferos superficiales del delta en las áreas proximales. Son precisamente estas áreas las de interés hidrogeológico y donde se concentra el mayor número de explotaciones, pero mantienen un frágil equilibrio con unas aguas fácilmente salinizables si una explotación abusiva conlleva un rápido ascenso de la interfaz.

Ante la dificultad de obtener recursos subterráneos de buena calidad en el interior del delta, las futuras acciones han de considerar la posibilidad de explorar el mesozoico subyacente, que previsiblemente contiene aguas no salinizadas, aunque su excesiva profundidad puede restarle interés.

Para la zona proximal del delta, los buenos niveles de calidad se mantienen gracias a las descargas subterráneas de los acuíferos mesozoicos por lo que también una excesiva explotación de estos últimos puede conducir a una mayor salinización por avance de la cuña

salina en los niveles cuaternarios, a la merma de calidad en los *ullals* de Soldevilla y Baltasar o a la desaparición de los que están situados más hacia el interior del continente (La Carroba).

6.2 CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA

Se ha analizado la situación en trece unidades costeras. A continuación se resumen las conclusiones obtenidas:

UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.01 BAIX MUGA Y FLUVIA

El acuífero superficial del Baix Fluviá-Muga, presenta en la actualidad aguas de calidad mejor que las del profundo. En lo referente a la intrusión marina hay que destacar que este fenómeno se ha observado en los acuíferos superficial y profundo desde 1976, en las inmediaciones del río Muga para el acuífero superficial y en los humedales o “aigüaimolls” para el profundo. Como origen puede considerarse la explotación de las aguas subterráneas para riego y abastecimiento, además de la salinidad congénita existente en los sedimentos de los humedales.

En esta zona existe un ecosistema singular, punto de escala obligado para la avifauna migratoria, tal como es la zona de los “aigüaimolls” de L’Empordá amenazado por la potenciación incontrolada de las extracciones subterráneas entre otras cosas.

En el período estudiado, parece que la intrusión marina ha retrocedido de forma notable en los dos sectores afectados. Esta tendencia viene confirmada tanto por la caracterización de las facies como por el estudio de la evolución de las relaciones iónicas y del contenido en cloruros en los puntos situados cerca de la costa, aunque el estudio de la piezometría en la desembocadura del Muga muestra una depresión de los niveles en la zona antes afectada por la intrusión.

El resto del acuífero no muestra una afección importante aunque se aprecia un aumento general del contenido en cloruro desde mayo de 1996 a abril de 2000.

UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.02 BAJO TER

El Bajo Ter, presenta en general un agua con una mineralización fuerte de calidad regular. En lo referente a la intrusión marina, hay que destacar algunas zonas especialmente afectadas, como la zona de la desembocadura del Ter y cerca de L’Estartit, donde el acuífero superficial muestra unos contenidos en cloruros de hasta 3600 mg/l en el acuífero superficial. Se aprecia un empeoramiento general, con un aumento bastante acelerado de la concentración en cloruros. Esta situación, se debe principalmente a las extracciones puntuales muy fuertes para abastecimiento. Otra zona en la que se detecta la presencia de intrusión salina corresponde a L’Escala, en el Corredor de Albons, con contenidos en cloruros de hasta 1900 mg/l en el acuífero profundo.

En el interior de la unidad aparecen zonas con contenidos anormalmente altos de cloruros, (norte de L’Escala en el Corredor de Albons) de hasta 1900 mg/l, tanto en el acuífero superficial como en el profundo. Parece causa de la salinidad congénita de los sedimentos

adyacentes a los acuíferos (materiales salinos de facies Keuper). La explotación de las captaciones acarrea un lavado de los sedimentos provocando la salinización.

En el resto del acuífero no se observa afección importante de la intrusión marina, aunque la evolución de cloruros desde mayo de 1996 a abril de 2000 presenta un incremento general de su contenido.

La tendencia observada hace pensar que de mantenerse las condiciones de explotación actuales, el proceso de intrusión marina continuará su avance en los sectores afectados (desembocadura del río Ter y L'Estartit y sector de L'Escala). Este avance implicará además la extensión paulatina de la salinización hacia las zonas adyacentes.

Como posible medida contra el avance de la intrusión, sería deseable limitar drásticamente las extracciones en zonas próximas al mar. Esto se puede conseguir estableciendo una redistribución de las captaciones hacia zonas del interior menos afectadas y combinando con una estrategia de uso conjunto los recursos hídricos superficiales y subterráneos de cara a conseguir una mayor garantía de la demanda.

UNIDAD HIDROGEOLOGICA 10.10 RIERA DE AUBI

Los niveles piezométricos muestran un suave descenso desde marzo de 1997, con una pérdida de 6 m. Esta situación puede continuarse. El contenido en cloruros está disminuyendo en los puntos más próximos a la costa, pero se incrementa en el interior, existiendo también una notable presencia de NO_3 . No obstante, la falta de datos en la franja costera impide conocer si existe el fenómeno de intrusión, su alcance y su evolución.

No parece definirse una contaminación marina, sin embargo se observa un incremento en la mineralización proveniente de tierra adentro. Es preciso un control sobre las actividades antrópicas que pueden provocar este fenómeno (actividades agrícolas, vertidos) para mantener la calidad del recurso.

UNIDAD HIDROGEOLOGICA 10.11 RIDAURA

Aunque no se disponen de datos de mayor proximidad a la línea de la costa, se observa que el contenido en cloruros desde 1996 se mantiene estabilizado, entre 200-210 mg/L, aunque con incrementos en periodo estival, causado por los bombeos. Hacia el interior, debido a otros aportes, si se produce un incremento de la mineralización del agua.

La tendencia observada es la de una cierta estabilidad, aunque con un suave descenso del nivel piezométrico; entre octubre de 1984 y octubre de 2000 se ha perdido de 0,5 a 1 m de espesor saturado. Asimismo, debido al incremento de la mineralización de las aguas de la zona más interna del acuífero, debe controlarse los vertidos de aguas que se produzcan, depuradas o no, así como regular el bombeo en periodo estival, que es cuando el acuífero presenta una menor recarga de manera natural.

UNIDAD HIDROGEOLOGICA 10.12 BAIX TORDERA

En el acuífero superficial se observa que los niveles piezométricos se mantienen o muestran un suave descenso, acompañados de un incremento de cloruros principalmente en la margen

izquierda del delta; no obstante existen otras fuentes de origen de los cloruros: prácticas agrarias (altos contenidos en nitratos) y aerosol marino.

El nivel piezométrico del acuífero confinado está condicionado por los fuertes bombeos estivales, marcándose una tendencia al descenso. Esta actividad estival mantiene gran parte de la superficie piezométrica por debajo de 0 m s.n.m., incrementándose ésta cada vez más. La contaminación marina manifiesta un fuerte avance a partir de finales de la década de 1990, debido a los campos de captaciones existentes hacia el interior del delta, a 2 km de la línea de la costa.

La evolución del acuífero profundo, al que están ligados los abastecimientos de gran parte de las poblaciones costeras del Maresme y Costa Brava, es de un avance y mantenimiento de la contaminación marina. Para evitar esta degradación es preciso buscar otras fuentes de agua alternativas que permitan disminuir la explotación de este acuífero, realizar experiencias para detener el avance (barreras de inyección en el delta) o de recuperación del acuífero (experiencias de recarga artificial), además de una buena gestión y regulación de los recursos existentes.

Para el acuífero superficial se recomienda una reducción en las prácticas agrarias contaminantes, ya que están incrementando la mineralización del agua. Además se deberían regular los volúmenes de explotación para evitar el avance de un proceso de contaminación marina actualmente poco desarrollado. La utilización de experiencias de recarga artificial, con aguas procedentes del río, captadas aguas arriba del delta, podrían mejorar la calidad en las zonas con mayor problemática en el delta.

UNIDAD HIDROGEOLOGICA 10.14 ALT MARESME

La piezometría muestra, en general, un mantenimiento del nivel en la llanura litoral, e incluso un suave ascenso, excepto en la desembocadura de la riera entre Calella y Pineda de Mar; en las rieras más occidentales y aisladas sólo los depósitos de la de Sant Pol de Mar muestran un notable descenso. Las variaciones entre invierno y verano son muy acentuadas, al superponerse los bombeos agrícolas y de abastecimiento.

El contenido en cloruros muestra un suave incremento en la llanura litoral, acentuado en la desembocadura de la riera entre Calella-Pineda de Mar y en la zona de Sant Pol de Mar, donde la fuerte incidencia agrícola puede enmascarar, en parte, la contaminación marina.

La actividad agraria, al igual que en el Baix Maresme, ha condicionado la evolución de este acuífero. Los bombeos han favorecido el avance de la contaminación marina, además las prácticas agrícolas intensivas han aportado fertilizantes (NO_3 , SO_4 , Cl), que en parte han empeorado la calidad química de las aguas.

Una mejora de la calidad química del acuífero pasa por un descenso en las extracciones (sobre todo en Sant Pol y el área entre Calella-Pineda de Mar) aunque también pueden contemplarse técnicas de recarga artificial en los cauces de las ramblas aprovechando las aguas de tormenta, o la reutilización del agua residual urbana, pudiéndose usar también esta última para el establecimiento de barreras hidráulicas que frenen la intrusión marina.

UNIDAD HIDROGEOLOGICA 10.15 BAIX MARESME

La piezometría muestra, en general, un mantenimiento del nivel, con una ligera tendencia al descenso en la parte más occidental. No obstante el contenido en cloruros es muy elevado, con una concentración de base en la llanura litoral de 200 mg/L, siendo la zona oriental de Mataró la de mayor concentración, superando en puntos los 700 mg/L. Asimismo, entre 1996 y 1999 se ha observado en esta zona un incremento de los cloruros, entre 50-100 mg/L.

Sin embargo no deben olvidarse dos factores, en cuanto a valorar el incremento de cloruros: la influencia de las actividades agrarias y del uso de fertilizantes (alcanzan los 500 mg/L al este de Mataró) y los bombeos durante el muestreo, que pueden acentuar el contenido en cloruros.

Parece percibirse un cierto avance de la contaminación marina desde Vilassar de Mar hacia el límite más oriental del acuífero, aunque en algunos puntos dentro de esta área, siempre los más próximos a la línea de costa, se advierte un cierto retroceso; ello puede indicar una influencia de bombeos desde más al interior de la llanura.

Una mejora de la calidad química del acuífero pasa por un descenso en las extracciones (sobre todo al noreste de Mataró) aunque también pueden contemplarse técnicas de recarga artificial en los cauces de las ramblas aprovechando las aguas de tormenta, o las aguas residuales urbanas.

UNIDAD HIDROGEOLOGICA 10:16 DELTA DEL BESOS

Los acuíferos libre y profundo han recuperado los niveles piezométricos a partir de la disminución de las extracciones, quedando reducida la contaminación marina a los polígonos industriales, con entradas de un máximo de 1 km tierra adentro y concentraciones altas en el límite de la costa pero generalmente inferiores a 500 mg/L tierra adentro.

La tendencia observada es que si se mantienen las actuales condiciones de regulación de la explotación de aguas subterráneas la interfaz marina se mantendrá estabilizada en el acuífero superficial. Respecto al acuífero profundo no se disponen de datos para estimar una evolución, precisándose un estudio detallado de ambos acuíferos para su mejor caracterización.

UNIDAD HIDROGEOLOGICA 10.19.03 DELTA DEL LLOBREGAT

El acuífero superficial está por lo general menos salinizado que el profundo, conservando algunas zonas húmedas cerca del área metropolitana de Barcelona todavía con agua dulce. La franja costera sería la más afectada por la penetración marina.

El acuífero intermedio mantiene un elevado grado de salinización natural debido a la permanencia de aguas salinas de formación del delta. Hasta fechas relativamente recientes estaba todavía en proceso de lento lavado por la circulación de las aguas del acuífero inferior, que por tener un nivel piezométrico más elevado eran favorables a un flujo ascendente; no obstante, el proceso se ve alterado hoy en día por la inversión de los gradientes hidráulicos naturales.

El acuífero profundo revela un mayor grado de salinidad que el superficial debido a un proceso de avance de la zona de mezcla de agua dulce-salina como consecuencia de las extracciones de agua subterránea. La penetración salina tiene como vías naturales de avance preferente los paleocauces del río y los depósitos pleistocenos de litología grosera, así como otras zonas más permeables del borde occidental del delta, sector Castelldefels-Viladecans y al sur de El Prat de Llobregat-Aeropuerto-Zona Franca.

En cuanto a la concentración de cloruros, se observa un empeoramiento en la zona central salinizada. Su origen puede encontrarse en un fuerte aumento durante 1998-1999 del volumen de extracciones de agua subterránea en el sector industrial o de abastecimiento en el área de El Prat.

Existen una serie de obras civiles en ejecución, y otras todavía en fase de proyecto, recogidas en el llamado Plan Delta, que por sus dimensiones pueden alterar la dinámica hidrogeológica de los acuíferos, especialmente en lo que afecta al acuífero superficial. Las repercusiones sobre un sistema que inicialmente ya es frágil deben ser tenidas en cuenta en la planificación de las obras y en los correspondientes estudios de afección ambiental, contemplando todas aquellas actuaciones materialmente posibles para evitar la intrusión salina o contener su avance.

En cuanto al acuífero profundo, es preciso contemplar una regulación futura de las extracciones de aguas subterráneas en la zona más salinizada y evitar así su avance. A través del aumento de los excedentes de riego o mediante la reutilización de las aguas superficiales se puede alcanzar un doble efecto, disminuir el volumen de agua de primera mano utilizada (superficial o bombeada del acuífero) y aumentar la recarga de recursos excedentarios.

Otros dispositivos propuestos para las zonas de mayor grado de intrusión salina son las barreras hidráulicas, convenientemente ubicadas a lo largo de la línea de costa, que funcionarían mediante la recarga con aguas residuales depuradas y simultáneo bombeo de las aguas salobres, para forzar que el flujo subterráneo retome la dirección al mar.

UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.20 GARRAF

El grado de salinización actual es, en términos globales, moderado e inferior al que mostraba en 1994 y en 1998, cuando se alcanzaron máximos elevados, superiores a 3,5 g/L.

Aunque no existe una diferenciación destacada de la afección entre los distintos acuíferos se puede señalar que es el acuífero mioceno-cuaternario el más afectado, donde los cloruros alcanzan máximos de 2000-2800 mg/L en zonas costeras de Sitges y Cubelles. En otros puntos aislados del interior de la unidad se pueden crear domos salinos provocados por los bombeos de los pozos de abastecimiento a Sitges y St. Pere de Ribes, si bien con concentraciones del ión cloruro inferiores a 1000 mg/L.

El acuífero mesozoico refleja con gran rapidez los movimientos del frente salino debido a su propia naturaleza kárstica, lo que motiva una gran dispersión temporal en la evolución de los valores de cloruros, muy condicionados por el balance entre recarga y extracciones.

El grado de salinización de los acuíferos puede evolucionar favorablemente en la medida que se llegue a un aprovechamiento integral y mejorado de las aguas residuales y superficiales, a

la vez que se reduzcan las extracciones subterráneas, con unos objetivos precisos de calidad según los usos previstos. En este sentido son claves para favorecer el descenso de la salinización el control de la evolución de la calidad en cada punto de explotación, establecer el régimen de recarga y la posición estacional de la zona de mezcla.

Por otro lado, los efectos de recarga inducida por los riegos con aguas del embalse de Foix y las filtraciones del vaso y de la presa se perciben también como factores indirectos y favorables para frenar el avance del frente salino.

UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.23 BLOQUE DE GAIÀ

El grado de salinización afecta actualmente de manera desigual a los acuíferos que integran la unidad hidrogeológica de Gaià. En términos globales la unidad está menos salinizada que en el año 1994. Sin embargo la situación actual refleja también un ligero deterioro respecto a la de 1998.

La fuerte explotación a la que está sometido el acuífero superior detrítico, donde los niveles piezométricos descienden hasta 6 m por debajo del nivel del mar en Altafulla, origina, al igual que en el acuífero inferior, un déficit del flujo subterráneo que sale hacia el mar y el consiguiente progreso de la cuña salina hacia el interior. Los mayores frentes de intrusión se localizan en las proximidades del río Gaià, y en esas áreas de bombeo de las depresiones detríticas de Tarragona y Torredembarra, donde se obtienen destacados conos cuya salinidad ronda los 3 g/L.

Se aprecia para la mayor parte de los puntos de la red de intrusión una considerable mejora de las concentraciones desde el año 1982 –1984, periodo en el que se alcanzó el máximo de intrusión salina. En el acuífero superior, destaca el descenso de las concentraciones a partir de la puesta en servicio del Traspase del Ebro a las comarcas de Tarragona a comienzos de la década de los noventa. Los efectos beneficiosos del trasvase para la calidad del acuífero se deben al descenso de las extracciones de aguas subterráneas y al incremento de la recarga, bien sea por una mayor disponibilidad de recursos superficiales o por una mayor infiltración de recursos hídricos externos a la cuenca hidrológica considerada.

La evolución del acuífero mesozoico puede estar más directamente ligada a la necesidad de cubrir fuertes demandas de agua, especialmente en los periodos estivales o durante periodos prolongados de sequía como la de los años 93-94. En este sentido, una regulación de las extracciones parece constituir el método más eficaz para frenar el avance de la intrusión, junto con la necesidad de trasladarlas a zonas internas del acuífero.

Es previsible que la situación del acuífero se mantenga al menos estacionaria en los términos actuales, o con ligeros incrementos de salinidad en periodos de demanda creciente de agua subterránea.

UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.25 CAMPO DE TARRAGONA

La salinización de los acuíferos superiores mio-plio-cuaternarios es muy pequeña en la zona central de la unidad (Montroig-Cambrils) donde la concentración de cloruros oscila entre los 100 y 200 mg/L, mientras que en las zonas más al norte (Salou-Tarragona) y más al sur de la unidad (L'Hospitalet del Infant) aumenta considerablemente. Esta desigualdad no sólo está

ligada al volumen de extracciones y a la mayor o menor continuidad de los años secos, sino también a la naturaleza geológica de las formaciones acuíferas. La salinización natural del acuífero adopta la forma de los grandes conos de deyección de manera que las partes más permeables y potentes de los mismos, como son las zonas proximales o medias de los abanicos, caracterizados por una gruesa granulometría, ven favorecida la mayor penetración tierra adentro del mar; todo lo contrario de lo que sucede en las zonas distales y de interabanicos, donde la menor potencia y permeabilidad de unos materiales más finos ejercen de barrera natural a la intrusión salina.

En cuanto al acuífero mesozoico, todo parece indicar que el déficit del flujo de descarga hacia el mar mantenga un estado de intrusión natural en esas formaciones.

En la zona central de la unidad hidrogeológica, que incluye a los puntos del acuífero superior entre Montroig del Camp y Salou, la evolución de los cloruros es progresivamente creciente, habiendo aumentado desde los 50-125 mg/L en 1983 hasta los 130-250 mg/L actuales. Sin ser concentraciones excesivamente elevadas sí son indicativas de un proceso activo de intrusión y avance de la interfaz salina, como así es detectado también en el mapa de isovariación de cloruros respecto a 1994 y en las relaciones iónicas de algunos puntos de la red de calidad.

Por otro lado, los sectores de Salou-Tarragona y de L'Hospitalet del Infant muestran una evolución decreciente desde concentraciones de 1 a 9 gr/L en 1983 hasta valores generalmente inferiores a 1 gr/L en la actualidad. Son zonas donde hace apenas unas décadas existía una intensa explotación, pero que gracias a la llegada del agua del Ebro se crearon las condiciones favorables para favorecer el retroceso de la cuña salina. La aparente estabilidad de las concentraciones de cloruros en algunos puntos en los últimos 4 ó 5 años parece indicar el estancamiento de este proceso toda vez alcanzada una situación de equilibrio con las condiciones naturales del acuífero.

Como medidas preventivas para evitar el proceso de intrusión se hace necesaria una disminución de las extracciones en las zonas más salinizadas de la unidad, acompañado de una reubicación de las captaciones hacia las zonas de recarga de los acuíferos, con sondeos de pequeña profundidad, caudal de explotación no superior a los 2 L/s y descensos que no profundicen más allá de la cota del mar.

Otras medidas necesarias son el control de vertidos altamente salinos de las actividades industriales, y el control de la infiltración de las aguas residuales y de retornos de riegos.

La explotación del acuífero plioceno marino de las *Ebro Sandstone* se vislumbra también como una alternativa interesante para reducir la explotación del acuífero superior, pero que en todo caso ha de ir acompañada de un completo plan y control de explotación que evite su potencial salinización.

UNIDAD HIDROGEOLÓGICA 10.28 PERELLÓ

Los acuíferos cuaternarios de las planas litorales presentan globalmente un notable grado de salinización natural causado por un insuficiente volumen de recarga y una elevada permeabilidad de las formaciones detríticas. En este contexto, un incremento del volumen de extracciones no contribuye más que a acrecentar y facilitar un fenómeno de intrusión marina

conocido hace ya varias décadas, pero que se hace particularmente patente en la Plá de L'Ametlla y, en menor medida, L'Ampolla.

Para los acuíferos mesozoicos inferiores, la heterogeneidad de la permeabilidad y la configuración de la superficie piezométrica condicionan la posición del frente de intrusión marina. De esta forma, la zona entre Cap Roig y L'Ametlla de Mar se describe como una zona de permeabilidad superior a la del resto de la unidad donde niveles piezométricos bajos y gradientes hidráulicos pequeños se muestran insuficientes para contrarrestar el avance del mar hacia el interior del continente, generando por lo tanto una zona de intrusión marina por causas naturales.

Desde 1983 la evolución del ión cloruro registrada en las redes de intrusión y calidad de los acuíferos de la unidad de Perelló es claramente descendente, y ya sólo en algunas ocasiones superan el gramo por litro.

Las oscilaciones periódicas detectadas en algunos puntos ponen de manifiesto la fragilidad y dependencia del sistema a las fluctuaciones del régimen de recarga-descarga de los acuíferos y, especialmente, al volumen de bombeos durante los periodos estivales y de fuerte demanda de aguas subterráneas, como el del bienio 1994-1995, que se caracterizó por un registro de precipitaciones muy por debajo de la media de los años secos, perfectamente correlacionado con la evolución salina de casi todos los puntos.

Cualquier actuación en la gestión integral del ciclo del agua encaminada a reducir las extracciones y aumentar el volumen de recarga ayuda a la recuperación de los acuíferos de la unidad, como son: control exhaustivo de las captaciones existentes y del volumen de extracciones adecuando éstas al régimen de recarga de la unidad, disminución de los caudales de explotación, reubicación de los sondeos de mayor explotación, sustitución del riego con aguas subterráneas por riego con aguas residuales, incrementar el volumen de recarga artificial de los acuíferos con recursos sobrantes o con aguas residuales convenientemente tratadas. Estas medidas han de ser más efectivas en los acuíferos cuaternarios de las planas de L'Ametlla y L'Aldea dada su gran afección, aunque no se deben olvidar las acciones sobre los acuíferos mesozoicos cuyo grado de salinización es también es alto.