Prov. T.
22/60

TESIS DOCTORAL

UNIVERSIDAD DE GRANADA
Facultad de Ciencias
Fecha 29/5/98
ENTRADA NUM. 1939
T
15
137

UNIVERSIDAD DE GRANADA

INSTITUTO DEL AGUA - DEPARTAMENTO DE GEODINÁMICA

ESTUDIO HIDROGEOLÓGICO Y MODELIZACIÓN DEL ACUÍFERO DE LOS RÍOS VÉLEZ Y BENAMARGOSA (MÁLAGA)

MEMORIA

BIBLIOTECA UNIVERSITARIA
GRANADA
Nº Documento 1684599
Nº Copia 2123535

José Luis García Aróstegui

Granada, Julio de 1998

TESIS DOCTORAL

UNIVERSIDAD DE GRANADA

INSTITUTO DEL AGUA - DEPARTAMENTO DE GEODINÁMICA

ESTUDIO HIDROGEOLÓGICO Y MODELIZACIÓN DEL ACUÍFERO DE LOS RÍOS VÉLEZ Y BENAMARGOSA (MÁLAGA)

José Luis García Aróstegui

UNIVERSIDAD DE GRANADA
2 2 MAYO 1998
COMISION DE DOCTORADO

Granada, Julio de 1998

D. José Javier Cruz San Julián y D. Ernesto Hontoria García, Catedrático de Geodinámica y Catedrático de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, de los Departamentos de Geodinámica y de Ingeniería Civil de la Universidad de Granada, respectivamente:

CERTIFICAN: que la presente Memoria, titulada *"Estudio hidrogeológico y modelización del acuífero de los ríos Vélez y Benamargosa (Málaga)"* ha sido realizada bajo nuestra dirección por **D. José Luis García Aróstegui** y que cumple, a nuestro juicio, las suficientes condiciones para que su autor pueda optar al grado de DOCTOR EN CIENCIAS GEOLÓGICAS. Lo que certificamos a los efectos oportunos.

Granada, 18 de Mayo de 1998

Fdo. D. José Javier Cruz San Julián

Fdo. D. Ernesto Hontoria García

A mi mujer, ANA

A mi hijo, Luis

¡ Tierra de Vélez Málaga !
tierra seca y a veces tan mojada...,
el mar Mediterráneo te acaricia
con su espuma de estrellas reflejada
sobre tu tierra fértil y callada.

Quien sabe si, como un sueño,
esas aguas subterráneas
en las entrañas de tu tierra contenidas,
se alzarán por los valles ondulantes,
y por limpios torrentes esparcidas
formarán los preciosos eslabones
de la eterna cadena de la vida.

Algún día miraré de nuevo tus campos
entre tus antiguas torres árabes...,
algún día volveré a beber tu agua,
arrojando sin miedo los despojos
de esos días pasados tan llenos
de cansancio y de tormento...;

después de tanta lucha consentida
por el tiempo imparable en su carrera,
por fin se encuentra la salida,
olvidando el sudor y la fatiga
para encontrar esa luz tan anhelada
a tanto trabajo sin descanso,
a tanta desesperanza contenida.

A. Ferrer

INDICE GENERAL

MEMORIA (TOMO 1)

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN 1

1.1. Presentación 3

1.2. Antecedentes 4

1.3. Objetivos 6

1.4. Metodología 7

1.4.1. Métodos de campo 7

1.4.2. Métodos de laboratorio 10

1.4.3. Métodos de gabinete 13

1.5. Agradecimientos 14

CAPÍTULO 2. EL MARCO GEOGRÁFICO Y GEOLÓGICO 19

2.1. Datos generales 21

2.1.1. Geografía física 21

2.1.2. Población 28

2.1.3. Agricultura 30

2.1.3.1. Generalidades 30

2.1.3.2. Estructura del regadío 32

2.2. Geología 38

2.2.1. La cuenca hidrográfica del río Vélez 38

2.2.2. Depósitos aluviales y deltaicos de los ríos Vélez y Benamargosa 41

CAPÍTULO 3. HIDROGEOLOGÍA 45

3.1. Introducción 47

3.2. Características del acuífero del río Vélez 50

3.2.1. Geometría del acuífero 50

3.2.2. Parámetros hidráulicos 53

3.2.3. Funcionamiento 57

3.3. Inventario de puntos de agua 58

3.3.1. El inventario de puntos de agua del año 1984 58

3.3.2. El inventario de puntos de agua del año 1995 60

3.3.3. Red piezométrica del acuífero del río Vélez 65

3.4. Piezometría y flujo subterráneo 68

3.4.1. Morfología de la superficie piezométrica 72

3.4.2. Evolución temporal de los niveles piezométricos 88

3.4.3. Modelización estocástica de la piezometría del acuífero de Vélez: Aplicación al diseño de redes de control del nivel piezométrico 93

3.5. Climatología de la cuenca y del acuífero del río Vélez 108

3.5.1. Precipitaciones y temperaturas de la cuenca 108

3.5.2. Cálculo de la evapotranspiración potencial, real y lluvia útil en el sector bajo de la cuenca del río Vélez 114

3.5.3. Valores de la ETP, ETR y lluvia útil en los años de la investigación 118

3.6. Recursos del embalse de la Viñuela y de la cuenca hidrográfica del río Vélez 124

3.7. Balance hídrico del acuífero 130

3.7.1. Entradas superficiales por los ríos Vélez, Benamargosa y Rubite 133

3.7.2. Entradas superficiales por las subcuencas laterales 134

3.7.3. Entradas subterráneas 135

3.7.4. Infiltración de la precipitación sobre el acuífero 135

3.7.5. Evaluación de las entradas por retornos de riegos 136

3.7.6. Salidas debidas a la extracción por bombeos 142

3.7.7. Salidas superficiales del sistema 148

3.7.8. Salidas subterráneas 149

3.7.9. Resultados del balance hídrico y estimación del volumen de agua subterránea almacenado 150

CAPÍTULO 4. HIDROQUÍMICA 155

4.1. Planteamiento y objetivo de los muestreos 157

4.2. Variación espacial y temporal de las características físicas, químicas y microbiológicas de las aguas 161

4.2.1. Parámetros no específicos 168

4.2.2. Constituyentes mayoritarios 179

4.2.3. Constituyentes minoritarios y trazas 205

4.2.4. Compuestos nitrogenados 215

4.2.5. Plaguicidas 233

4.2.6. Perfiles hidroquímicos a lo largo de una línea de flujo y facies hidroquímicas 238

4.2.7. Estado de saturación de las aguas 255

4.2.8. Microbiología de las aguas 257

4.3. Análisis estadístico somero de los datos 259

4.3.1. Estadística descriptiva y análisis exploratorio de los datos hidroquímicos 259

4.3.2. Correlación entre variables y modelos de regresión 262

4.3.3. Análisis de componentes principales 268

4.4. Calidad y contaminación de las aguas 272

4.4.1. Calidad de las aguas para abastecimiento 272

4.4.2. Calidad del agua para uso agrícola 275

4.4.3. Calidad del agua para otros usos 277

4.4.4. Principales focos contaminantes de las aguas 279

4.4.5. La contaminación de origen urbana 280

4.4.6. La contaminación de origen agrícola 281

4.4.7. Fenómenos de intrusión salina en acuífero 282

4.5. La intrusión marina 283

4.5.1. Variación vertical de la conductividad eléctrica y la temperatura de las aguas de intrusión salina en acuífero 287

4.5.2. Variación espacial de la conductividad eléctrica y la temperatura de las aguas 298

4.5.3. Evolución temporal de la conductividad eléctrica 300

4.5.4. Lucha contra la intrusión marina 306

CAPÍTULO 5. SIMULACIÓN NUMÉRICA DE LA INFLUENCIA DEL SISTEMA DEL EMBALSE DE LA VIÑUELA EN EL RÉGIMEN HIDROLÓGICO DEL ACUÍFERO DEL RÍO VÉLEZ 309

5.1. Introducción 311

5.2. Antecedentes 313

5.2.1. Modelo de CHSE (1987) 313

5.2.2. Modelo del ITGE (1988) 313

5.2.3. Modelo de Calvache (1991) 314

5.3. Descripción del modelo numérico utilizado en esta investigación 314

5.4. Datos de partida 318

5.4.1. Características del acuífero 318

5.4.2. Volúmenes de agua dulce 327

5.5. Condiciones de simulación 330

5.6. Resultados obtenidos y discusión 336

CAPÍTULO 6. RESUMEN Y CONCLUSIONES 353

CAPÍTULO 7. BIBLIOGRAFÍA 371

ANEXOS (TOMO 2 *Numeración aparte)

ANEXO 1. MAPAS PIEZOMÉTRICOS 1

ANEXO 2. PERFILES HIDROGEOLÓGICOS 31

Anexo 2.1. Margen izquierda del Río Vélez 33

Anexo 2.2. Río Benamargosa y margen derecha del Río Vélez 39

ANEXO 3. VOLUMEN DE ACUÍFERO Y DE AGUA SUBTERRÁNEA ALMACENADA 45

ANEXO 4. BALANCES HÍDRICOS DEL SUELO 51

ANEXO 5. RED DE CONTROL DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS 59

ANEXO 6. RESULTADOS ANALÍTICOS OBTENIDOS 65

ANEXO 7. ESTADÍSTICOS BÁSICOS DE LOS PARÁMETROS ANALIZADOS 99

ANEXO 8. GRÁFICOS DE EVOLUCIÓN TEMPORAL DEL NIVEL PIEZOMÉTRICO Y DE LOS PARÁMETROS HIDROQUÍMICOS ANALIZADOS 129

ANEXO 9. DIETAS FERTILIZANTES PATRÓN DEL SECTOR DE ESTUDIO 221

ANEXO 10. ESTUDIO DE LA INTRUSIÓN MARINA 227

Anexo 10.1. Mapa de la red de control de la intrusión y medidas efectuadas de conductividad y temperatura de las aguas subterráneas 229

Anexo 10.2. Representación gráfica de los registros de conductividad y temperatura 269

Anexo 10.3. Mapas de isovalores de la conductividad eléctrica del agua subterránea a cota -5 m en el acuífero superficial 357

Anexo 10.4. Evolución temporal del nivel piezométrico y de la conductividad eléctrica del agua subterránea en algunos puntos de la red de control de la intrusión marina 365

ANEXO 11. MAPA HIDROGEOLÓGICO DEL ACUÍFERO DE LOS RÍOS VÉLEZ Y BENAMARGOSA 389

INDICE DE FIGURAS (MEMORIA)

Figura 2-1. *Localización geográfica del área de estudio. Situación de la comarca de la Axarquía, municipios, carreteras y cuenca hidrográfica del río Vélez* 22

Figura 2-2. *Cuenca hidrográfica del río Vélez y acuífero del río Vélez.* 23

Figura 2-3. *Subcuencas identificadas en la cuenca del río Vélez (noveno orden).* 27

Figura 2-4. *Red de acequias del sector de estudio y zonas de riego* 36

Figura 2-5. *Mapa geológico simplificado de la cuenca del río Vélez* 42

Figura 2-6. *Interpretación de fracturas en el delta del río Vélez (CHSE, 1987)* 44

Figura 3-1. *Esquema hidrogeológico de situación del acuífero de Vélez* 49

Figura 3-2. *Sectores diferenciados en el acuífero de Vélez en función de los perfiles de piezómetros (P1 a P17)* 51

Figura 3-3. *Mapa de situación de los sondeos piezométricos perforados en el acuífero de Vélez, con indicación del organismo propietario y de su estado actual.* 67

Figura 3-4. *Mapa de curvas isopiezométricas del mes de Abril de 1985 (CHSE, 1987)* 70

Figura 3-5. *Mapa de curvas isopiezométricas del mes de Octubre de 1985 (CHSE, 1987)* 71

Figura 3-6. *Mapa piezométrico del mes de enero de 1994* 75

Figura 3-7. *Mapa piezométrico del mes de Julio de 1994* 76

Figura 3-8. *Mapa piezométrico del mes de enero de 1995* 78

Figura 3-9. *Mapa piezométrico del mes de julio de 1995.* 80

Figura 3-10. *Perfiles hidrogeológicos a lo largo de una línea de flujo para los meses de enero y julio de 1994, y enero y julio de 1995. Margen izquierda del río Vélez.* 81

Figura 3-11. *Perfiles hidrogeológicos a lo largo de una línea de flujo para los meses de enero y julio de 1994, y enero y julio de 1995. Río Benamargosa y margen derecha del Vélez* 82

Figura 3-12. *Mapa piezométrico del mes de enero de 1996* 84

Figura 3-13. *Mapa piezométrico del mes de julio de 1996.* 85

Figura 3-14. Mapa piezométrico del mes de enero de 1997..... 86

Figura 3-15. Mapa de curvas isopiezométricas máximas absolutas..... 87

Figura 3-16. Secciones a lo largo de una línea de flujo para la situación hipotética de niveles piezométricos máximos. Cortes por la margen derecha del río Vélez y por el río Benamargosa y margen derecha del Vélez..... 88

Figura 3-17. Evolución temporal de los niveles piezométricos y precipitaciones mensuales registradas en la estación de Vélez Málaga (periodo octubre de 1983 a mayo de 1997)..... 91

Figura 3-18. Evolución temporal de los niveles en 10 piezómetros representativos de cada una de las zonas del acuífero (periodo octubre de 1983 a mayo de 1997)..... 92

Figura 3-19. Mapa piezométrico del mes de marzo de 1994..... 98

Figura 3-20. Discretización del acuífero y situación de la zona de interés. 101

Figura 3-21. Mapa con la distribución de los errores de predicción en la red inicial de 88 puntos..... 102

Figura 3-22. Mapa con la distribución de los errores de predicción en la red final de 22 puntos. 103

Figura 3-23. Mapa con la situación de la red piezométrica inicial de 88 puntos y la red optimizada de 22 puntos..... 104

Figura 3-24. Variación de la entropía condicionada y de la razón de información en función del número de localizaciones eliminadas..... 107

Figura 3-25. Situación de las estaciones meteorológicas existentes en el entorno de la cuenca del río Vélez..... 109

Figura 3-26. Mapa de isoyetas de precipitación media anual (en mm), en el periodo considerado por Senciales (1995) para cada estación. 112

Figura 3-27. Representación gráfica del balance hídrico de un suelo en condiciones climáticas medias, para las estaciones de Vélez Málaga y Torre del Mar..... 118

Figura 3-28. Precipitaciones, temperaturas, evapotranspiración potencial y real, y lluvia útil diaria desde enero de 1993 a diciembre de 1996. Estación de Vélez Málaga. 123

Figura 3-29. *Situación de las estaciones climatológicas, estaciones de aforo y regulación hidrológica en la cuenca hidrográfica del río Vélez..... 126*

Figura 3-30. *Esquema de la red foronómica de enero de 1985 establecida para el estudio de CHSE (1987). 132*

Figura 3-31. *Mapa con la situación de las captaciones inventariadas en 1995, clasificadas según la magnitud de la explotación por bombeo durante el año hidrológico 1994/95..... 147*

Figura 4-1. *Errores de balance iónico en las determinaciones realizadas entre septiembre de 1993 y julio de 1995. ..... 159*

Figura 4-2. *Situación de los puntos de muestreo de la red de calidad. 160*

Figura 4-3. *Gráficos de variación mensual de los parámetros que se indican en el periodo octubre de 1993 a julio de 1995 (valores medios de las muestras mensuales obtenidas)..... 166-167*

Figura 4-4. *Evolución temporal de la temperatura de las aguas subterráneas en diez captaciones representativas del acuífero. 170*

Figura 4-5. *Mapas de isovalores de temperatura de las aguas subterráneas. 171*

Figura 4-6. *Evolución temporal del pH de las aguas subterráneas en diez captaciones representativas del acuífero. 173*

Figura 4-7. *Mapas de isovalores de pH de las aguas subterráneas. 174*

Figura 4-8. *Evolución temporal de la conductividad eléctrica de las aguas subterráneas en diez captaciones representativas del acuífero..... 177.*

Figura 4-9. *Mapas de isovalores de conductividad eléctrica de las aguas subterráneas..... 178*

Figura 4-10. *Evolución temporal de los contenidos en calcio en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero. 181*

Figura 4-11. *Mapas de isocontenidos en calcio de las aguas subterráneas. 182*

Figura 4-12. *Evolución temporal de los contenidos en magnesio en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero 184*

Figura 4-13. *Mapas de isocontenidos en magnesio de las aguas subterráneas. 185*

Figura 4-14. *Evolución temporal de los contenidos en sodio en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero. 188*

Figura 4-15. *Mapas de isocontenidos en sodio de las aguas subterráneas. 189*

Figura 4-16. *Evolución temporal de los contenidos en cloruros en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.* 192
Figura 4-17. *Mapas de isocontenidos en cloruros de las aguas subterráneas.* 193
Figura 4-18. *Evolución temporal de los contenidos en sulfatos en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.* 196
Figura 4-19. *Mapas de isocontenidos en sulfatos de las aguas subterráneas.* 197
Figura 4-20. *Evolución temporal de los contenidos en ión bicarbonato en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.* 200
Figura 4-21. *Mapas de isocontenidos en bicarbonato de las aguas subterráneas.* 201
Figura 4-22. *Evolución temporal de los contenidos en sílice en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.* 203
Figura 4-23. *Mapas de isocontenidos en sílice de las aguas subterráneas.* 204
Figura 4-24. *Evolución temporal de los contenidos en potasio en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.* 206
Figura 4-25. *Mapas de isocontenidos en potasio de las aguas subterráneas.* 207
Figura 4-26. *Evolución temporal de los contenidos en boro en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.* 210
Figura 4-27. *Mapas de isocontenidos en boro de las aguas subterráneas.* 211
Figura 4-28. *Evolución temporal de los contenidos en fosfatos en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.* 213
Figura 4-29. *Evolución temporal de los contenidos en nitratos en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.* 227
Figura 4-30. *Mapas de isocontenidos en nitratos de las aguas subterráneas.* 228
Figura 4-31. *Evolución temporal de los contenidos en nitritos en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.* 230
Figura 4-32. *Evolución temporal de los contenidos en ión amonio en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero* 232
Figura 4-33. *Distribución espacial de los plaguicidas detectados en el acuífero del Río Vélez.* 235
Figura 4-34. *Perfil hidroquímico por la margen izquierda del río Vélez para valores medios del periodo de estudio (octubre de 1993 - julio de 1995).* 241

Figura 4-35. *Perfil hidroquímico por la margen izquierda del río Vélez (enero de 1994)..... 242*

Figura 4-36. *Perfil hidroquímico por la margen izquierda del río Vélez (julio de 1994)..... 243*

Figura 4-37. *Perfil hidroquímico por la margen izquierda del río Vélez (enero de 1995)..... 244*

Figura 4-38. *Perfil hidroquímico por la margen izquierda del río Vélez (julio de 1995)..... 245*

Figura 4-39. *Perfil hidroquímico por el río Benamargosa y margen derecha del río Vélez para valores medios del periodo de estudio (octubre de 1993 - julio de 1995)..... 246*

Figura 4-40. *Perfil hidroquímico por el río Benamargosa y margen derecha del río Vélez (enero de 1994). 247*

Figura 4-41. *Perfil hidroquímico por el río Benamargosa y margen derecha del río Vélez (julio de 1994). 248*

Figura 4-42. *Perfil hidroquímico por el río Benamargosa y margen derecha del río Vélez (enero de 1995). 249*

Figura 4-43. *Perfil hidroquímico por el río Benamargosa y margen derecha del río Vélez (julio de 1995). 250*

Figura 4-44. *Diagramas de Piper y Shoeller..... 253*

Figura 4-45. *Diagramas de Piper y Shoeller..... 254*

Figura 4-46. *Evolución de los índices de saturación de la calcita, dolomita y yeso en el sentido del flujo subterráneo (enero de 1994). 256*

Figura 4-47. *Red de calidad microbiológica establecida en el trabajo de CHSE (1997). 258*

Figura 4-48. *Box and Whisker 261*

Figura 4-49. *Modelos de regresión..... 265*

Figura 4-50. *Modelos de regresión..... 266*

Figura 4-51. *Modelos de regresión 267*

Figura 4-52. *ACP 271*

Figura 4-53. *Mapa de calidad de las aguas 275*

Figura 4-54. *Mapa de calidad de las aguas para riego 280*

Figura 4-55. *Red de control de la intrusión marina en el acuífero de Vélez 284*

Figura 4-56. *Cortes geológicos del sector deltaico del acuífero de Vélez. Se indica la situación de los piezómetros y los tramos ranurados de éstos. 285-286*

Figura 4-57. *Registros verticales de la conductividad eléctrica del agua subterránea en el piezómetro S-10Bis (acuífero superficial).. ..... 288*

Figura 4-58. *Registros verticales de la temperatura del agua subterránea en el piezómetro S-21 (acuífero superficial)..... 289*

Figura 4-59. *Registros verticales de la conductividad eléctrica del agua subterránea en el piezómetro S-153 (acuífero profundo).. ..... 292*

Figura 4-60. *Registros verticales de la temperatura del agua subterránea en el piezómetro S-153 (acuífero profundo).. ..... 293*

Figura 4-61. *Registros verticales de la conductividad eléctrica del agua subterránea en el piezómetro S-152 (ranurado en los acuíferos superior y profundo)..... 296*

Figura 4-62. *Registros verticales de la temperatura del agua subterránea en el piezómetro S-152 (ranurado en los acuíferos superior y profundo). 297*

Figura 4-63. *Mapas de isovalores de la conductividad eléctrica de las aguas del nivel acuífero superficial a cota -5 m en los meses de febrero y julio de 1994, y enero y julio de 1995..... 299*

Figura 4-64. *Evolución temporal del nivel piezométrico y de la conductividad eléctrica del agua subterránea, de los puntos S-16Bis y H6-16(P) a cota -5 m B.N.M y del punto S-8 a las cotas de -5 y -35 m B.N.M. 303*

Figura 4-65. *Evolución temporal del nivel piezométrico y de la conductividad eléctrica del agua subterránea del punto S-153 a las cotas de -5, -20 y -35 m B.N.M..... 304*

Figura 4-66. *Evolución temporal del nivel piezométrico y de la conductividad eléctrica del agua subterránea del punto S-152 a las cotas de -5, -20 y -35 m B.N.M..... 305*

Figura 5-1. *Esquema de los trasvases del sistema del embalse de la Viñuela y situación de las estaciones de aforo..... 311*

Figura 5-2. *Sección esquemática vertical de un acuífero costero libre. 315*

Figura 5-3. *Discretización del acuífero del río Vélez y situación de los piezómetros utilizados para la verificación de los resultados de las aplicaciones realizadas* 319
Figura 5-4. *Mapa topográfico utilizado para la modelización.* 321
Figura 5-5. *Mapa de isoprofundidad del sustrato (en metros) utilizado para la modelización.* 322
Figura 5-6. *Mapa de isoespesores del acuífero utilizado para la modelización.* 323
Figura 5-7. *Distribución de permeabilidades utilizadas en la modelización.* 325
Figura 5-8. *Distribución de la porosidad eficaz utilizada en la modelización.* 326
Figura 5-9. *Datos de explotación por bombeo utilizados en la modelización.* 331
Figura 5-10. *Representación esquemática de los valores anuales medios utilizados en las simulaciones.* 332
Figura 5-11. *Red de acequias y ubicación de la EDAR proyectada. En el sector sombreado se paralizarían las captaciones (en la simulación nº 5).* 335
Figura 5-12a. *Mapa de isopiezas (en metros) y situación de los nudos donde aparece agua superficial, para un balance positivo de 83 hm3/año (Simulación 1).* 337
Figura 5-12b. *Mapa de isoespesores de agua dulce (en metros) y posición de la interfase agua dulce-agua salada, con indicación de los espesores de agua salada, para un balance positivo de 83 hm3/año (Simulación 1).* 338
Figura 5-13a. *Mapa de isopiezas (en metros) y situación de los nudos donde aparece agua superficial, para un balance positivo de 4 hm3/año (Simulación 2).* 339
Figura 5-13b. *Mapa de isoespesores de agua dulce (en metros) y posición de la interfase agua dulce-agua salada, con indicación de los espesores de agua salada, para un balance positivo de 4 hm3/año (Simulación 2).* 340
Figura 5-14a. *Mapa de isopiezas (en metros) y situación de los nudos donde aparece agua superficial, para un balance negativo de 2 hm3/año (Simulación 3).* 341

Figura 5-14b. *Mapa de isoespesores de agua dulce (en metros) y posición de la interfase agua dulce-agua salada, con indicación de los espesores de agua salada, para un balance negativo de 4 hm3/año (Simulación 3).* *342*

Figura 5-15a. *Mapa de isopiezas (en metros) y situación de los nudos donde aparece agua superficial, para un balance positivo de 22 hm3/año (Simulación 4).* *343*

Figura 5-15b. *Mapa de isoespesores de agua dulce (en metros) y posición de la interfase agua dulce-agua salada, con indicación de los espesores de agua salada, para un balance positivo de 22 hm3/año (Simulación 4).* *344*

Figura 5-16a. *Mapa de isopiezas (en metros) y situación de los nudos donde aparece agua superficial, para un balance positivo de 4 hm3/año (Simulación 5).* *345*

Figura 5-16b. *Mapa de isoespesores de agua dulce (en metros) y posición de la interfase agua dulce-agua salada, con indicación de los espesores de agua salada, para un balance positivo de 4 hm3/año (Simulación 5).* *346*

Figura 5-17. *Diferencias en el valor de las isopiezas (en metros) entre la simulación con limites impuestos a cota cero en el borde costero y la efectuada con límites abiertos (cuarta aplicación).* *347*

Figura 5-18. *Comparación de la evolución temporal de los niveles piezométricos reales con los obtenidos en las alternativas de simulación realizadas.* *349*

Figura 5-19. *Perfiles longitudinales del acuífero con la situación del nivel piezométrico para cada caso simulado.* *350*

INDICE DE TABLAS (MEMORIA)

Tabla 2-1. *Actuaciones realizadas en la cuenca del río Vélez.* 25

Tabla 2-2. *Distribución de las superficies (en km2) por subcuencas en función de los órdenes de jerarquización (Senciales, 1995)* 26

Tabla 2-3. *Datos de los municipios y su población de derecho en los municipios próximos al sector de estudio (Fuente: Instituto Nacional de Estadística)* 29

Tabla 2-4. *Resumen de la distribución de la superficie comarcal en 1983 (Fuente: Justicia, 1988).* 31

Tabla 2-5. *Distribución de la cubierta vegetal en la cuenca del río Vélez (Senciales, 1995).* 32

Tabla 2-6. *Distribución por cultivos de la superficie de riego en la zona de la vega del río Vélez en 1985 (CHSE, 1987).* 33

Tabla 2-7. *Superficies de riegos en la cuenca del río Vélez según (CHSE, 1996).* 33

Tabla 2-8. *Distribución de cultivos vinculados al uso de las aguas subterráneas del acuífero de Vélez en los años 1996 y 1997 (CHSE, 1997)* 35

Tabla 3-1. *Superficies y volúmenes de material permeable total y máximo saturado en los distintos sectores del acuífero diferenciados teniendo en cuenta los perfiles de piezómetros.* 52

Tabla 3-2. *Parámetros hidráulicos determinados en las campañas de ensayos de bombeo de los años 1984 y 1985 (CHSE, 1987).* 56

Tabla 3-3. *Desglose por hojas del número de aprovechamientos inventariados en 1984.* 59

Tabla 3-4. *Distribución de los aprovechamientos de agua inventariados en 1995.* 61

Tabla 3-5. *Número de medidas de nivel realizadas en el periodo Octubre de 1993 a Julio de 1995.* 69

Tabla 3-6. *Fuentes de datos, periodos de registro y número de medidas del nivel piezométrico recopiladas del acuífero del río Vélez (actualizados a mayo de 1997).* 89

Tabla 3-7. *Medidas del nivel piezométrico efectuadas en marzo de 1994 en 66 localizaciones.* 97

Tabla 3-8. *Secuencia de disminución de la red piezométrica compuesta por los 88 piezómetros que se indican.* 105-106

Tabla 3-9. *Estaciones meteorológicas del Instituto Nacional de Meteorología ubicadas en la cuenca del río Vélez o próximas a ella..* 110

Tabla 3-10. *Datos pluviométricos elaborados a partir de las estaciones meteorológicas consideradas por Senciales (1995) para su estudio de las condiciones climáticas de la cuenca del río Vélez.* 111

Tabla 3- 11. *Estaciones termométricas consideradas por Senciales (1995).* 113

Tabla 3-12. *Resultados del balance hídrico anual del suelo para los periodos de tiempo considerados..* 114

Tabla 3-13. *Valores de la evapotranspiración real anual calculados con los datos de precipitaciones y temperaturas anuales medias de los autores que se citan.* 117

Tabla 3-14. *Diferencias entre el balance hídrico del suelo a nivel diario y mensual, para distintas capacidades de campo. Estación de Vélez Málaga. Valores en mm.* 120

Tabla 3-15. *Valores de la ETR (en mm) calculados por distintos métodos a nivel mensual para los años hidrológicos que se indican (cap. campo 100 mm para la ETRThornthwaite). Estación de Vélez Málaga.* 121

Tabla 3-16a. *Intervalos de tipos de años según la precipitación registrada en algunas estaciones próximas al acuífero (modificado de Senciales, 1995). Cifras en mm/año.* 121

Tabla 3-16b. *Caracterización de los años hidrológicos 1993/94, 1994/95 y 1995/96 a partir de las cifras de la tabla 3-16a.* 122

Tabla 3-17. *Estaciones de aforos de la cuenca hidrográfica del río Vélez. Cifras de aportaciones calculadas por Senciales (1995) hasta el año 1993.* 125

Tabla 3-18. *Aportaciones medias (hm3/año) en las principales estaciones de aforo de la cuenca del río Vélez y recursos del embalse de la Viñuela.* 127

Tabla 3-19. *Zonas identificadas en el acuífero del río Vélez por CHSE (1987).* 131

Tabla 3-20. *Entradas superficiales por los ríos Vélez, Rubite y Benamargosa.(año 96/97 sólo hasta abril).* 133

Tabla 3-21. *Entradas subterráneas a través del material aluvial (hm3/año)* 135

Tabla 3-22. *Superficies de cultivos que utilizan las técnicas de riego por goteo y por gravedad.* 137
Tabla 3-23. *Entradas por retornos de riegos (cifras en hm3/año). Cifras del año 1996/97 hasta abril.* 142
Tabla 3-24. *Explotación por bombeo del acuífero del río Vélez (hm3/año). Las cifras correspondientes al año 19 96/97 incluyen sólo hasta el mes de abril* 146
Tabla 3-25. *Salidas superficiales del sistema acuífero (hm3/año).* 148
Tabla 3-26. *Balances hídricos del acuífero del río Vélez.* 150
Tabla 3-27. *Volúmenes de material acuífero saturado y de agua almacenada, y superficies positivas (superficie con niveles piezométricos por encima de 0 m S.N.M.) y negativas (niveles piezométricos por debajo de 0 m S.N.M.) del acuífero para cada mes de estudio de los años 1993/94 y 1994/95.* 152
Tabla 3-28. *Balance hídrico para los meses de diciembre de 1995 y enero de 1996.* 154
Tabla 4-1. *Número de muestras tomadas entre septiembre de 1993 y julio de 1995.* 158
Tabla 4-2. *Número de determinaciones realizadas entre septiembre de 1993 y julio de 1995.* 159
Tabla 4-3. *Estadísticos básicos de los análisis hidroquímicos efectuados en el periodo octubre de 1993 a julio de 1995* 164
Tabla 4-4. *Resumen de los resultados de los análisis hidroquímicos en los puntos de muestreo que se indican* 165
Tabla 4-5. *Dotaciones de nutrientes y correctores de carencias aportadas a los cultivos de tomate y judía (calculadas a partir de los datos de dietas fertilizantes de Justicia, 1988).* 218
Tabla 4-6. *Dosis de nutrientes y correctores de carencias obtenidos para cada cultivo.* 219
Tabla 4-7. *Distribución aproximada de las superficies de cultivo en los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95* 220

Tabla 4-8. *Plaguicidas detectados en las aguas subterráneas desde Septiembre de 1993 a Septiembre de 1994.* ***235***

Tabla 4-9. *Matrices de correlación*..... ***263***

Tabla 4-10. *Calidad de las aguas para abastecimiento*..... ***272***

Tabla 4-11. *Calidad de las aguas para riego*..... ***273***

Tabla 4-12. *Testificaciones de conductividad y temperatura efectuadas en el acuífero del río Vélez*..... ***283***

Tabla 5-1. *Valores de los volúmenes anuales medios de agua dulce utilizados en los cinco casos de simulación propuestos.* ***330***

Tabla 5-2. *Volúmenes de agua dulce y salada almacenados en el acuífero para cada caso de simulación.* ***348***

CAPÍTULO 1.

INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

1.1. PRESENTACIÓN

En la presente Memoria se resumen los resultados del trabajo de Tesis Doctoral relativos al estudio hidrogeológico del acuífero de Vélez (Málaga, España). En este sector existe una fuerte demanda de recursos hídricos ligada, en primer lugar, a una intensa actividad agrícola; en efecto, en la fértil vega de Vélez Málaga y Benamargosa que se asienta sobre la llanura aluvial y en las laderas colindantes se cultivan productos hortícolas y subtropicales de gran valor con un alto consumo de agua de riego. A ello se añade la demanda urbana que experimenta un fuerte incremento estival generado por la creciente actividad turística en el sector costero. Todas esta circunstancias y la obvia necesidad de una adecuada gestión de los recursos hídricos justifican la realización de estudios hidrogeológicos que proporcionen suficiente información sobre las aguas subterráneas y, en particular, en lo que se refiere a aspectos tales como una evaluación de los recursos disponibles, un control de la calidad del agua y de la incidencia en ella de las actividades agrícolas, de los vertidos urbanos o de la intrusión marina. Este es precisamente el planteamiento de este trabajo que viene a sumarse a otros realizados con anterioridad en la Universidad de Granada en los acuíferos costeros del litoral oriental andaluz con similares problemas (Benavente, 1982; Calvache, 1991 y El Amrani, 1997).

El trabajo ha sido efectuado en el Instituto del Agua de la Universidad de Granada en el marco de un Programa de Doctorado del Departamento de Geodinámica. Además, en la presente investigación se ha contado con la colaboración de otros Organismos: Confederación Hidrográfica del Sur de España, Departamento de Geología de la Universidad de Málaga y Departamentos de Estadística e Investigación Operativa, e Ingeniería Civil de la Universidad de Granada.

1.2. ANTECEDENTES

Los datos geológicos de la comarca de la Axarquía utilizados en la en la presente Memoria se han obtenido sobre todo de las hojas del Mapa Geológico de España a escala 1:50.000 (Plan Magna del Instituto Geológico y Minero) que constituyen una síntesis muy adecuada a nuestros objetivos de toda la información geológica disponible. Se trata de las hojas nº 1024 (Archidona), 1039 (Colmenar), 1040 (Zafarraya), 1053 (Málaga) y 1054 (Vélez Málaga).

Una de las primeras publicaciones relativas a los recursos hídricos de la cuenca es la de García Frías (1933) donde se proponía un posible emplazamiento de la Presa de la Viñuela en base a la información geológica del sector. Los siguientes trabajos de Antón (1939) y García Yagüe (1964) se referían, de igual manera, a las alternativas de ubicación de dicho embalse. En cuanto a los estudios hidrogeológicos referentes al acuífero del río Vélez, se han realizado varios en los últimos quince años dada la importancia de las aguas subterráneas en el sector.

En el marco del Programa Nacional de Investigación de las Aguas Subterráneas (PNIAS o PIAS), el IGME llevó a cabo, entre los años 1973 y 1977, el Proyecto de Investigación Hidrogeológica de las Cuencas del Sur (Sector Occidental) en el que se incluyeron algunos datos relativos al acuífero del río Vélez (IGME, 1981). Entre los años 1978 y 1981, el mismo Organismo en el Programa Nacional de Gestión y Conservación de los Acuíferos (PNGCA), abordó una investigación sobre la Calidad de las Aguas Subterráneas en las Cuencas del Sur de España (IGME, 1984). En el bienio 1981-1982, se desarrolló un proyecto piloto sobre la Calidad de las Aguas Subterráneas en Andalucía (IGME, 1983), en el que se hizo una valoración a nivel regional de la situación de las aguas y los posibles focos contaminantes. El informe de síntesis sobre Calidad y Contaminación de las Aguas Subterráneas en España (IGME, 1985) incluye una sucinta descripción de las características de las aguas de las distintas unidades hidrogeológicas de España. Posteriormente, este Organismo ha continuado con las investigaciones hidrogeológicas, si bien no se han efectuado estudios de detalle en el acuífero de los ríos Vélez y Benamargosa, que sólo ha sido objeto hasta la fecha de estudios de carácter muy general.

El primer estudio detallado del acuífero del río Vélez fue realizado por la Comisaría de Aguas de la Confederación Hidrográfica del Sur de España, entre los años 1984 y 1986. Se trata del "Estudio Hidrológico de los ríos Vélez y Benamargosa" (CHSE, 1987). El objetivo principal de este proyecto era conocer en detalle el acuífero del río Vélez y la influencia en éste de la entrada en funcionamiento del embalse de la Viñuela. Finalmente, entre los años 1995 y 1997 se ha realizado una actualización de dicho estudio de modo que ambos trabajos (CHSE, 1987 y 1997) son referencia imprescindible a la hora de investigar el acuífero de Vélez.

Otras publicaciones en relación con temas específicos de las aguas subterráneas de este acuífero son los de Escolano y Carrasco (1987) y Navarrete et al. (1986); en este último se estudian unas anomalías salinas detectadas en algunas perforaciones efectuadas en el sector aluvial del río Vélez antes de su confluencia con el río Benamargosa, en las inmediaciones de la localidad de Trapiche.

En el Atlas Hidrogeológico de Málaga publicado por la Diputación Provincial de Málaga (1988) se hace referencia, aunque de forma muy general, al acuífero de Vélez. La mayor parte de las cifras incluidas en dicha síntesis proceden del estudio de CHSE (1987).

Entre los años 1987 y 1988, el Instituto Tecnológico Geominero de España, desarrolló un proyecto a escala nacional sobre "Estudios especiales de desarrollo tecnológico en la lucha contra la contaminación de acuíferos". En el marco de este proyecto se llevó a cabo el "Estudio de las posibilidades de lucha contra la intrusión salina mediante la utilización de barreras artificiales en el acuífero del río Vélez" (ITGE, 1988b). El estudio de CHSE (1987) constituyó, de nuevo, la fuente básica de información hidrogeológica sobre el acuífero.

En la Tesis Doctoral de Calvache (1991) se efectúa la simulación matemática del contacto agua dulce - agua salada en algunos acuíferos de la Costa del Sol: acuíferos de Gualchos, río Verde y río Vélez. Nuevas alternativas de simulación son consideradas en Calvache y Pulido-Bosch (1996 y 1997). La mayor parte de los datos hidrogeológicos utilizados proceden también en este caso del trabajo de CHSE (1987).

Entre los años 1990 y 1991, la colaboración científica mantenida entre el Instituto del Agua de la Universidad de Granada, el Departamento de Geología de la Universidad de Málaga y el Instituto de Geología, Geofísica y Geoinformática de la Universidad Libre de Berlín (Institut für Geologie, Geophysik und Geoinformatik an der Freien Universität Berlín) permitió que cuatro investigadores alemanes realizaran sendas tesinas sobre el acuífero del río Vélez (Müller, 1992; Trucks, 1992; Rusch, 1993; Winchenbach, 1993).

Otros antecedentes indiscutiblemente relacionados con los temas tratados en presente Memoria son los de Senciales (1995) y los de Justicia (1978 y 1988). El primero de ellos constituyó la Tesis Doctoral de este investigador del Departamento de Geografía de la Universidad de Málaga consistente en un estudio hidrográfico de la cuenca del río Vélez. En el segundo trabajo citado profundiza sobre la agricultura de la comarca de la Axarquía y Montes de Málaga.

Finalmente, una parte de los datos incluidos en la presente Memoria han sido objeto de interpretaciones parciales publicadas previamente en revistas científicas, congresos o simposios (García-Aróstegui *et al.*, 1996 a, b, c y d; 1997 a, b; 1998; Bueso *et al.*, 1997).

Los antecedentes de aspectos concretos de la presente investigación se referencian oportunamente a lo largo de la Memoria.

1.3. OBJETIVOS

Habida cuenta la importancia de los recursos hídricos en la comarca de la Axarquía, en la que constituyen el soporte esencial de su economía, en el presente trabajo se ha pretendido atender especialmente a las siguientes cuestiones:

a) Establecer en detalle el funcionamiento del acuífero.
b) Evaluar los recursos hídricos y las reservas de agua subterránea en el acuífero.
c) Caracterizar las aguas subterráneas desde el punto de vista hidroquímico.
d) Estudiar los fenómenos de intrusión marina, su variación espacial y temporal.
e) Estudiar en detalle y con ayuda de la modelización matemática, la influencia de la regulación hidrológica de la cuenca hidrográfica del río Vélez y, en particular, del

sistema del embalse de la Viñuela, en los recursos hídricos y funcionamiento del acuífero de Vélez.

Es obvio que el importante volumen de datos experimentales recogidos o recopilados en esta investigación pueden ser objeto de tratamientos específicos detallados en algunos aspectos no incluidos en este trabajo, de modo que queda abierto un amplio campo para desarrollar futuras investigaciones en tales cuestiones. No obstante, no cabe duda de que la información que aquí se presenta es útil para una adecuada planificación de la gestión de los recursos hídricos de la cuenca.

1.4. METODOLOGÍA

A continuación se describe la metodología empleada que se ha clasificado, como es habitual en este tipo de trabajos, en métodos de campo, de laboratorio y de gabinete; algunas técnicas específicas empleadas serán descritas con detalle en los capítulos correspondientes.

1.4.1. Métodos de campo

De acuerdo con el organigrama de trabajo elaborado al comienzo de la investigación, se planteó una fase inicial de toma de datos de campo de dos años hidrológicos 1993/94 y 1994/95. Sin embargo, en la presente investigación también se recogen los resultados de los trabajos de campo efectuados, con una participación directa de este Instituto y en concreto del autor de esta Memoria, en el proyecto de CHSE (1997), que comenzaron en agosto de 1995 y tuvieron una duración de dos años, por lo que se dispone de información de los años 1993/94, 1994/95, 1995/96 y 1996/97.

A continuación haremos referencia estrictamente a los trabajos de la presente investigación y que, efectuados con periodicidad mensual, entre octubre de 1993 y julio de 1995, han supuesto más de cien jornadas de campo; de ellas, 84 corresponden a las labores de medidas del nivel piezométrico, testificaciones y toma de muestras de agua.

1.4.1.1. Cartografía

Como base topográfica se ha utilizado la cartografía a escala 1:50.000 del Servicio Geográfico del Ejército, los mapas del trabajo de CHSE (1987) a escala 1:10.000, y otros planos y mapas de detalle del Centro de Estudios Territoriales y Urbanos de la Junta de Andalucía a escalas 1:10.000, 1:5.000 y 1:2.000. En todos ellos se han plasmado las observaciones de carácter diverso: geología, hidrogeología, infraestructuras, cultivos, etc.

1.4.1.2. Inventario y actualización de puntos de agua

En primer lugar se procedió a la revisión del mapa hidrogeológico proporcionado por el estudio de CHSE (1987), en el que se realizó un inventario detallado de puntos de agua en agosto de 1984. Los trabajos han consistido en la observación del estado y características de los puntos inventariados en 1984 y la toma de algunos datos de los puntos nuevos; sin embargo, esta labor no ha sido tan exhaustiva como la desarrollada en el proyecto de CHSE (1997) en el que, durante dos meses (agosto y septiembre de 1995), se inventariaron todos los aprovechamientos del acuífero. Los inventarios referidos (años 1984 y 1995) son objeto de un apartado en el Capítulo de Hidrogeología de la presente Memoria.

1.4.1.3. Medidas del nivel piezométrico

Se han efectuado con periodicidad mensual en unos 80 puntos, entre octubre de 1993 y julio de 1995. El número total de medidas ha sido de 1477, no obstante, sólo se pudo obtener el nivel piezométrico en unos 65 puntos cada mes (1205 medidas en total), ya que algunos no estaban nivelados topográficamente. El equipo utilizado fue una sonda piezométrica tradicional, marca SEBA (modelo D-8950).

1.4.1.4. Testificaciones de conductividad eléctrica y temperatura del agua en profundidad

En una red de piezómetros y captaciones importantes del sector deltaico del acuífero, se establecieron perfiles de conductividad eléctrica y temperatura del agua subterránea, con medidas de ambas variables cada metro, hasta completar la profundidad del punto testificado. Entre octubre de 1993 y julio de 1995, se testificaron una media mensual de 17 puntos (310 en

total), con un total de metros registrados de 7344. El equipo de medida utilizado fue una sonda de la marca WTW, (modelo TetraCon 96T, con cien metros de cable y microprocesador).

1.4.1.5. Toma de muestras de agua

Para realizar esta labor se estableció una red de puntos de muestreo. En la selección de los puntos de la red se tuvieron en cuenta aquellos puntos importantes de los que se disponía de análisis previos; se estableció una distribución homogénea en el acuífero aunque en el sector costero se hizo más densa para mejorar su conocimiento. Esta labor se planteó con el objetivo de estudiar en detalle la variación espacial y temporal de las características fisico-químicas del agua.

La primera campaña se efectuó en septiembre de 1993 en sólo cuatro captaciones de abastecimiento, en las que se tomaron muestras para el análisis de componentes mayoritarios, nitrogenados y fosfatos. En octubre de 1993 se comenzaron los muestreos, que tuvieron una periodicidad mensual, hasta julio de 1995, para los componentes anteriormente citados; se tomaron muestras cada dos meses, hasta septiembre de 1994, para el análisis de plaguicidas y en los meses de noviembre de 1994 y marzo de 1995 se recogieron muestras para el análisis de elementos metálicos.

Prácticamente todas las muestras se tomaron tras bombeo de, al menos, diez minutos de duración y se prestó especial atención a las que se recogieron en el sector deltaico debido a la posible estratificación del agua. En las muestras que se adquirieron con ayuda de un hidrocaptor, se tuvo en cuenta esta circunstancia a la hora de interpretar los resultados. Los recipientes utilizados y las condiciones de conservación de las muestras fueron los siguientes (ASTM, 1980; Rodier, 1981; CIHS, 1988):

- ⇒ 1 frasco de polietileno de 500 c.c., sin conservantes, para la determinación de constituyentes mayoritarios.
- ⇒ 1 frasco de polietileno de 500 c.c., con 40 mg/l de Cl_2Hg, para la determinación de NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+ y PO_4^{3-}.

⇒ 1 frasco de polietileno de 500 c.c., con 1 ml de ácido nítrico 35%, para la determinación de elementos metálicos.

⇒ 5 litros en frasco de vidrio, sin conservantes, para el análisis de plaguicidas.

Las muestras se almacenaron y transportaron al laboratorio en nevera a 4°C y las determinaciones se iniciaron antes de transcurridas las 24 horas del muestreo, salvo las de plaguicidas y metales que se comenzaron antes de los siete y treinta días, respectivamente (en ambos casos las muestras se conservaron en frío durante todo ese periodo).

Algunos parámetros fueron medidos "in situ" con los siguientes equipos:

- Concentración en ion hidrógeno (pH): equipo portátil de la marca WTW (pH-metro, modelo 95).
- Conductividad eléctrica y temperatura del agua: equipo portátil de la marca WTW (Conductivímetro, modelo 96A).

1.4.2. Métodos de laboratorio

A continuación se describen brevemente los métodos de análisis utilizados para cada elemento químico estudiado en la presente investigación (ASTM, 1980; Rodier, 1981; CIHS, 1988; Instituto del Agua, 1994 y 1996). Esta labor se ha efectuado íntegramente en el laboratorio del Instituto del Agua de la Universidad de Granada.

1.4.2.1. Carbonatos y bicarbonatos

Se ha utilizado el método de Titración que consiste en la valoración "automática" de los carbonatos y bicarbonatos con la adición de ClH 0.05N. En concreto, el procedimiento de análisis se efectúa de la manera siguiente: una vez medido el pH inicial de la muestra, el equipo (Titrador) comienza a añadir ácido clorhídrico hasta que el pH desciende a 4.5 en el que se consumen todos los bicarbonatos presentes; el equipo proporciona el contenido en ión bicarbonato y carbonato (si lo hubiera) a partir de la medida del volumen de ácido consumido en la valoración.

1.4.2.2. Sodio, amonio, potasio, magnesio y calcio

La técnica de análisis utilizada ha sido la cromatografía de intercambio iónico con supresión química de la conductividad del disolvente. El equipo empleado es de la marca Dionex (modelo DX-300; integrador modelo 4400). El principio de la determinación consiste en hacer pasar una muestra de agua, inyectada previamente en una corriente de ácido clorhídrico (disolvente o fase móvil), a través de un intercambiador iónico (columnas de protección y separación de cationes), en el que los iones (cationes en este caso) se separarán según la afinidad que presenten hacia él; la detección de los iones es conductimétrica (cromatograma), una vez suprimida la conductividad debida a la fase móvil, lo que se logra empleando un supresor continuo que transforma ésta en una especie de baja conductividad. La determinación cuantitativa se realiza midiendo el área del pico cromatográfico comparado con la de un patrón.

En esta técnica analítica, las interferencias se pueden producir por la presencia en la muestra de una sustancia cuyo tiempo de retención coincida con el de un catión a determinar; la resolución se puede ver afectada por una elevada concentración de algún catión con un tiempo de retención parecido. Una dilución adecuada de la muestra evita muchos problemas, aunque será necesaria una validación individual para la conocer la precisión y el sesgo en el análisis. Por otro lado, teniendo en cuenta que se usan volúmenes muy pequeños (inferiores a 5 ml, con diluciones mayores de 1:10), hay que prestar atención frente a una posible contaminación.

La concentración mínima detectable de un catión vendrá dada por el contenido de éste en la muestra y la escala de medida de la conductividad eléctrica utilizada.

1.4.2.3. Cloruros, nitritos, nitratos, fosfatos y sulfatos

Se ha utilizado también la cromatografía de intercambio iónico para el análisis de estos parámetros, si bien, en algunas muestras, se han comparado los resultados con los análisis por otros métodos.

En este caso, la inyección de la muestra de agua se hace en una corriente de disolvente carbonato-bicarbonato y los intercambiadores iónicos son los específicos para aniones. La supresión de la conductividad de la fase móvil se realiza con una solución de ácido sulfúrico. De esta manera se consiguen transformar los aniones separados en el intercambiador en sus formas ácidas de alta conductividad (Ej.: ClH) mientras que el disolvente se convierte en la sal correspondiente de conductividad eléctrica débil. Los aniones separados en sus formas ácidas se miden por la señal registrada en el conductivímetro, identificándose según el tiempo de retención comparado con el de los patrones. La determinación cuantitativa se realiza midiendo el área del pico cromatográfico.

En el caso de los nitratos, esta técnica está exenta de las interferencias que se producen en otros métodos de análisis como, por ejemplo, en el método de espectrofotometría de luz ultravioleta, en el que la presencia de materia orgánica en la muestra produce interferencias.

1.4.2.4. Sílice

Para su determinación se ha utilizado el método colorimétrico del molibdosilicato, con medida espectrofotométrica a una longitud de onda de 410 nm. En este procedimiento de análisis, las interferencias con los fosfatos se evitan añadiendo ácido oxálico. El equipo utilizado ha sido un espectrofotómetro UV-visible de doble haz, Hitachi U-2000.

1.4.2.5. Boro

El método de análisis utilizado se basa en la formación de un compuesto coloreado entre este elemento y la azometina H, que permite la medida de la absorbancia (a 410 nm de longitud de onda) y, por tanto, la determinación espectrofotométrica del boro en las condiciones experimentales adecuadas.

1.4.2.6. Elementos metálicos: hierro, manganeso, plomo, cromo y cadmio.

Se ha utilizado la espectrofotometría de absorción atómica con cámara de grafito, debido a que estos elementos se han encontrado en concentraciones muy por debajo del

intervalo óptimo de la espectrofotometría de absorción atómica con llama aire-acetileno. El equipo utilizado es de la marca PERKIN-ELMER (modelo 4100 ZL).

1.4.2.7. Plaguicidas

Para la extracción de residuos de plaguicidas en el agua se ha empleado el método de adsorción en resinas, para lo que se utilizaron columnas de vidrio de 15,0 cm de longitud y 0,5 cm de diámetro interior, en las que se introdujo la resina amberlita XAD-2 (Augustín, 1983). Una vez pasadas las muestras a través de las columnas rellenas con la resina anteriormente mencionada, éstas se eluyeron con disolventes. Los residuos de plaguicidas extraídos se analizaron utilizando un cromatógrafo de gases marca PERKIN-ELMER, con detectores DCE y NPD.

1.4.3. Métodos de gabinete

Esta labor se ha realizado a lo largo de toda la investigación y se ha centrado, fundamentalmente, en los siguientes aspectos:

a) Recopilación de los antecedentes bibliográficos, tanto geológicos como hidrogeológicos; también se ha consultado la bibliografía disponible relativa a otros aspectos de zona de estudio: geografía, infraestructuras, agricultura, economía, etc.
b) Recopilación bibliográfica sobre algunos de los temas específicos tratados en esta investigación.
c) Recopilación y tratamiento de datos pluviométricos y termométricos de las estaciones meteorológicas de la cuenca del río Vélez. La información fue suministrada por el Centro Meteorológico Zonal de Andalucía Oriental (Instituto Nacional de Meteorología); algunos datos fueron facilitados por el Servicio de Hidrología (Climatología) de la CHSE.
d) La Confederación Hidrográfica del Sur, en la mayor parte de las veces a través del Servicio de Hidrología, facilitó la consulta de varios proyectos y estudios de la zona y aportó la información disponible referente a los siguientes aspectos:
    - Datos de las estaciones de aforo de la cuenca del río Vélez.
    - Medidas de nivel piezométrico en el acuífero de Vélez.

- Registros de conductividad y temperatura en algunos piezómetros y captaciones del acuífero de Vélez.
- Desembalses de la presa de la Viñuela.

e) Informatización y tratamiento de todos los datos y, especialmente, los obtenidos en las diferentes campañas de muestreo. La mayor parte de la información numérica se ha tratado con la hoja de cálculo Microsoft Excel con la que también se han elaborado algunos gráficos. Los mapas de isovalores, perfiles hidrogeológicos y cálculos del volumen de acuífero se han efectuado con el programa Surfer. Otros mapas y gráficos, incluyendo el mapa anexo a esta Memoria, se han realizado con CorelDraw. Para realizar el tratamiento estadístico de los datos se ha utilizado el programa Statgraphics Plus. Finalmente, se han usado otros programas más específicos, sobre todo, para el estudio hidroquímico (Hydrowin, Pipscho, Wateqf, etc.).

f) El modelo matemático de flujo subterráneo que se ha utilizado para simular la influencia del embalse de la Viñuela en el régimen hidrológico del acuífero del río Vélez, ha sido Hygeomar que pertenece al programa general de simulación MELEF-2D (véase Capítulo de Modelización).

g) Finalmente, tras la interpretación global de los resultados se ha procedido a la redacción de la presente Memoria e impresión de la misma con el programa de tratamiento de textos Microsoft Word.

1.5. AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero agradecer al Dr. José Javier Cruz San Julián, Catedrático de Geodinámica, Director del Instituto del Agua de la Universidad de Granada y responsable del Grupo de Investigación nº 4.021 (Recursos Hídricos) de la Junta de Andalucía en el seno del cual se desarrolló este estudio, y al Dr. Ernesto Hontoria García, Catedrático del Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la ETSICCP de la Universidad de Granada , directores ambos de la presente Tesis Doctoral, la confianza que han depositado en mi y el apoyo económico y humano prestado en todo momento. A ellos les debo algo más que mi reconocimiento por su labor.

Esta investigación se ha llevado a cabo gracias a una beca, de cuatro años de duración (1993-1996), del Plan de Formación del Personal Investigador del Ministerio de Educación y

Ciencia. Durante los últimos meses de trabajo, entre noviembre de 1997 y julio de 1998, he disfrutado de una beca con cargo al Grupo de Investigación nº 4021 (Recursos Hídricos).

Mi más sincero agradecimiento al Dr. José Benavente Herrera, Profesor Titular de Geodinámica de la Universidad de Granada y al Dr. Francisco Padilla Benítez, Investigador del Instituto del Agua, por sus comentarios críticos y el intercambio continuo de ideas y experiencias. A Paco, además, le agradezco que sus conocimientos hayan servido para elaborar el capítulo de modelización.

Debo expresar asimismo mi gratitud al Departamento de Geodinámica y como no, al Instituto del Agua, en el cual creo haber pasado "buena parte del tiempo de mi vida".

Al Dr. Francisco Carrasco Cantos, Profesor Titular de Geodinámica de la Universidad de Málaga y profundo conocedor de la zona de estudio; él "me abrió las puertas de Málaga" y sin su ayuda y orientación este trabajo quizás no hubiese llegado a buen puerto. Le doy las gracias sinceras por todo ello.

Quiero dejar constancia de mi reconocimiento expreso a la Confederación Hidrográfica del Sur de España y, en particular, a la Comisaría de Aguas, que pusieron en mis manos cuanta información disponible les solicité. Agradezco, de forma muy especial, la colaboración de D. Agustín Escolano Bueno, Comisario de Aguas hasta noviembre de 1996, y de D. Alfonso Esteve Polo, Ingeniero Jefe del Sector Oriental de la Comisaría de Aguas del Sur. No quiero olvidar tampoco al Servicio de Hidrología y a su Ingeniero Jefe, D. Alfonso Santos Olmos, que me facilitaron muy amablemente datos de las estaciones de aforo, datos meteorológicos y datos relativos al control de las aguas subterráneas; respecto a estos últimos, agradezco la ayuda inestimable del responsable de la sección de Hidrología-Aguas Subterráneas, D. Rafael Mayorga y, por supuesto, la de su eficaz equipo humano.

Agradezco también la colaboración de la Compañía General de Sondeos (CGS-OGDEN) que me facilitó la consulta de algunos trabajos realizados en el acuífero de Vélez. Durante el proyecto de CHSE (1997), colaboré con esta empresa y trabajé para ella al finalizar el periodo de beca; quiero dejar constancia de mi agradecimiento por su confianza a toda la

plantilla de la división de Recursos Hidráulicos y, en concreto, a D. Javier Almoguera y Dª Regina Rodríguez.

No quisiera olvidar a los propietarios de las captaciones, agricultores y lugareños en general del sector de estudio que han colaborado de una u otra forma en este trabajo. Mención especial merece Juan Gámez, Ingeniero Agrícola, con quien he compartido un sin fin de charlas sobre la problemática del agua en la Axarquía. También agradezco la amabilidad del Ayuntamiento de Vélez Málaga y de la empresa de aguas SEDMA y TRACTEBEL a la hora de facilitarme información.

A mis compañeros y jóvenes doctores del Grupo de Investigación Carmen Almécija, Mª Carmen Hidalgo, Namira El Amrani, Javier Cardenal, Santiago García y Manuel Olías les debo el trato agradable y sus investigaciones han sido una referencia imprescindible para mi. Los comentarios y charlas con Mª Carmen han ayudado especialmente a mejorar la calidad de este trabajo; también le doy las gracias por su apoyo constante.

Mi gratitud al resto de compañeros del Instituto del Agua, algunos pertenecientes también al Grupo de Investigación, por el excelente ambiente de trabajo y respeto que han creado. Entre todos ellos quiero resaltar especialmente y por orden alfabético a Mª Victoria Amores, Concepción Calvo, Luis Cruz, Miguel Angel Gómez, Jesús González, Luisa López, Mª Victoria Martínez y Clementina Pozo, así como a los más recientes, Juan Carlos Cuesta, Kaltoum El Mabrouki, Juan Gálvez y Miguel Rodríguez.

Mención aparte merece Ana Sanroma Mendizábal, responsable del laboratorio del Instituto del Agua durante los primeros años de la investigación; le agradezco su amabilidad y la excelente puesta a punto de todas las técnicas analíticas.

A Cipriano Augustín, Catedrático de Escuela Universitaria del Departamento de Química Analítica de la Universidad de Granada, debo las técnicas de extracción y los análisis de plaguicidas; también le expreso mi gratitud por su buen humor, su apoyo y su amistad.

En algunas campañas de campo del año hidrológico 1993/94, e interpretación de sus resultados, tuve la gran ayuda de Vicente Carabias, Especialista en Medio Ambiente de la

Universidad de Zurich, que efectuó en el Instituto del Agua de la Universidad de Granada sus prácticas de formación. Aún conservo su amistad y apoyo.

No tengo palabras para agradecerle a mi esposa, ANA, su apoyo incondicional, su cariño y su interés por este trabajo. Tuve, además, su inestimable ayuda durante todas y cada una de las campañas de testificaciones de conductividad y temperatura, y en muchas de las jornadas de toma de muestras de agua. A ella le dedico mi Tesis Doctoral, por el amor que le tengo, fruto del cual ha nacido nuestro hijo Luis, que también algo ha "sufrido las circunstancias" de esta investigación.

Finalmente, sólo me queda agradecer el ánimo y apoyo encontrado en mis hermanos (Margarita, Mª Isabel, Mª Luz, Rosa Mª, Javier y Miguel Angel) y, especialmente, en mis padres (Francisco y Margarita) quienes, a pesar de las dificultades de la vida, supieron formar una familia estupenda.

CAPÍTULO 2.

EL MARCO GEOGRÁFICO Y GEOLÓGICO

CAPÍTULO 2. EL MARCO GEOGRÁFICO Y GEOLÓGICO

2.1. DATOS GENERALES

2.1.1. Geografía física

La zona de estudio se encuentra situada en la parte oriental de la provincia de Málaga (España), en el sector costero central de la comarca de la Axarquía (figura 2-1).

Las características geológicas de la región, que se describirán en el siguiente apartado, condicionan que en la comarca de la Axarquía y, en particular, en la cuenca del río Vélez se puedan distinguir tres unidades de relieve bien diferenciadas de norte a sur. En el sector septentrional resaltan los escarpes calizos de las sierras de Camarolos, del Rey, Enmedio, Alhama, Tejeda y Almijara, de oeste a este respectivamente; en estas sierras se alcanzan las mayores altitudes del sector: los picos de la Torca (1.500 m), Gallo (1.356 m), Vilo (1.412 m) y La Maroma (2.065 m). Más al sur, con una alineación este-oeste, se sitúa el corredor de Colmenar-Periana, que constituye un área deprimida, con una notable diversidad litológica, y en la que se localiza el embalse de la Viñuela. Este corredor separa los fuertes relieves calizos de las colinas, con formas más suaves y redondeadas, situadas al sur, en las que afloran materiales esquistosos de unidades pertenecientes a las zonas internas béticas. Finalmente, a lo largo del litoral, se localizan depósitos marinos de edad pliocena y los materiales aluviales y deltaicos cuaternarios que han dado lugar a fértiles vegas. Justicia (1988) define a la comarca de la Axarquía, desde un punto de vista fisiográfico, como "una montaña orientada al mediodía que se precipita sobre el mar" frase en la que se resumen sus rasgos más característicos: ámbito montañoso, clima suavizado y presencia cercana del mar.

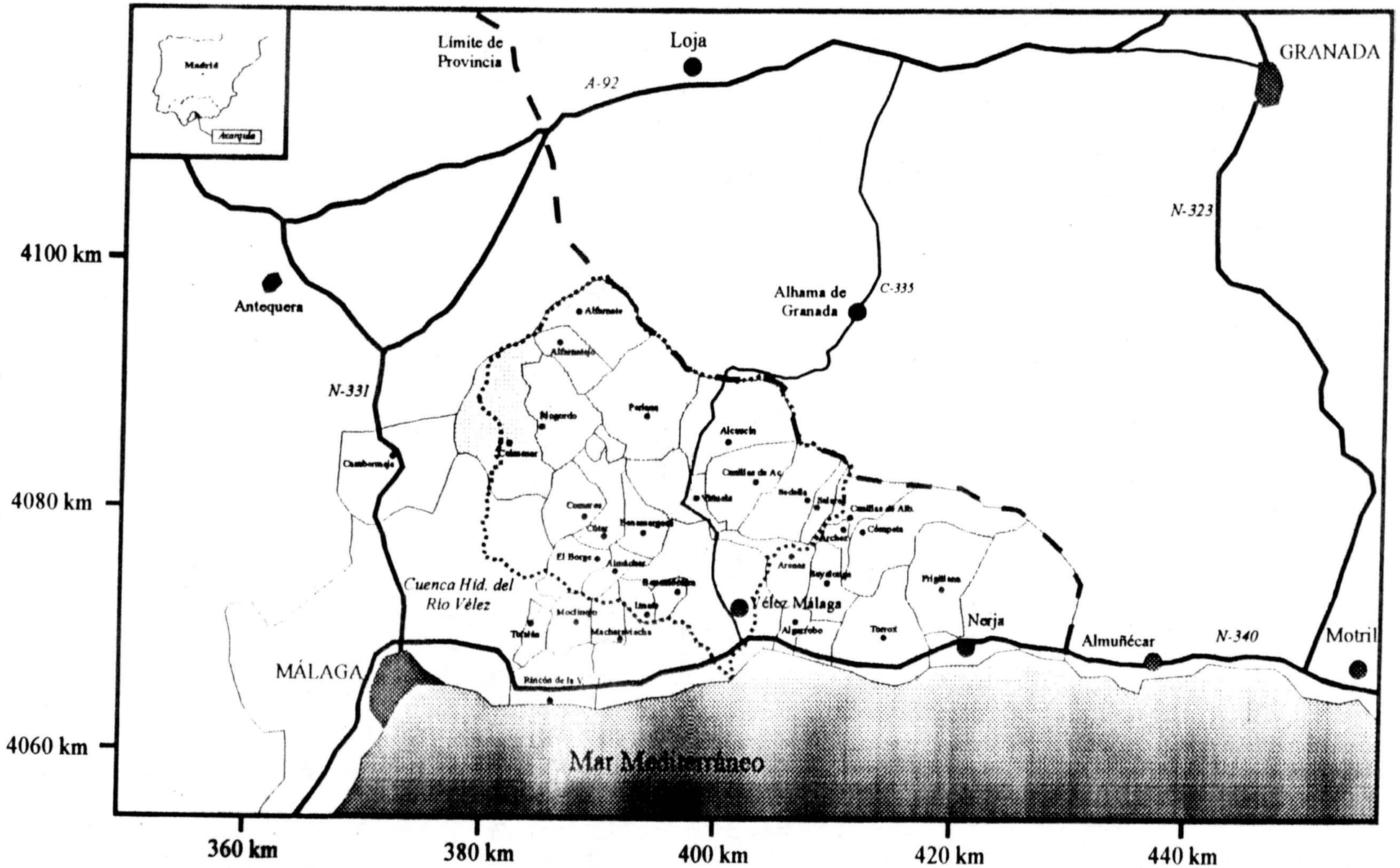


Figura 2-1. *Localización geográfica del área de estudio. Situación de la comarca de la Axarquía (sombreado), municipios (trazo fino), carreteras y cuenca hidrográfica del río Vélez (trazo de puntos).*

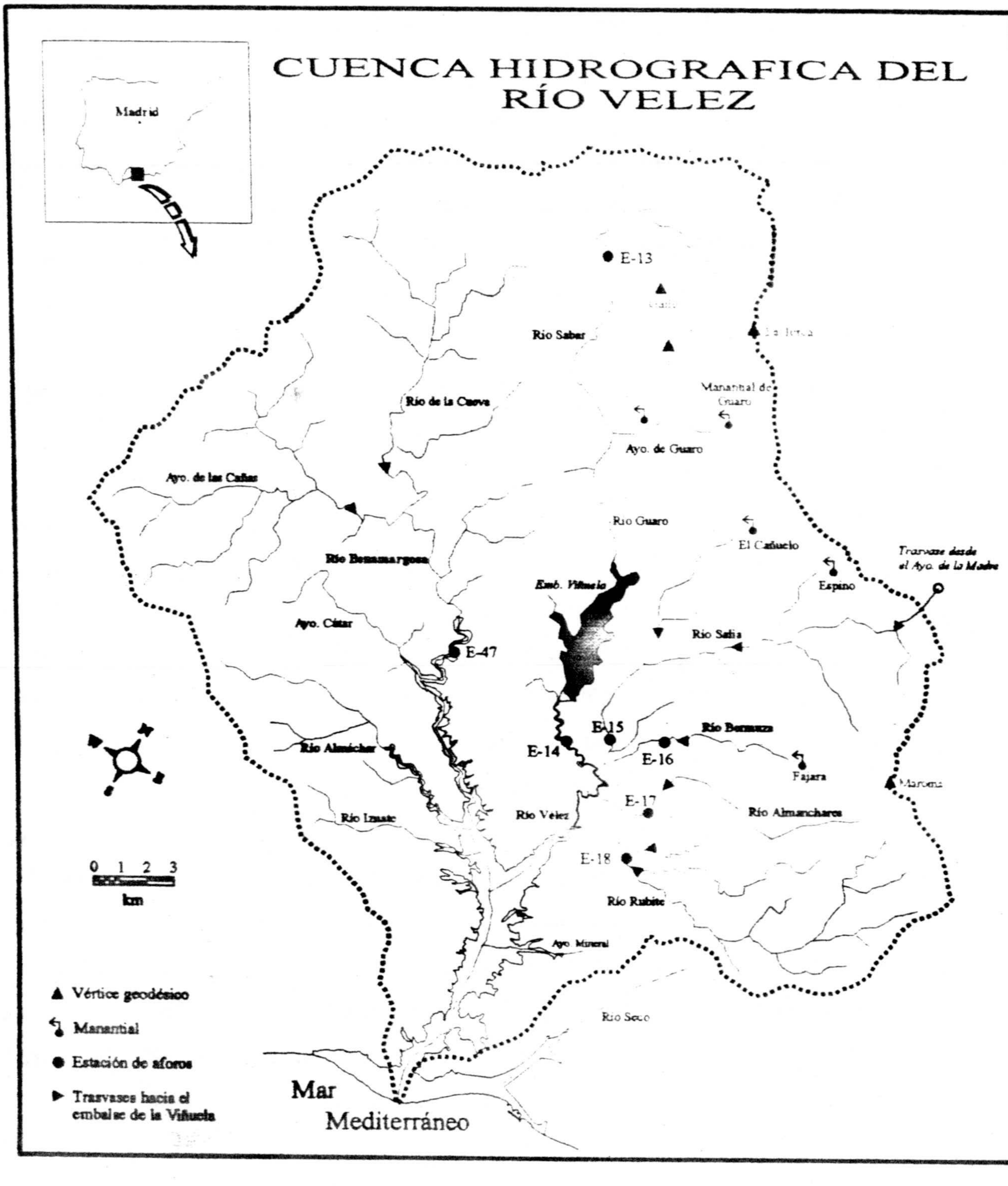


Figura 2-2. *Cuenca hidrográfica del río Vélez y acuífero del río Vélez.*

La cuenca hidrográfica más importante de la comarca es la del río Vélez que, con una superficie de 610 km^2 (proyectada), supone el 60% de la extensión total de la Axarquía (1.021 km^2). Se trata de una cuenca de ámbito mediterráneo y tamaño medio, cuyo río principal nace al pie de la vertiente sur de la Sierra de Alhama, en los manantiales de Guaro, y mantiene esta denominación (río Guaro) hasta la confluencia con el río Almanchares, donde pasa a llamarse río Vélez. Unos kilómetros aguas abajo de su nacimiento recibe las aguas del río Sabar y de algunos manantiales de la Sierra de Enmedio; todas estas aportaciones son embalsadas por La Viñuela. Hacia el sur, a la salida del embalse, el río penetra en los materiales esquistosos de la unidades béticas y recibe por la izquierda, además de las aguas drenadas por una multitud de barrancos y cañadas, las aportaciones de los ríos Salia (o Alcaucín), Bermuza, Almanchares y Rubite. Próximo a su desembocadura, ya dentro de sus propios depósitos detríticos, recibe el principal afluente, el río Benamargosa. En la figura 2-2 se pueden observar los principales rasgos hidrológicos de la cuenca vertiente del Vélez y una primera perspectiva de la regulación hídrica del sector, que incluye, además del citado embalse, los trasvases de la mayor parte de los afluentes y de cuencas externas. La modificación antrópica reciente de la dinámica hídrica de la cuenca condiciona, sin duda alguna, el funcionamiento futuro del acuífero aluvial costero del río Vélez. En el sector deltaico parece que se empiezan a dejar notar los efectos de la reducción de aportes de sólidos debido a las obras hidráulicas de la cuenca, en el sentido producir un retroceso de la línea costera.

El área proyectada de la cuenca es, como ya se ha comentado, de 610 km^2 (609.7 km^2, según el Centro de Estudios Hidrológicos del MIMAM); sin embargo, Senciales (op. cit.), al relacionar las superficies proyectadas con sus pendientes respectivas, ha cifrado la superficie real en 641.6 km^2, lo supone un 5.24% de incremento respecto a la superficie planimetrada sobre la cartografía. El citado autor utiliza esta cifra en todos sus cálculos, entre los que se encuentran, los de cada una de las subcuencas y las cubiertas vegetales.

Las subcuencas principales identificadas por Senciales (op. cit) son las del río Guaro, donde se ubica el embalse de la Viñuela, Almanchares, Rubite y Benamargosa. Las principales modificaciones antrópicas llevadas a cabo en la cuenca se refieren a las obras relacionadas con la construcción del sistema del embalse de la Viñuela y la ejecución del Plan Guaro de Riego y Abastecimiento a la Costa del Sol Oriental (tabla 2-1).

Subcuenca	Orden	Obras de Ingeniería o cambios de cultivos recientes que modifican la dinámica hidrológica
Sabar	5°	Poco modificada
Iznate	6°	Escollera en el tramo inferior
Almáchar	6°	Intacta
El Borge	6°	Intacta
Cútar	6°	Incremento notable de regadíos en la parte media y baja
La Caldera	6°	Incremento de regadíos en la parte baja
Las Cañas	6°	Intacta
El Suque	6°	Casi intacta
La Cueva	6°	Construcción de una presa de derivación. Incremento del olivar.
La Morra	6°	Casi intacta
Guaro	6°	Muy transformada. Vaso y presa de la Viñuela. Aumentan algunos regadíos en Periana. Almendro sustituido por olivar.
Seco	6°	Construcción de una presa de derivación y escollera
Puente de Piedra	6°	Trasvase desde el arroyo de la Madre y construcción de escollera.
El Alcázar	6°	Casi intacta. Ligero aumento de la superficie forestal
Bermuza	6°	Construcción de una presa de derivación
Almanchares	6°	Construcción de una presa de derivación. Sustitución de olivares por regadío.
Sedella	6°	Regadíos en retroceso
La Fuente	6°	Muy ligero avance de regadíos
Salares	6°	Río embovedado en el municipio de Salares
Mineral	6°	Buena parte ocupado por regadíos y área urbana de Vélez
Almáchar	7°	Fuerte aumento de los regadíos en la cuenca baja
Benamargosa	7°	Controlada por las presas de Solano y la Cueva. Fuerte aumento de los regadíos (aguacates)
Guaro	7°	Muy modificada por las actuaciones en las cuencas situadas aguas arriba. Incremento notable de regadíos.
Salia	7°	Construcción de una presa de derivación
Rubite	7°	Construcción de dos presas de derivación
Benamargosa	8°	Prácticamente, toda la superficie cubierta de regadíos
Vélez	8°	Prácticamente, toda la superficie cubierta de regadíos. Escolleras de la construcción de la carretera C-335
Vélez	9°	Condicionada totalmente por la dinámica artificial. Reducción del área deltaica

***Tabla 2-1. Actuaciones realizadas en la cuenca** del río Vélez (Elaborado a partir de información propia y de Senciales, 1995).*

Este mismo autor aporta información relativa a las superficies y órdenes de jerarquización de cada una de las subcuencas identificadas (tabla 2-2 y figura 2-3). Las subcuencas de orden sexto más importantes son la de Guaro, que incluiría la del río Sabar (de 5° orden), y la Cueva. Las de 7° orden más importante son, de nuevo la de Guaro seguida de la de Benamargosa. Aguas abajo se puede indentificar la cuenca de 8° orden del río Vélez que supera a la de Benamargosa. Finalmente, ambas subcuencas y la del Mineral dan lugar a la

cuenca del Río Vélez que ya incluye los 641.6 km² de superficie real calculados por Senciales (op. cit.).

9° ORDEN	8° ORDEN	7° ORDEN	6° ORDEN	
	Subcuencas	Subcuencas	Subcuencas	Superficies
VELEZ Sup. 641.6	Benamargosa Sup. 285.50		Iznate	11.69
		Almáchar Sup. 33.34	Almáchar	6.79
			El Borge	17.22
		Benamargosa Sup. 232.61	Cútar	17.78
			La Caldera	13.07
			Las Cañas	12.20
			El Suque	28.37
			La Cueva	86.33
			La Morra	15.87
	Vélez Sup. 314.35	Guaro Sup. 246.63	Guaro (y Sabar 5°)	129.88
			Seco	17.29
			Puente de Piedra	15.25
			El Alcázar	10.98
			Bermuza	17.68
			Almanchares	18.49
		Rubite Sup. 56.51	Sedella	4.24
			La Fuente	11.3
			Salares	5.79
			Mineral	9.64
641.6	599.85	569.09		391.65

***Tabla 2-2. Distribución de las** superficies (en km²) por subcuencas en función de los órdenes de jerarquización (Elaborado a partir de datos de Senciales, 1995).*

Al abrigo de los fríos vientos del norte por las sierras carbonatadas, el clima de la Axarquía es ciertamente envidiable y, particularmente, en el sector litoral estudiado, donde el clima es de tipo mediterráneo subtropical. Las temperaturas medias costeras más altas se producen en los meses de Julio y Agosto, en los que se alcanzan los 26°C, mientras que las mínimas se producen en Diciembre y Enero con una temperatura nunca inferior a 13°C. Las precipitaciones medias anuales en este sector rondan los 510 mm. La mayor parte de la cuenca hidrográfica del río Vélez posee este régimen climático, aunque la precipitación media es mayor (629 mm) y las temperaturas son algo menores, de modo que hay una transición progresiva a clima mediterráneo marítimo a medida que se asciende hacia las cumbres situadas más al norte.

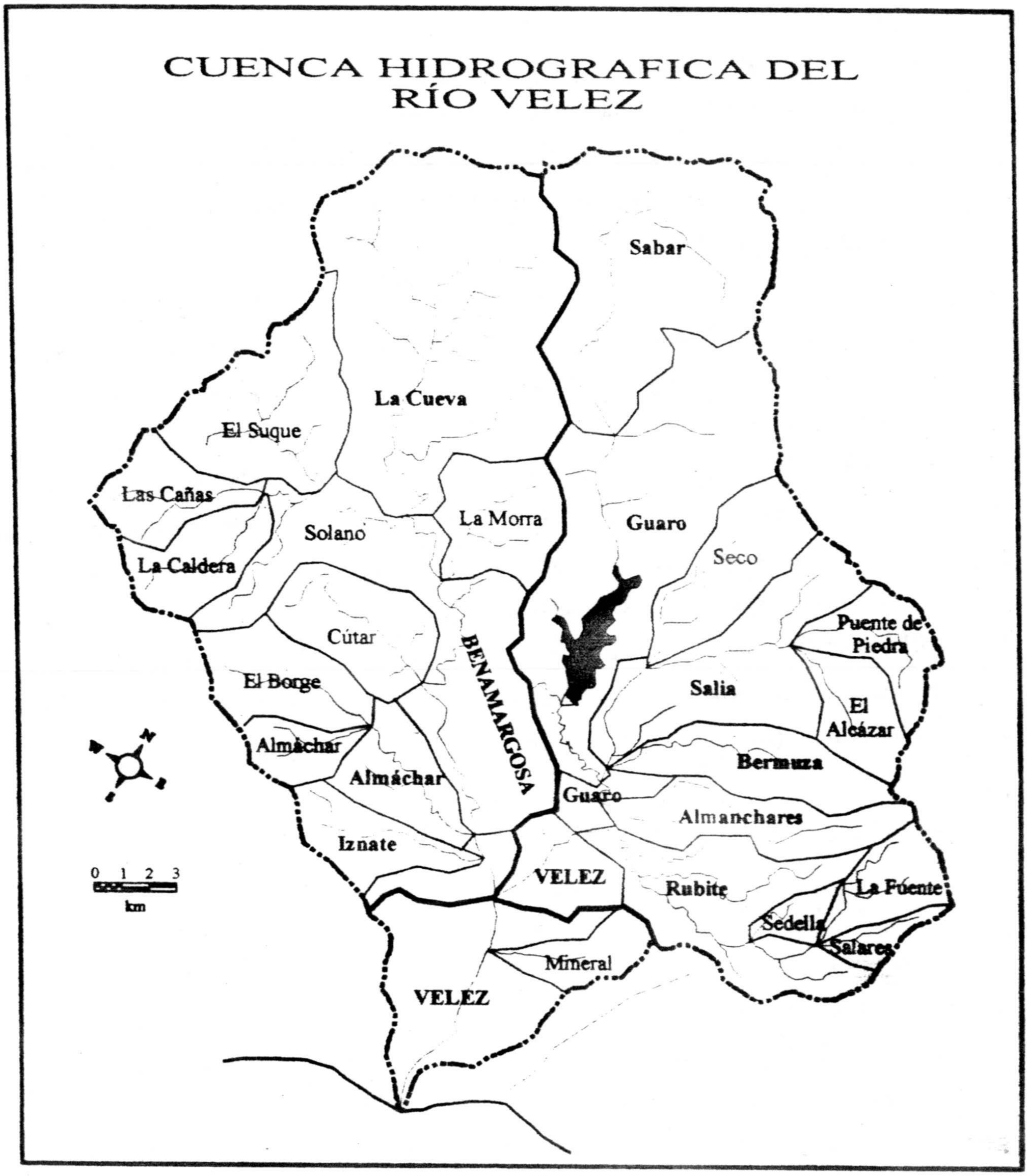


Figura 2-3. *Subcuencas identificadas en la cuenca del río Vélez (noveno orden).*

Los principales accesos a la Axarquía por carretera los constituyen la nacional N-340 (Cádiz-Barcelona), la comarcal C-335 (Alcalá la Real-Vélez Málaga) y la provincial MA-135 (Vélez Málaga-Benamargosa). Además, existen numerosas carreteras locales y otros accesos en buen estado que han facilitado el estudio. Hay que añadir que está en fase de construcción el tramo de la Autovía del Mediterráneo y, en su paso por el sector de estudio, lo hará a unos tres kilómetros al norte del actual trazado de la N-430, entre las localidades de Vélez Málaga y Torre del mar (figura 2-1).

En la parte baja de la cuenca, en las inmediaciones de la capital comarcal (Vélez Málaga), el río ha dado lugar al desarrollo del denominado acuífero del río Vélez, de unos 20 km^2 de superficie, objeto de este trabajo. Se trata de un área topográficamente llana que se encuadra en el rectángulo de coordenadas (UTM) 391 km a 403 km de longitud Oeste y 4,064 km a 4,078 km de latitud Norte, definido por el sector donde el acuífero cobra cierta entidad. Las altitudes están comprendidas entre los 120 m, en la zona noroeste de dicho rectángulo, y el nivel del mar, en la desembocadura del río. La mayor parte del sector estudiado está incluido en la hoja 1054-Vélez Málaga del Mapa Topográfico Nacional a escala 1:50.000 , si bien la cuenca hidrográfica en su conjunto además ocupa algunas superficies pertenecientes a las hojas 1024 (Archidona), 1039 (Colmenar), 1040 (Zafarraya) y 1053 (Málaga).

2.1.2. Población

La dinámica demográfica de la comarca tiene dos sectores bien diferenciados. En los municipios del interior, la crisis de la agricultura tradicional (zonas de secano eminentemente cerealistas y vitícolas), a partir de la década de los sesenta, provoca la emigración a lugares con mayores perspectivas. Los municipios costeros presentan a partir de estas fechas, y gracias al auge de la agricultura intensiva de productos extratempranos y subtropicales y al turismo, saldos migratorios claramente positivos.

				Población		
	Municipio	Altitud (m)	Sup. (km^2)	Total	Varones	Mujeres
1	Alcaucín	508	45.37	1484	760	724
2	Alfarnate	925	34.02	1447	742	705
3	Alfarnatejo	858	19.86	422	234	188
4	Algarrobo	86	9.74	4735	2389	2346
5	Almáchar	230	14.32	1967	1015	952
6	Árchez	435	4.98	341	179	162
7	Arenas	416	26.38	1218	645	573
8	Benamargosa	96	12.10	1590	811	779
9	Benamocarra	130	5.69	2779	1423	1356
10	Borge (El)	237	25.73	1046	537	509
11	Canillas de Aceituno	646	42.04	2327	1169	1158
12	Canillas de Albaida	580	33.15	659	347	312
13	Casabermeja	542	66.43	3034	1583	1451
14	Colmenar	696	65.47	3138	1561	1577
15	Comares	720	25.31	1405	719	686
16	Cómpeta	638	54.73	2684	1361	1323
17	Cútar	331	18.15	615	306	309
18	Frigiliana	434	39.98	2149	1054	1095
19	Iznate	311	7.47	754	390	364
20	Macharaviaya	235	7.19	324	173	151
21	Málaga	11	385.22	549135	263864	285271
22	Moclinejo	451	14.75	1021	519	502
23	Nerja	40	84.40	14965	7369	7596
24	Periana	547	58.54	3466	1790	1676
25	Rincón de la Victoria	5	27.51	19247	9562	9685
26	Riogordo	400	40.56	2662	1355	1307
27	Salares	579	9.93	237	118	119
28	Sayalonga	355	18.18	1138	591	547
29	Sedella	689	32.38	526	287	239
30	Torrox	140	50.02	11869	5889	5980
31	Totalán	291	9.29	609	315	294
32	Vélez-Málaga	60	156.36	53071	26392	26679
33	Viñuela	151	27.28	1165	590	575
	PROV. MALAGA			1249290	611750	637540

Tabla 2-3. Datos de los municipios y su población de derecho en los municipios próximos al sector de estudio (Fuente: Renovación del Padrón Municipal de Habitantes a 1-5-1996. Instituto Nacional de Estadística). Nota : Casabermeja y Málaga no pertenecen a la Axarquía.

En la actualidad, la mayor parte de la población se sitúa en los municipios costeros (tabla 2-3) y cerca de la mitad es absorbida por el sector primario, en particular por la agricultura. El sector industrial, tras el paso del "boom" de la construcción en los años setenta y el cierre de la fábrica azucarera de Torre del Mar, prácticamente se limita a la existencia de tejares y almazaras. Finalmente, el sector servicios concentra un tercio de la población activa dedicada, en su mayor parte, a la hostelería y al comercio. En definitiva, la base de la economía del sector es el turismo y la agricultura intensiva, con unas importantes necesidades de agua; en ambos casos la máxima demanda coincide con la época estival.

En la figura 2-1 se puede observar la situación de los municipios en relación con la comarca de la Axarquía y la superficie que ocupan en la cuenca hidrográfica. En cuanto al sector de estudio, desde el punto de vista administrativo, el 96% de la superficie del acuífero pertenece al término municipal de Vélez Málaga y el 4% restante a los municipios de Benamargosa, Cútar, Arenas, Canillas del Aceituno y Viñuela.

Hasta Agosto de 1994, los núcleos de población más importantes que se abastecían del acuífero eran Almáchar, Cútar, Iznate, Benamargosa, Benamocarra y Vélez Málaga, incluyendo este último los anejos de Torre del Mar, Benajarafe, Triana, Trapiche, Almayate, Cajiz y Chilches. En conjunto, la población de estos núcleos sobrepasa los 60.000 habitantes, cifra que con la llegada de los turistas en época estival, puede duplicarse. Con la entrada en funcionamiento del canal de abastecimiento desde la presa de la Viñuela, en la fecha anteriormente mencionada, han sido las aguas superficiales las utilizadas de forma progresiva para el abastecimiento de la población.

2.1.3. Agricultura

2.1.3.1. Generalidades

Desde el punto de vista agrícola, la comarca de la Axarquía tiene dos sectores claramente distintos, secano y regadío, con diferencias sociales y económicas notables. Los municipios del secano, con un pasado próspero, basado en el cultivo del cereal y la vid, en la actualidad están económicamente deprimidos. El contrapunto se sitúa en el litoral, donde las óptimas condiciones climáticas y la demanda de productos hortícolas tempranos y

extratempranos, conduce a una buena rentabilidad de los cultivos, atrayendo en las últimas décadas la mano de obra de los municipios interiores.

La agricultura de secano ocupa actualmente la mayor parte la superficie comarcal. Los cultivos principales son los cereales, el olivo, el almendro y la vid,. Los tres primeros de ellos se localizan sobre todo en los materiales de la depresión de Colmenar-Periana, especialmente los cereales. El olivo, cultivo mayoritario, al igual que el almendro se adaptan tanto a los materiales margo-arcillosos como a los suelos pizarrosos de las zonas internas béticas. Finalmente, los viñedos se restringen a esta última zona.

La agricultura de regadío se desarrolla, sobre todo, en el litoral. En este sector, tradicionalmente los cultivos predominantes han sido, como cultivos herbáceos, los hortícolas en sentido amplio y la caña de azúcar, y, como cultivos leñosos, los agrios (limonar). En la década de los sesenta se comienzan a implantar en el sector los cultivos subtropicales de aguacate. Recientemente se están introduciendo también los cultivos forzados, que incluyen desde el simple enarenado al exterior hasta modernos invernaderos con cultivos hidropónicos.

Para el año 1983, Justicia (1988), con datos propios y de las Cámaras Agrarias del sector, distribuye la superficie de la comarca de Axarquía (incluyendo el municipio de Casabermeja) según usos del suelo (tabla 2-4). De la superficie considerada por el autor, 1087 km^2 (1021 km^2 de la comarca más 66 km^2 de Casabermeja), algo menos de la mitad estaba cultivada (47.3% entre secano y regadío) y un porcentaje semejante corresponde a terreno potencialmente productivo pero sin cultivar (47.5%). El resto de la superficie corresponde, principalmente, a zonas urbanas.

Usos	Superficie (km^2)
Cultivos de secano	427.5
Cultivos de regadío	86.9
Superficie no cultivada	516.5
Terreno improductivo (áreas urbanas, lechos de ríos, playas, caminos, carreteras, etc.)	56.5
TOTAL	**1087.4**

Tabla 2-4. *Resumen de la distribución de la superficie comarcal en 1983 (Fuente: Justicia, 1988).*

La intensa deforestación, el pastoreo y la explotación agrícola a la que se ha visto sometida la cuenca del río Vélez desde hace siglos han restringido considerablemente la vegetación original del área (encinas, alcornoques, etc.). Senciales (1995) ha planimetrado la vegetación actual de la cuenca a escala 1: 50.000 y estima que el 74.4% de la superficie de la cuenca está cultivada, el 24.9% queda como pastos o como vegetación natural y el 0.7% restante es superficie urbana (tabla 2-5). El cultivo predominante es el olivar, que es casi exclusivamente de secano, y se localizan pequeños residuos de vegetación original en las sierras calizas.

Cubierta vegetal	Situación	Superficie (km^2)	Evolución actual
Urbano	-----	**4.8**	Avance
Regadío	Vega litoral y valles	41.8	Avance
Olivar	Cualquiera	173.8	Avance
Almendro	Cualquiera	**41.8**	Retroceso
Secano (girasol, trigo y otros)	Depresión de Colmenar	79.5	Retroceso
Viñedo	Axarquía oriental	138.6	Retroceso
Pastizal - Matorral	Cualquiera	76.6	Ligero avance
Veget. Natural	Areas marginales	31.4	Estable
Repobl,. Forestal	S. Tejeda - Almijara	53.3	Inestable
	TOTAL	**641.6**	

Tabla 2-5. *Distribución de la cubierta vegetal en la cuenca del río Vélez (Senciales, 1995).*

2.1.3.2. Estructura del regadío

Aproximadamente la mitad de los cultivos de regadío de la comarca de la Axarquía están ubicados dentro de la cuenca del río Vélez (tablas 2-4 y 2-5). Según Senciales (op. cit.), éste ocupa una superficie de 4.178 ha, principalmente situadas en el litoral (aluvial de los ríos Vélez y Benamargosa). Sin embargo, la cifra aportada es relativamente antigua, ya que es del año 1978 (tomada por el autor de los Mapas de Cultivos y Aprovechamientos MAPA, 1981).

CHSE (1987) cifra el riego, sólo para el entorno del acuífero de Vélez, en 3.136 ha (tabla 2-6) de las cuales la mayor parte son cultivos de "huerta", entendiendo siempre como tales los específicamente hortícolas (sobre todo tomate y judía verde) y los tubérculos (patata y boniato).

CULTIVOS	Superficie (ha)
Caña de azúcar	587
Huerta en bancales	1053
Huerta en el delta	644
Aguacate	557
Cítricos	295
TOTAL	**3136**

Tabla 2-6. *Distribución por cultivos de la superficie de riego en la zona de la vega del río Vélez en 1985 (CHSE, 1987).*

El estudio de CHSE (1996), realizado por la empresa Urbaconsult S.A., con objeto de determinar las necesidades de agua para la supervivencia de la arboleda del sector de Vélez Málaga, evalúa la superficie total de riego en 3.772 ha para toda la cuenca (tabla 2-7). Como puede observarse, esta cifra, que correspondería a los años 1994 y 1995, es inferior a la del año 1978 y, a tenor de las cifras consultadas en otros trabajos, se podría pensar que en este estudio la superficie de riego ha sido infravalorada. Sin embargo, teniendo en cuenta los mismos sectores que se estudian en CHSE (1987 y 1997; estudios hidrogeológicos del acuífero), es decir, las cuencas de los ríos Benamargosa, Iznate, Almáchar y Guaro-Vélez, obtendríamos un total de 3.645 ha de riego, cifra que se asemeja bastante a la proporcionada en estos dos proyectos. En definitiva, cabe pensar que el riego del interior de la cuenca se ha visto muy reducido desde 1978 en favor de los regadíos litorales.

SUBCUENCAS	Superficie de arbolado (ha)	Superficie de huertas (ha)	TOTAL	Observaciones
Río Benamargosa	674.2	27.9	702.1	No incluye los afluentes que se citan
Río Almáchar	179.0	42.4	221.4	Afluente del R. Benamargosa
Río Iznate	146.6	154.9	301.5	Afluente del R. Benamargosa
Río de Borge	17.2	0.0	17.2	Afluente del R. Almáchar
Arroyo Solano	11.0	0.0	11.0	Afluente del R. Benamargosa. Aguas arriba del trasvase a la Viñuela.
Río Guaro -Vélez	771.5	1648.9	2420.4	Aguas abajo del E. Viñuela
Ríos Guaro y Sabar	80.4	17.5	97.9	Aguas arriba del E. Viñuela
Total cuenca de Vélez	**1879.9**	**1891.6**	**3771.5**	
*** Río Seco**			**154.3**	(*) Fuera de la cuenca del río Vélez

Tabla 2-7. *Superficies de riegos en la cuenca del río Vélez según (CHSE, 1996).*

La cifra referente al regadío del año 1978, aportada por Senciales (op. cit.), incluye los riegos en toda la cuenca. Como se deduce de lo expuesto hasta ahora, veinte años después la situación se ha visto bastante modificada. En la parte baja de la cuenca se riegan 3.898 ha que dependen de los aprovechamientos de aguas superficiales (acequias) o subterráneas ubicados en el acuífero (CHSE, 1997). Esta fuente de datos es, a nuestro entender, la más fiable y la que aportará más información para conseguir algunos objetivos de esta investigación (evaluación de los retornos de riego, aspectos relativos a balances de nitrógeno, etc). En el trabajo citado se realizó una cartografía-mosaico de cultivos a partir de la consulta ex-profeso de cada uno de los propietarios de captaciones y responsables de las comunidades de Regantes del sector de la vega de Vélez. En definitiva, se procedió a la representación, en mapas a escala 1:10.000, de las parcelas regadas con aguas del acuífero detrítico y con las acequias de la vega.

Según el trabajo citado de CHSE (1997), el 76% de los regadíos del sector están sustentados por la extracción de las aguas subterráneas del acuífero de Vélez (tabla 2-8). Por otra parte, las tomas acequias de la zona (figura 2-4) permiten la derivación de las aguas superficiales, principalmente las del río Vélez, para el riego de 941 hectáreas, si bien, 398 ha de ellas disponen, además, de captaciones de aguas subterráneas que pueden usar para suministrarse (tabla 2-8). Este último es el regadío mixto con aguas superficiales y subterráneas, y significa que el propietario de una parcela incluida en la superficie de riego de una determinada acequia, puede decidir en cualquier momento acogerse a la comunidad de Regantes para obtener agua, o bien, poner en funcionamiento su captación para regar sus campos; el propietario se decantará por una opción u otra, principalmente, según el precio del agua que establezca la comunidad. La superficie de cultivos que queda a expensas de que circule agua por el río, asciende por tanto a 543 ha, y corresponde a las parcelas situadas en la zona de riego de las acequias que no disponen de captaciones de aguas subterráneas para satisfacer la demanda en caso de necesidad (Acequia de la Crujía y A. de Huertas Altas) o las que tienen sus captaciones abandonadas como es el caso de la Acequia del Jueves.

Habida cuenta que el riego mixto se inclina hacia el uso de las aguas subterráneas en periodos secos o cuando se usa la técnica de riego por goteo, la superficie de riego que queda a expensas de las aguas almacenadas subterráneamente en el acuífero supera con creces las

3000 ha, lo que da idea de la importancia del acuífero en la zona. La mayor parte de estos cultivos se localicen fuera de la vega tradicional, abancalados sobre los materiales esquistosos.

SUPERFICIES TRADICIONALMENTE REGADAS CON AGUAS SUPERFICIALES	
Aprovechamientos de aguas superficiales (acequias)	**Superficie (ha)**
Benamargosa	41
Crujía	95
Huertas Altas	123
Jueves	60
Anaya	100
Prado del Rey	160
Trigueros	47
Acosta	25
Almayate	200
Torre del Mar	90
TOTAL	**941 ha**

SUPERFICIE REGADA SÓLO CON AGUAS SUBTERRÁNEAS DEL ACUÍFERO DE VÉLEZ	
Aprovechamientos de aguas subterráneas (Pozos y sondeos)	**2957 ha**

REGADIO TOTAL vinculado al acuífero	**3898 ha**

Tabla 2-8. *Superficies de riego vinculadas al aprovechamiento de las aguas superficiales de los ríos Vélez y Benamargosa y de las aguas subterráneas del acuífero detrítico (Fuente: CHSE, 1997).*

Al analizar la distribución de las superficies ocupadas por los principales cultivos del sector litoral (tabla 2-9), destaca enormemente el aumento de los cultivos subtropicales (aguacate), que habrían pasado de 557 ha a 1846 ha, en tan sólo diez años, según las fuentes consultadas (obsérvense las tablas 2-6 y 2-9). Este incremento no sólo se produce por la puesta en riego de nuevas superficies, sino también por la transformación del cultivo de caña de azúcar en huerta y de ésta en aguacate.

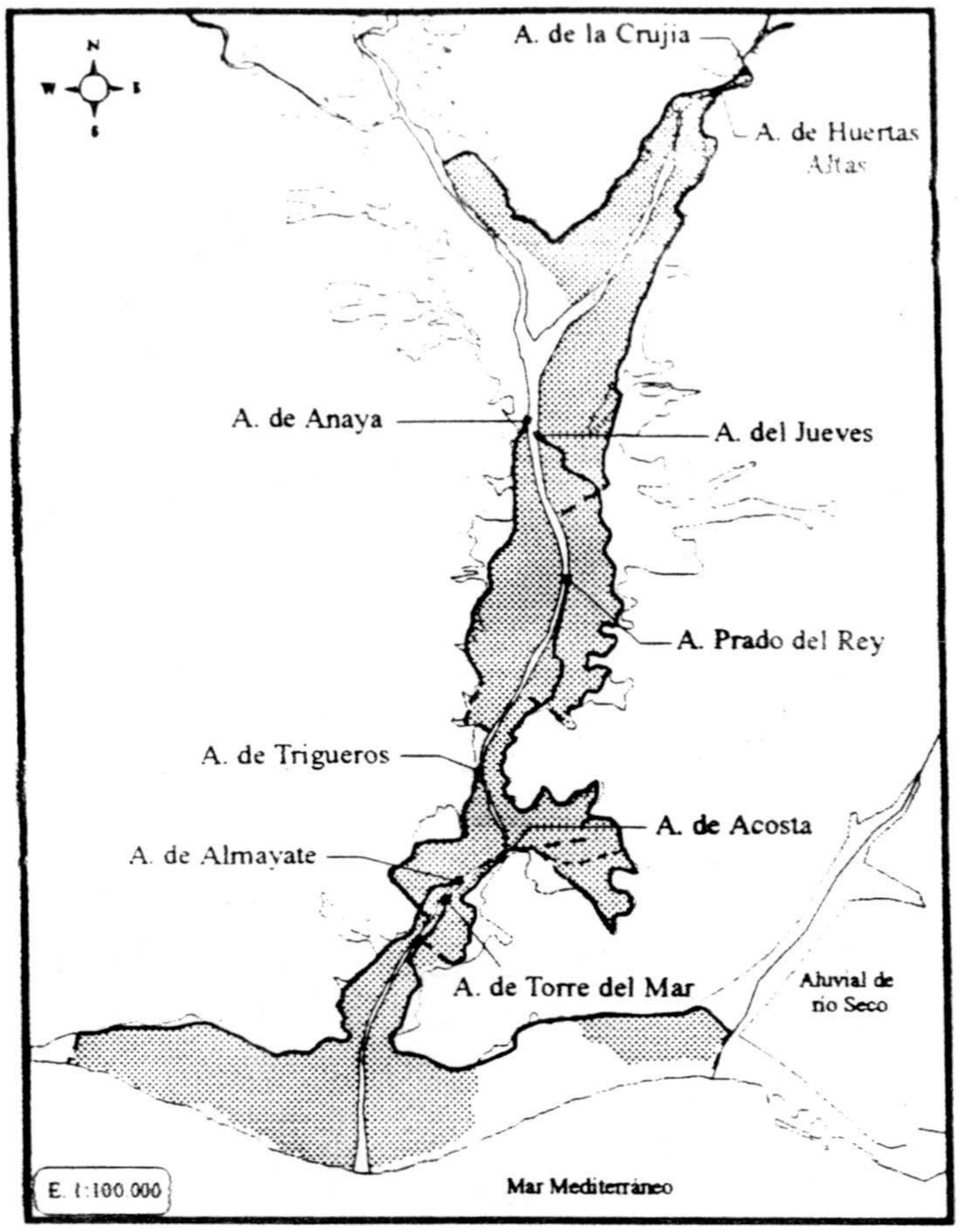


Figura 2-4. Red de acequias del sector de estudio (salvo acequia de Benamargosa) y zonas de riego con cada una de ellas.

SUPERFICIE DE RIEGO SEGÚN CULTIVOS (ha)			
Tipo de cultivo	**Dentro del acuífero**	**Fuera del acuífero**	**Total**
Aguacate	286	1560	1846
Chirimoya	4	43	47
Mango	0	38	38
Cítricos (Limón)	136	217	353
Huerta	927	470	1397
Huerta (Invernadero)	29	146	175
Caña de azúcar	42	0	42
TOTAL	**1424**	**2474**	**3.898**

Tabla 2-9. Distribución de cultivos vinculados al uso de las aguas subterráneas del acuífero de Vélez en los años 1996 y 1997 (CHSE, 1997).

Resumiendo, la superficie total de riego, a partir de las aguas superficiales de los ríos Vélez y Benamargosa y las subterráneas del acuífero, se aproxima a las 4.000 ha, por lo que más de la mitad de los cultivos se han de situar fuera de la superficie del acuífero. La horticultura se desarrolla casi exclusivamente sobre el propio acuífero. Por otro lado, las plantaciones arbóreas de aguacates y limones se localizan, en su mayor parte, sobre el sustrato impermeable del acuífero, en forma de bancales, aunque estos últimos también aparecen en el sector acuífero de Benamargosa. La caña de azúcar es un cultivo en desaparición, una vez cerrada la azucarera de Torre del Mar, con lo que los agricultores se han visto obligados a llevar sus productos a las únicas fábricas en funcionamiento, las de la costa granadina (Salobreña). Finalmente, los cultivos forzados (invernaderos) sólo están representados por el momento en la zona alta del acuífero, en el sector del río Vélez antes de recibir por la derecha a su afluente el Benamargosa ,aunque aumentan en superficie a buen ritmo.

El Plan de Riegos del Guaro, que pretende suministrar agua a los cultivos existentes y, previsiblemente, la puesta en riego de nuevas superficies por debajo de la cota 140 m, modificará notablemente las estructuras agrarias del sector. Sobre otros aspectos de la agricultura, en su relación con las aguas subterráneas, se discutirá con detenimiento a lo largo de esta Memoria.

2.2. GEOLOGÍA

En este apartado se hace una síntesis de la Geología de la cuenca del río Vélez (figura 2-5), con especial hincapié en las cuestiones relativas a la cuenca baja que constituye el objetivo prioritario de esta Memoria.

2.2.1. La cuenca hidrográfica del río Vélez

La comarca de la Axarquía está encuadrada dentro de las cordilleras Béticas. Los materiales que afloran en la cuenca del río Vélez pertenecen a las zonas internas (Zona Bética en sentido estricto) y a las zonas externas (Subbético); existen además materiales de filiación más controvertida, como son los que afloran en el corredor de Colmenar-Periana, incluidos en unidades alóctonas de naturaleza flyschoide. La geología del sector es, por ello, complicada y no sólo por la dificultad de cada dominio sino, y sobre todo, por las muy diversas interpretaciones estructurales (y estratigráficas) que han sido emitidas; tanto las relaciones estructurales como la posición paleogeográfica de algunas de las unidades y complejos que se describirán a continuación, son objeto aún de controversia. Los principales rasgos geológicos del sector han sido plasmados en los mapas 1:50.000 y sus memorias explicativas, realizados por el IGME en distintas épocas (hojas 1024, 1039, 1040, 1053 y 1054 del Mapa Geológico Nacional a escala 1:50.000).

a) Zonas internas béticas

Entre las unidades pertenecientes al Dominio Bético s.s. representadas en el sector, es el Complejo Alpujárride la que ocupa una posición más baja desde el punto de vista tectónico. Este Complejo se caracteriza por la presencia de materiales polimetamórficos, que pueden agruparse en dos tramos: el tramo inferior está compuesto por esquistos y gneises migmatíticos, y el superior lo constituyen esquistos, cuarzitas y mármoles de edad Permo-Trias (Boulin, 1970). La secuencia típica de una unidad alpujárride incluye una sucesión detrítica metamorfizada basal y sobre ella un paquete carbonático; sin embargo, en el sector próximo al acuífero sólo está representado el tramo basal de la Unidad de Sayalonga; los materiales carbonáticos alpujárrides (mármoles dolomíticos) sólo afloran en el extremo nororiental de la cuenca del río Vélez y pertenecen a la Unidad de la Tejeda.

Sobre los términos anteriormente descritos afloran micaesquistos y cuarzoesquistos de la Unidad de Benamocarra; aunque presenten ciertas similitudes con los términos inferiores del Complejo Maláguide, lo más probable, en opinión de Elorza y García Dueñas (1981) es que pertenezcan a una unidad alpujárride. La mayor parte de los depósitos aluviales del río Vélez reposan de forma discordante sobre esta unidad.

Sobre los materiales de la Unidad de Benamocarra se disponen los pertenecientes al Complejo Maláguide, el más alto de la columna de mantos de corrimiento de la zona Bética y el que tiene menor grado de metamorfismo. Sobre un zócalo de edad paleozoica poco o nada metamorfizado, reposa discordantemente un permo-trias detrítico y una delgada cobertura sedimentaria de edad triásica y jurásica inferior. En el sector se han distinguido materiales de edad silúrica (filitas satinadas, esquistos y metaconglomerados) y de edad probablemente carbonífera (sucesión esquistosa con grauwackas, cuarcitas e intercalaciones de rocas carbonáticas). Además, hay que observar la existencia de dos klippes: el primero de ellos, situado sobre el mismo núcleo urbano de Vélez Málaga (Fortaleza árabe), corresponde a dolomías y calizas dolomitizadas del Jurásico, que no han sido representadas en el mapa que acompaña a esta Memoria dada su poca extensión. En segundo se localiza unos kilómetros al noroeste de Torre del Mar, en la margen izquierda del río antes de la desembocadura.

b) Zonas externas: Subbético

En el sector de cabecera de la cuenca afloran materiales de naturaleza esencialmente carbonática, pertenecientes a las unidades subbéticas de Sierra Gorda, Zafarraya y Gallo-Vilo (Zonas Externas). La primera de ellas pertenece al Dominio Subbético Interno (García Dueñas, 1967; Elorza *et al.*, 1979) y presenta términos del Jurásico (términos más calizos) y del Cretácico (términos margosos). La unidad de Zafarraya se localiza al sur de la anterior, en la Sierra de Alhama, e incluye esencialmente dolomías y calizas que pertenecerían a un subbético más interno que el de Sierra Gorda o, incluso, a materiales afines a la Dorsal Bética. Por último, la unidad de Gallo-Vilo se compone de dolomías, calizas y algunas margas.

Fuera de la cuenca se ha representado en la figura 2-5, la unidad de Rosario-Saucejo, representada en el sector por materiales esencialmente margosos, de edad jurásica.

c) Sectores intermedios entre el Bético y el Subbético

Las formaciones de la Viñuela y de Santana presentan bastantes analogías, por lo que se han representado con una misma trama (figura 2-5). La edad de ambas es terciaria (Mioceno inferior). A la primera pertenecen los materiales que aforan en la parte noroccidental (brechas y niveles margosos). La formación Santana aflora al sur del Boquete de Zafarraya, en el extremo norte de la cuenca, e incluye un tramo margoso-areniscoso sobre una base de conglomerados.

Sobre la formación de la Viñuela se sitúa el complejo Colmenar-Periana, constituido por un conjunto de unidades tectónicas de estructura caótica, con desarrollo importante de las facies flysch en las que predominan las margas y arcillas, fundamentalmente de edad terciaria, con frecuentes "klippes" areniscosos.

d) Materiales post-orogénicos neógenos y cuaternarios

El Mioceno superior representado en el mapa geológico esquemático de la figura 2-3 corresponde al relleno de la depresión de Granada por materiales detríticos diversos (calcarenitas bioclásticas, conglomerados, arenas, limos, calizas lacustres, etc.). Estos términos y los que se describirán a continuación son discordantes sobre los anteriores y pueden ser considerados post-orogénicos, con edades posteriores a la base del Mioceno superior.

En la cuenca baja del río Vélez, sobre los esquistos alpujárrides y maláguides, afloran los materiales del Plioceno marino, descritos por Boulin (1970) y Azema (1961); en ellos se distinguen dos términos: el primero, y probablemente más bajo, está compuesto por conglomerados heterométricos de matriz limosa con una disminución hacia techo de los términos groseros en favor de detríticos finos, limos más o menos arcillosos; por otro lado, al sur de Vélez Málaga afloran margas y limos que pueden corresponder a un cambio de facies de los términos más altos anteriores.

Finalmente, los depósitos más recientes son los de edad cuaternaria. Estos términos afloran con extensión importante al norte de la cuenca del río Vélez, en lo que constituye el

"polje" de Zafarraya y, en la zona litoral, fundamentalmente en las llanuras aluviales de los ríos Vélez y Benamargosa.

2.2.2. Depósitos aluviales y deltaicos de los ríos Vélez y Benamargosa

Los depósitos detríticos de los ríos Vélez y Benamargosa constituyen la acumulación de los materiales erosionados en los sectores altos de la cuenca, proceso favorecido por las altas pendientes y la escasez de vegetación.

A medida que nos acercamos a la desembocadura, los materiales aluviales presentan una granulometría más fina de modo que el predominio de las gravas en los sectores altos va dando paso a una mayor proporción de arenas y limos. La alta energía de las corrientes, sus fluctuaciones en el tiempo y los movimientos laterales de los cauces, dan como resultado intercalaciones de materiales finos, parcialmente erosionados, englobados en niveles más groseros.

Diversos autores, algunos de ellos atraídos por los asentamientos arqueológicos fenicios de la desembocadura del río Vélez (Toscanos y Cerro del Mar), coinciden en opinar que estos depósitos son bastante recientes en el sector de estudio (Arteaga *et al.*, 1985 y 1988; Hoffmann, 1987; Schubart *et al.*, 1991; Schulz, 1983 y Schulz *et al.*, 1988). Desde el comienzo del Holoceno hasta la Edad Media, la línea de costa se situaría al pie de los materiales del maláguide, unos 1300 m hacia el norte, convirtiendo al valle del río Vélez en un estuario que penetraba más de 7 km. A partir del siglo XV se produce una rápida colmatación que genera el delta actual.

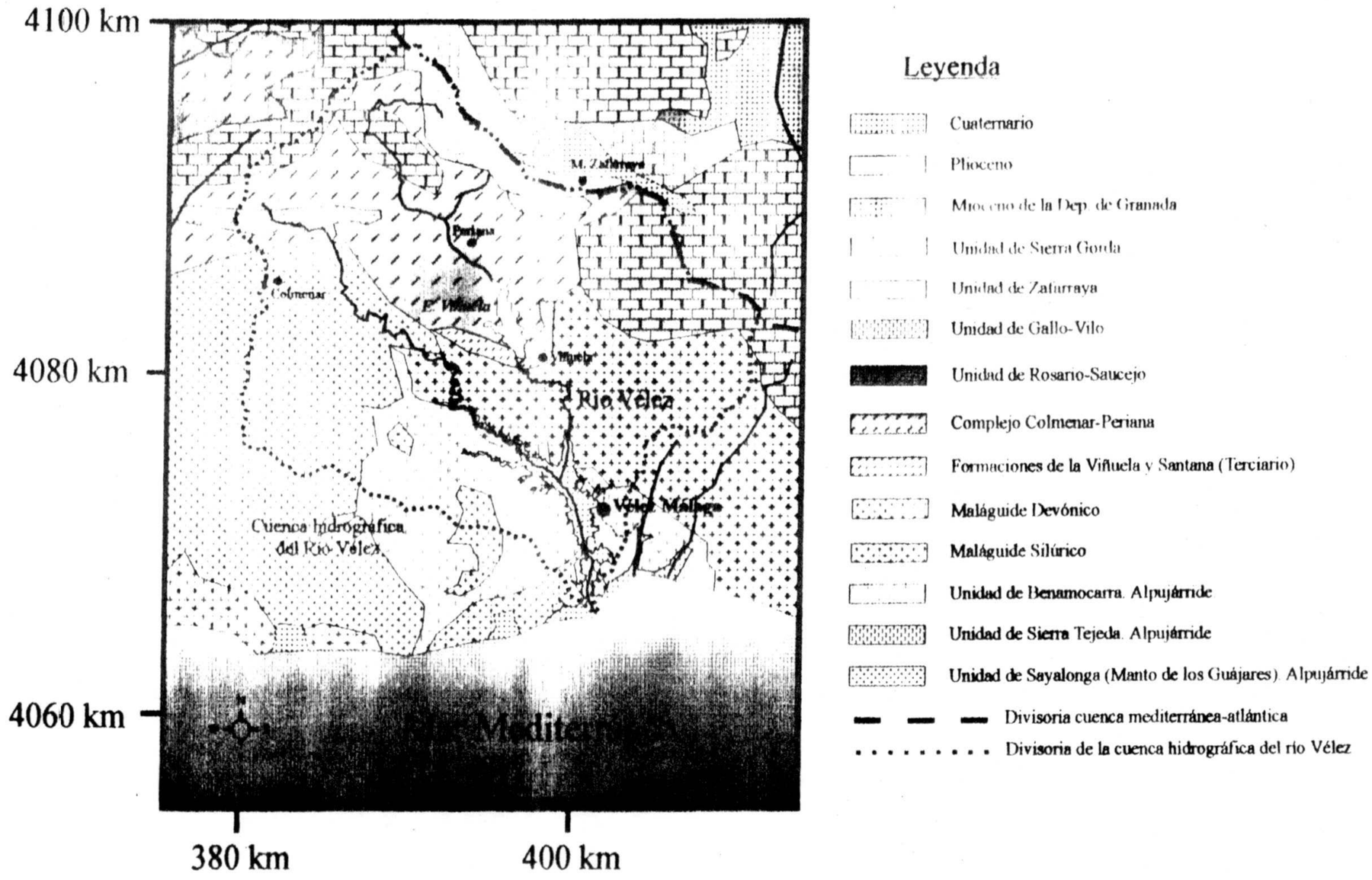


Figura 2-5. *Mapa geológico simplificado de la cuenca del río Vélez (base geológica de ENADIMSA, 1985, modificada con datos de la cartografía geológica de España a escala 1:50.000 del IGME).*

Los datos aportados por 23 perforaciones realizadas por el Servicio Geológico de Obras Públicas en 1976 y 1977 en el sector deltaico del río Vélez y, en especial, las columnas de los sondeos S-12 y S-13, permiten asegurar la existencia de un Pleistoceno marino compuesto por conglomerados limo-arenosos, arenas finas y limos y que, en este caso, se deposita directamente sobre arcillas y limos atribuidos al Mioceno Superior que no afloran en superficie (Carrasco *et al.*, 1977). El Pleistoceno continental aparece en la transversal de la confluencia de los ríos Vélez y Benamargosa y en pequeños retazos en la margen izquierda del delta.

Como se puede observar en el mapa que acompaña a esta Memoria y en la figura 2-5, los materiales cuaternarios del río Vélez reposan discordantemente sobre los términos miocenos, alpujárrides y maláguides. En profundidad, estos materiales constituyen el sustrato del acuífero y las numerosas captaciones existentes en el sector han detectado unos u otros materiales.

En el valle del bajo río Benamargosa los depósitos aluviales descansan sobre los esquistos alpujárrides de las unidades de Sayalonga y Benamocarra. El tramo aluvial del Vélez es más complejo ya que, en la parte situada más al norte, los materiales reposan sobre los esquistos de Sayalonga y un par de kilómetros antes de la confluencia con el río Benamargosa, buena parte del sustrato lo constituye un paquete de hasta 50 m de potencia de arcillas y limos, probablemente del Terciario, que sellan un tramo inferior más grosero y con cantos de esquistos, con la característica de contener aguas muy salinas (Navarrete et al., 1986). Entre este último sector y el estrechamiento máximo del aluvial a unos 2 km al sur de Vélez Málaga, el sustrato en la margen derecha prácticamente está constituido por los limos y arcillas del Plioceno y, en la derecha, los esquistos de Benamocarra. A 4 kilómetros de la desembocadura, en el sector donde afloran los materiales alpujárrides y maláguides, éstos constituyen el sustrato del aluvial que presenta un espesor reducido. Las grandes variaciones de potencia entre los distintos sectores del aluvial son interpretadas como consecuencia de la existencia de fracturas del sustrato, que condicionan la geometría del acuífero. En el delta, la tectónica distensiva más o menos reciente sería la responsable de la existencia de fallas subparalelas a la línea de costa que contribuirían a la progradación de este medio de sedimentación. El actual cauce del río coincide en profundidad con un gran surco, que CHSE (1987) interpreta como una falla en tijera cuyo salto se amortigua hacia el norte (figura 2-6).

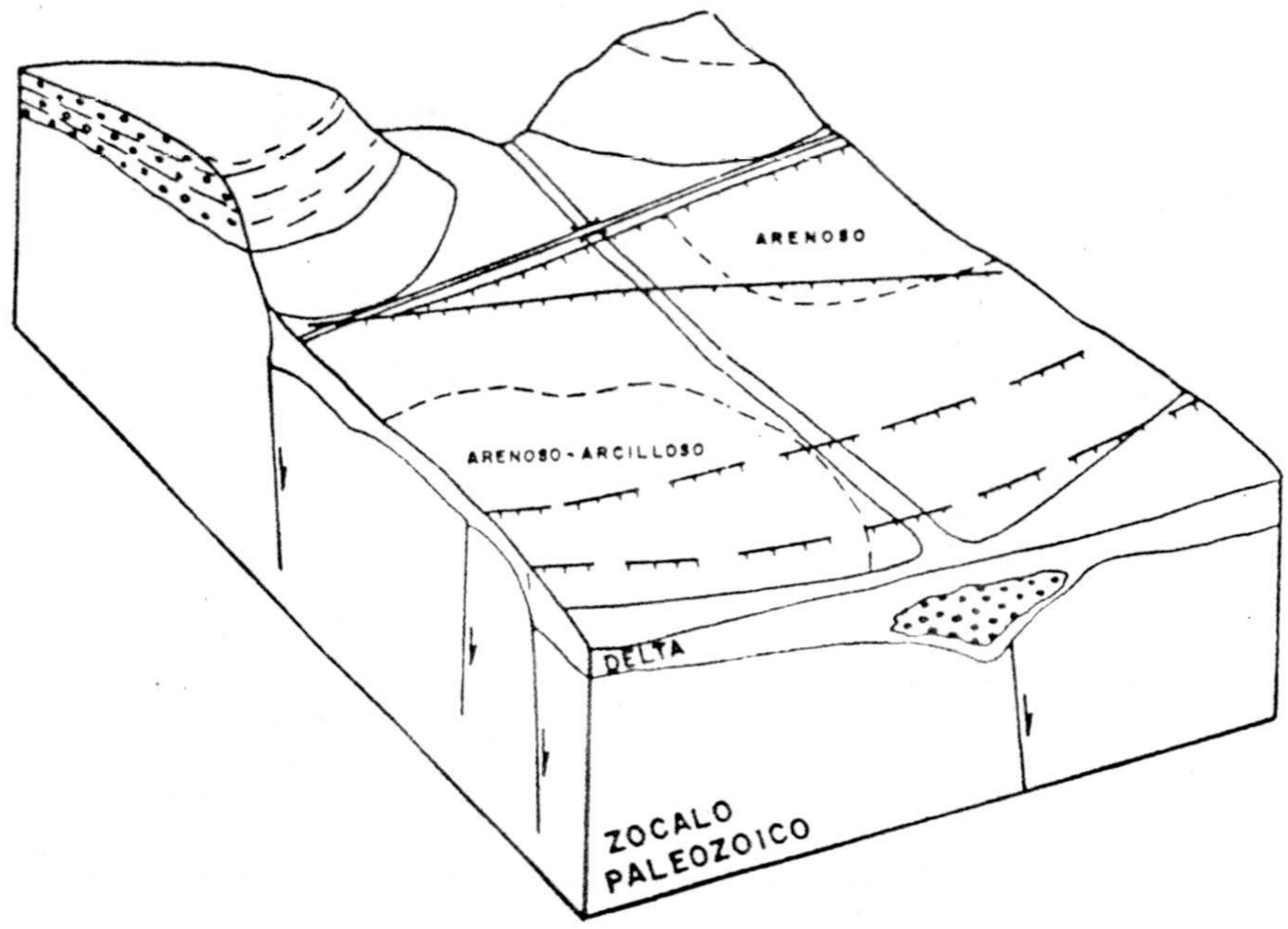


Figura 2-6. *Interpretación de fracturas en el delta del río Vélez (CHSE, 1987)*

Las ya citadas perforaciones con objetivos hidrogeológicos realizadas en el sector deltaico, han puesto además de manifiesto la existencia de tres niveles de materiales detríticos que dan lugar a dos acuíferos diferenciados. El nivel inferior está constituido por gravas que reposan de forma discordante sobre el sustrato esquistoso o los depósitos terciarios. Este tramo está recubierto de materiales arcillosos o limo-arenosos que producen la desconexión hidráulica de los niveles superior e inferior (con cierto confinamiento). La potencia del tramo intermedio está comprendida entre los 5 y los 10 m y su continuidad es manifiesta en la parte central del delta y sector terminal del aluvial. El nivel superior, que da lugar a lo que denominaremos acuífero superficial, tiene una potencia entre 5 y 15 m en el delta, y a unos 2 km de la costa se constituye en único nivel de los materiales aluviales, de tal manera que pierde continuidad el tramo detrítico fino intermedio. En los capítulos de hidrogeología y modelización del flujo subterráneo se presentan perfiles y mapas de isoespesores del acuífero.

CAPÍTULO 3.

HIDROGEOLOGÍA

CAPÍTULO 3. HIDROGEOLOGÍA.

3.1. INTRODUCCIÓN

El acuífero de Vélez pertenece al denominado sector occidental de la Cuenca Sur de España (Costa de Sol Oriental de Málaga). En el "Libro Blanco de las Aguas Subterráneas" (MOPTMA, 1994) en el que se recogen algunos resultados del estudio de DGOH-ITGE (1988) se identifica este acuífero, a efectos de planificación, con el término "Unidad Hidrogeológica nº *6.27*". En estos documentos se consignan los siguientes datos generales: una superficie de afloramiento de 20 km^2, unas entradas procedentes de la infiltración de lluvias y aguas superficiales de 33 hm^3/año y unas salidas por bombeos de 27 hm^3/año; no se aportan datos sobre retornos de riegos ni de transferencias subterráneas. No existe conexión hidrogeológica con ningún otro acuífero por lo que el único límite permeable está representado por el borde costero.

En la figura 3-1 se puede observar la localización de los acuíferos más próximos al sector de estudio identificados en el trabajo ya mencionado de MOPTMA (op. cit.). Las principales aportaciones subterráneas a la cuenca hidrográfica del río Vélez provienen del drenaje parcial de la unidad hidrogeológica nº 0.09 (Sierra Gorda-Zafarraya) cuya principal descarga subterránea hacia el sur corresponde a los manantiales de Guaro (López Chicano, 1992). En esta unidad, la divisoria hidrogeológica no coincide con la hidrográfica pues aquella está situada ligeramente más al norte (López Chicano, op. cit.) y esta falta de coincidencia se agudizará previsiblemente aún más en el futuro como consecuencia de las obras de regulación del manantial de Guaro, consistentes en una galería horizontal construida por encima de cota del manantial (703 m S.N.M.), y una batería de sondeos de explotación situada al final de la misma (López Geta *et al.*, 1981). En los citados manantiales nace el río Guaro que, aguas abajo, recibe las aportaciones de los manantiales del sector sureste de la unidad nº 6.29 (Alfarnate) y así como las aguas del río Sabar. El río Alcaucín drena una pequeña franja de los materiales carbonatados de la unidad nº 0.09 (manantiales del Cañuelo y del Espino) además del trasvase del arroyo de la Madre situado en el polje de Zafarraya (incluido en la unidad nº 0.09). Por último, las salidas de la unidad nº 0.10 (Tejeda-Almijara-Las Guájaras) por el extremo noroccidental hacía la cuenca del río Vélez se realizan por algunos manantiales, de los que el más importante es el de la Fajara (véase figura 2-2).

El acuífero de Vélez tiene importantes similitudes con unidades como la 6.21 (Motril-Salobreña), 6.22 (Río Verde) y 6.37 (Bajo Guadalhorce). Todas estas unidades corresponden a acuíferos detríticos costeros en los que se han planteado problemas derivados de la explotación muy parecidos (localización en figura 3-1).

En el capítulo dedicado a la geología de la cuenca hidrográfica del río Vélez se han descrito brevemente las peculiaridades de las distintas unidades y complejos estructurales existentes. Centrándonos exclusivamente en la cuenca del río Vélez, desde el punto de vista hidrogeológico, los materiales del Precámbrico y Paleozoico tienen un comportamiento impermeable, si bien, durante los años de escasez pluviométrica (1994 y 1995), han proliferado las perforaciones ilegales en los esquistos, sobre todo en el sector del bajo Benamargosa, aunque los caudales captados han sido muy bajos y, en general, asociados a fracturas. En cuanto a los materiales del Mesozoico, los más interesantes, por su alta permeabilidad, son los de la serie de edad jurásica, constituidos por dolomías, calizas masivas blancas y calizas con nódulos de silex y corresponden a las unidades hidrogeológicas de Sierra Gorda (Subbético) y Sierra Tejeda (alpujárride).

Por último, de los materiales cenozoicos, sólo presentan interés hidrogeológico los de edad cuaternaria, constituidos por los depósitos aluviales y deltaicos del río Vélez, objeto de este estudio, constituidos por gravas, arenas y en menor proporción limos y arcillas. Los bordes y sustrato del acuífero lo conforman esquistos y cuarzitas paleozoicas y triásicas, y limos y arcillas del Plioceno, como puede observarse en el mapa hidrogeológico que acompaña a la presente Memoria.

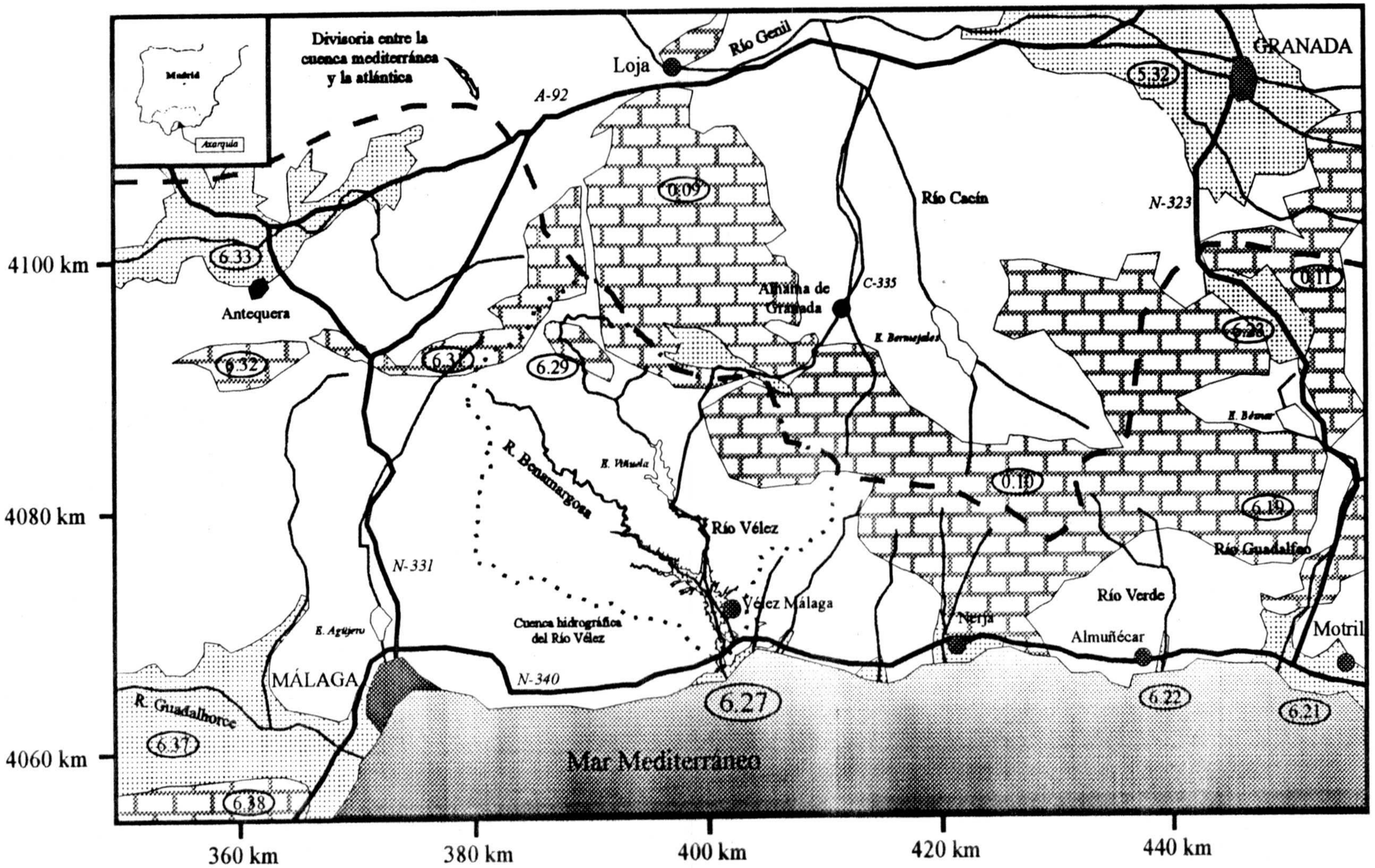


***Figura 3-1**. Esquema hidrogeológico de situación del acuífero de Vélez. Se distinguen los acuíferos carbonáticos (trama de bloque) y los acuíferos detríticos (trama de puntos). LEYENDA: U.H. pertenecientes a la cuenca hidrográfica del río Guadalquivir: 5.32 (Depresión de Granada). U.H. compartidas Guadalquivir-Sur: 0.09 (Sierra Gorda-Zafarraya), 0.10 (Tejeda-Almijara-Las Guájaras) y 0.11 (Sierra del Padul). U.H. de las cuencas hidrográficas del Sur: 6.19 (Sierra de Escalate), 6.21 (Motril-Salobreña), 6.22 (Río Verde), 6.23 (Depresión del Padul), 6.27 (Río Vélez), 6.29 (Alfarnate), 6.31 (Las Cabras-Camarolos-S. Jorge), 6.32 (El Torcal de Antequera), 6.33 (Llanos de Antequera-Archidona), 6.37 (Bajo Guadalhorce) y 6.38 (Sierra Blanca-Mijas).*

3.2. CARACTERÍSTICAS DEL ACUÍFERO DEL RÍO VÉLEZ

3.2.1. Geometría del acuífero

El acuífero en su conjunto se puede subdividir en dos zonas, atendiendo al origen de los materiales depositados: sector aluvial y sector deltaico. En lo que se refiere a la intrusión marina el acuífero tiene dos partes bien diferenciadas: el sector situado aguas arriba del "umbral" del sustrato identificado en el sustrato paleozoico y el situado aguas abajo del mismo; como consecuencia de ellos, en lo que sigue se utiliza para el primer sector la denominación de "acuífero continental", en la medida que no se detecta influencia marina, y "acuífero costero" para el más próximo al borde del mar en el que la influencia de éste es un factor importante.

En superficie, los bordes del acuífero coinciden con lo que, desde el punto de vista geográfico, se denomina vega de los ríos Vélez y Benamargosa. Para este estudio se han considerado los siguientes límites:

- En el valle del río Benamargosa, por el norte, aproximadamente la estación de aforos del Salto del Negro. Comprende toda la vega hasta la confluencia con el río Vélez.

- En el valle del río Vélez, desde la confluencia con el Rubite hacia el sur, toda la vega hasta el mar, incluyendo todo el sector deltaico.

La superficie que comprende el acuífero desde los límites establecidos es de 20.4 km^2, repartidos conforme a la tabla 3-1, en la que se reflejan, además, los volúmenes de material acuífero en cada uno de los sectores indicados en la figura 3-2. En la discretización del acuífero para la modelización del flujo subterráneo (capítulo 5), se ha considerado una superficie de 18.78 km^2, menor que la anterior, principalmente por que no se ha simulado todo el sector deltaico.

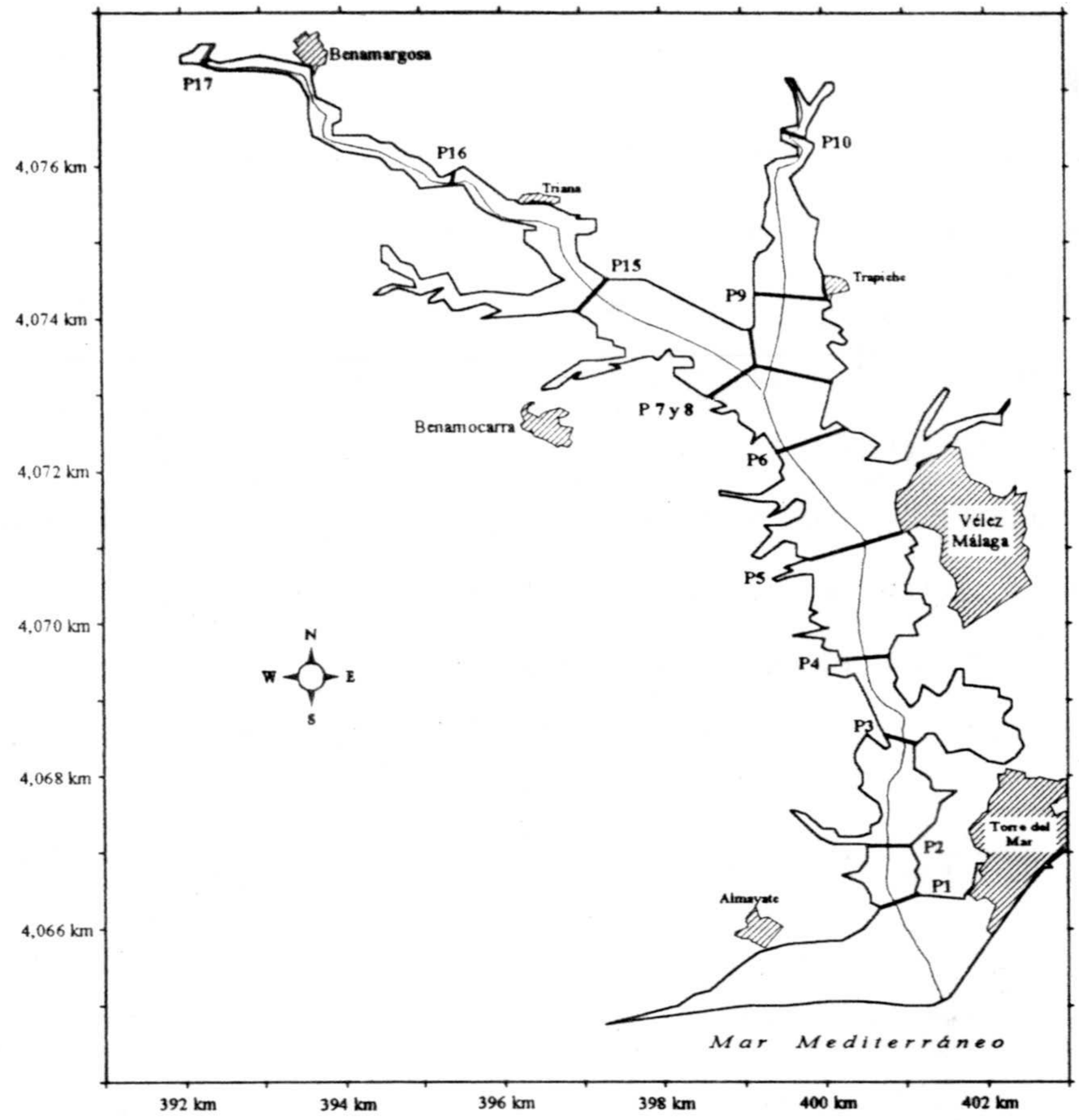


Figura 3-2. *Sectores diferenciados en el acuífero de Vélez en función de los perfiles de piezómetros (P1 a P17).*

Veamos con más detalle cada sector del acuífero:

- El sector del valle del Benamargosa comprende desde la estación de aforos del Salto del Negro hasta la perpendicular a los bordes en la confluencia con el río Vélez. La superficie es de 4.32 km^2 y la longitud 9 km. El volumen de material acuífero es de 98.47 hm^3 de los cuales aproximadamente el 86% pueden llegar a estar saturados. A partir de la confluencia con el río Almáchar , los espesores máximos oscilan entre unos 25 m y más de 35 m. En todo el valle, el acuífero tiene como bordes y sustrato esquistos y cuarzitas.
- El aluvial del río Vélez tiene una longitud de 11.5 km desde el perfil 10 hasta el perfil 1, donde comienza el delta. En el primer tramo, aguas arriba de la unión con el Benamargosa, el aluvial está fuertemente encajado, de modo que aumentan progresivamente los espesores y la anchura del acuífero hacia el sur. La superficie de este primer sector es de 2.35 km^2 y el volumen de material permeable 70.33 hm^3 de los que puede llegar a estar saturado el 91%.

- El tramo desde la confluencia de los ríos Vélez y Benamargosa hasta el perfil 1 ocupa una superficie de 9.06 km^2. El mayor espesor de acuífero se encuentra en este sector, justamente en la confluencia de ambos ríos, donde llega a alcanzar 70 m. El volumen de material acuífero es de 260.70 hm^3 de los que puede estar saturado hasta el 88%.
- Finalmente, el sector deltaico comprende una superficie de 4.68 km^2, con un volumen de material de 101.20 hm^3, cálculo realizado hasta la vertical en la línea de costa. De este volumen, que supone la mayor parte del acuífero, hasta el 98% puede estar saturado. De la superficie anteriormente mencionada, 1.62 km^2 quedarían fuera de la cuenca hidrográfica del Vélez. Los espesores aumentan progresivamente hacia el mar en cuyo límite superan los 60 m, en el sector de la desembocadura del río.

Sector	Tramo acuífero	Sup. (km^2)	Volumen de acuífero (hm^3)	Volumen máximo saturado (hm^3)
Desde el Salto del Negro hasta el Perfil 17	Aluvial del Benamargosa	0.045	1.14	0.93
Perfil 16 a Perfil 17	Aluvial del Benamargosa	0.740	16.59	15.02
Perfil 15 a Perfil 16	Aluvial del Benamargosa	1.586	36.34	29.76
Perfil 7 a Perfil 15	Aluvial del Benamargosa	1.944	44.40	38.85
Desde la confluencia Vélez-Rubite hasta el perfil 10	Aluvial del Vélez	0.105	1.88	1.61
Perfil 9 a Perfil 10	Aluvial del Vélez	1.153	31.14	27.42
Perfil 8 a Perfil 9	Aluvial del Vélez	1.089	37.30	34.85
Perfil 6 a Perfil 7,8	Aluvial del Vélez	1.165	48.68	46.19
Perfil 5 a Perfil 6	Aluvial del Vélez	2.630	98.45	88.16
Perfil 4 a Perfil 5	Aluvial del Vélez	1.942	41.10	34.98
Perfil 3 a Perfil 4	Aluvial del Vélez	1.614	31.56	25.47
Perfil 2 a Perfil 3	Aluvial del Vélez	1.195	29.37	25.20
Perfil 1 a Perfil 2	Aluvial del Vélez	0.514	11.54	9.81
Costa a Perfil 1	Delta	4.677	101.20	98.98
TOTAL		20.400	531	477

Tabla 3-1. *Superficies y volúmenes de material permeable total y máximo saturado en los distintos sectores del acuífero diferenciados teniendo en cuenta los perfiles de piezómetros.*

Desde el punto de vista topográfico las mayores cotas del sector estudiado se localizan en el valle del Benamargosa. Desde unos 110 m S.N.M., en el límite norte definido, se desciende gradualmente hasta la confluencia con el río Almáchar que se realiza a una altitud de 50 m S.N.M.

El río Rubite desemboca en el río Vélez a 60 m S.N.M. y finalmente, la confluencia de los ríos Vélez y Benamargosa se produce a 30 m S.N.M.

3.2.2. Parámetros hidráulicos.

Los únicos datos previos disponibles referentes a parámetros hidráulicos han sido obtenidos de las tres campañas de ensayos de bombeo realizadas por la Confederación Hidrográfica del Sur de España en septiembre de 1984, abril de 1985 y septiembre de 1985, correspondientes a situaciones de aguas bajas, la primera y la última, y a aguas altas, la de abril de 1985 (CHSE, 1987). Se efectuaron un total 41 ensayos (9, 19 y 13, respectivamente) en 20 captaciones de aguas subterráneas (tabla 3-2). La situación de todas estas captaciones se puede observar en el mapa Anexo a esta Memoria.

La permeabilidad media del conjunto a partir de estos valores es de 70 m/día, si bien se pueden observar las importantes diferencias obtenidas en algunos puntos en las distintas campañas. Los valores máximos, unos 300 m/día, se localizan en los sectores septentrionales y los valores mínimos, de unos 30 m/día, en el sector de la desembocadura. Tanto la permeabilidad como el coeficiente de almacenamiento parecen bajos respecto a lo que cabría esperar de un acuífero aluvial. De hecho, el propio estudio citado advierte que estos valores han de tomarse como cifras mínimas, dadas las condiciones en que se realizaron los ensayos que comentarán más adelante. Las permeabilidades bajas están inducidas por la mayor presencia de partículas de pequeño tamaño (limos y arcillas) o la inclusión de ésta en las arenas y gravas del acuífero. En cuanto a los bajos valores de coeficiente de almacenamiento, comprendidos entre el 1 y el 11%, pueden deberse a la existencia de material grosero englobado por una matriz limo-arcillosa que reduce considerablemente la porosidad; cifras del mismo orden se citan para los acuíferos costeros granadinos de Almuñecar y Motril-Salobreña (Benavente, 1982) y el aluvial del río Genil en la vega de Granada (Castillo, 1985).

En el capítulo dedicado a la modelización del acuífero se harán mas observaciones respecto a la implicación de estos valores en el modelo. Algunas de las peculiaridades de realización de los ensayos son las siguientes:

- La mayoría de las captaciones ensayadas no eran totalmente penetrantes.

- En las campañas de aguas bajas, al tener espesores saturados pequeños, se producían "efectos de pozo".

- A veces se iniciaron los ensayos sin recuperaciones previas suficientemente completas, debido a la necesidad del uso por los agricultores e, incluso, en algunos casos se vieron afectados por el bombeo de pozos cercanos.

- Los ensayos fueron de corta duración (4 horas) y los cálculos se hicieron en la fase de bombeo y en la de recuperación.

En el sector continental del acuífero, es decir, aguas arriba del "umbral" del sustrato (perfil 4), se obtienen los valores más altos de transmisividad, que llegan a ser hasta de 10000 m^2/día en los casos de mayores espesores saturados. Los coeficientes de almacenamiento suelen ser del 5 al 6%, aunque también se obtienen notables diferencias de unas campañas a otras. Aguas abajo del "umbral" del sustrato se observan menores valores tanto de la transmisividad (unos 2000 m^2/día) como del coeficiente de almacenamiento (entre 1 y 3%). En el sector deltaico se obtienen valores altos de transmisividad (5000 m^2/día) y coeficiente de almacenamiento (del 5 al 7%) en los pozos cercanos al río; en lo pozos más alejados de este se observa una disminución únicamente de la transmisividad (3000 m^2/día). De todas maneras, no hay grandes diferencias de una zona a otra, aunque se puede resaltar que, en la confluencia de los ríos Vélez y Benamargosa se registran los valores más altos de transmisividad (9000 a 10000 m^2/día).

Las cifras de coeficiente de almacenamiento son determinantes para conocer el volumen de agua que puede almacenar el acuífero. Si tenemos en cuenta que el valor medio experimental de dicho parámetro es del 5%, con 477 hm^3 de volumen máximo de material acuífero saturado, el volumen de agua almacenable por el acuífero sería de 24 hm^3. Las extracciones anuales suelen superar esta cifra, como se verá más adelante, por lo que se comprenderá que la explotación del acuífero tiene su base en los importantes recursos hídricos que necesitarán de una adecuada y constante gestión.

El Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas realizó tres campañas de medidas de flujos subterráneos por dilución, en junio de 1984 y febrero y septiembre de 1986 con objeto de determinar las velocidades y niveles acuíferos en los piezómetros de los distintos perfiles del acuífero (CEDEX, 1984, 1986a y 1986b). Se obtuvieron datos y características propias de los depósitos aluviales y costeros del sur peninsular. El sector aluvial del acuífero es heterogéneo, hecho puesto de manifiesto por la existencia en muchos casos de dos niveles acuíferos de poca continuidad espacial con frecuentes flujos verticales, en general ascendentes, y, a veces, implicando un ligero confinamiento. Las velocidades horizontales de flujo medidas son altas, entre 10 m/día y 20 m/día. En el delta se detectaron dos acuíferos separados por un nivel impermeable, el profundo con velocidades del orden de 2-3 m/día y en el superficial se registraron cifras en torno a 0.5 m/día. Como era de esperar, las mayores variaciones de unas campañas a otras se obtuvieron para los piezómetros situados en el sector de cabecera (perfiles 10, 15, 16 y 17) y las menores diferencias en el sector deltaico.

			Sep-84			Abril 1985			Sep-85		
PUNTO	X	Y	T(m^2/día)	K (m/día)	S (%)	T (m^2/día)	K (m/día)	S (%)	T(m^2/día)	K (m/día)	S (%)
D4-38	392198	4077448				3500	265	1			
E5-1	395338	4075798				5500	218	5	1000	84	
E5-22	397028	4074353	5000	307	6	5300	243		1500	214	
E5-39-1	397813	4074243				3000	120	2	3000	270	
E6-30	399458	4074283				5000	214		2000	235	2.5
F5-24	398748	4073268				9000	317	6	3000	172	2
F5-30	399088	4072828				10000	239	6	6000	197	
F6-1-4	399540	4073120	6500	117		9000	150		4000	82	
F6-12	399448	4072303				6500	167		3500	117	7
F6-13	400523	4071213				3600	157		1860	102	
F6-24-1	399950	4071475	6000	122		5500	134		1300	40	
G6-2-3	400055	4070780				5000	170	3	4000	172	3
G6-9	400540	4069548				2500	153	2	3000	259	4
G6-29	401003	4068218				3500	148				
G6-32	400768	4068013	1000	42	2	1500	55	1	530	27	
H6-16	400753	4066213	6500	169	11	5000	97	6			
H6-18	400928	4066008	2000	41	2	5000	120	6			
H6-18-1	400425	4065535	500	29							
H6-21-2	401640	4065555	1300	40	8	3500	99	10			
H6-21-3	401770	4066200	3000	219	10	2500	168	10			

***Tabla 3-2**. Parámetros hidráulicos determinados en las campañas de ensayos de bombeo de los años 1984 y 1985 (CHSE, 1987).*

3.2.3. Funcionamiento.

El funcionamiento en régimen natural del acuífero, antes de la construcción de la presa de la Viñuela, era muy simple. El acuífero era recargado, principalmente entre los meses de noviembre y abril de cada año hidrológico, por la infiltración de las aportaciones de los ríos Vélez, Rubite y Benamargosa, y por las lluvias caídas que generan escorrentía superficial en las cuencas laterales que vierten sus aguas al mismo. Buena parte de estas aguas circulan superficialmente hacia el mar, al mismo tiempo que se producía un ascenso de los niveles piezométricos. La precipitación útil sobre el propio acuífero queda relegada al último lugar de importancia en comparación con los otros componentes de la recarga. Las aguas del acuífero circulan de norte a sur y se produce una descarga subterránea al mar a lo largo de la línea de costa. En este periodo, las extracciones por bombeo son bajas, principalmente por que las lluvias aportan buena parte del agua que necesitan los cultivos y, en el caso de la zona de vega, se dispone además de las derivaciones de agua del río por las acequias. El río cede agua al acuífero en los tramos de aluvial de los ríos Vélez y Benamargosa aguas arriba de su confluencia, lugar aproximado donde es el río el que empieza a ser ganador y en mayor medida cuando va avanzando el invierno. El tramo de río influente se mantiene hasta el "umbral" del sustrato de sustrato paleozoico en el sector central del acuífero (perfil 4) y, tras aumentar la sección, es el río el que cede agua al acuífero aguas abajo de este "umbral" del sustrato aunque en épocas de aguas realmente altas (años 95/96 y 96/97) el nivel del agua en el río y en el acuífero prácticamente ha sido el mismo. La intrusión salina heredada del periodo estival anterior se desplaza hacía el mar y todas las relaciones río-acuífero se verán modificadas en la medida en que las aportaciones superficiales de un periodo concreto sean mayores o menores.

Avanzada la primavera y en el verano, el río suele estar seco y apenas si llueve en la cuenca hidrográfica. En esta época comienzan los bombeos para el riego de los campos, con el consiguiente descenso de niveles y, obviamente, la modificación de la relación río-acuífero. Se produce una intrusión salina de carácter marcadamente estacional y se observan cotas piezométricas por debajo del nivel del mar a bastante distancia de la desembocadura.

En este esquema de funcionamiento natural, la construcción del sistema del embalse de la Viñuela puede introducir modificaciones sustanciales puesto que deberá actuar reteniendo el agua en el periodo húmedo y cediéndola de forma modulada en el seco, de tal manera que se mantenga siempre el adecuado balance excedentario hacia el mar para evitar la de intrusión salina.

3.3. INVENTARIO DE PUNTOS DE AGUA

La Confederación Hidrográfica del Sur de España ha mostrado siempre un especial interés por el acuífero del río Vélez. En lo que concierne a proyectos y estudios dedicados al conocimiento de las aguas subterráneas, este organismo ha ejecutado dos proyectos de suma importancia. El primero de ellos CHSE (1987) se ha citado repetidamente en el presente trabajo y el segundo, constituye una actualización del anterior, con una intensa labor de campo, desarrollada desde agosto de 1995 a junio de 1997 (CHSE, 1997). En ambos estudios se han realizado censos detallados de los puntos de agua existentes en el acuífero, que se describen a continuación, distinguiendo entre a) aprovechamientos, que incluyen captaciones de aguas subterráneas (pozos normalmente de excavación manual y sondeos generalmente realizados a percusión), b) tomas de aguas superficiales (acequias); y c) piezómetros (sondeos de pequeño diámetro, ejecutados por la Administración para el control del acuífero).

3.3.1. El inventario de puntos de agua del año 1984.

En agosto de 1984 , dentro del primer proyecto mencionado (CHSE, 1987), se realizó una labor importante de inventario en la que se censaron un total de 531 puntos de agua. Los trabajos efectuados permitieron, además del censo, la actualización y recopilación de datos dispersos, en a) 439 aprovechamientos de aguas, tanto superficiales como subterráneas, es decir, pozos, sondeos de explotación y tomas de acequias, b) 16 sondeos piezométricos efectuados en años anteriores por el Servicio Geológico de Obras Públicas y c) 76 sondeos piezométricos realizados en el proyecto. En el apartado 3.4.3 se describirán con detalle los datos referentes a los piezómetros.

Para asignar códigos a los aprovechamientos (439 puntos), el área estudiada fue dividida en 13 hojas a escala 1: 5.000, en las cuales se censaron los puntos que figuran en la tabla 3-3, en la que además se distingue entre los puntos situados en la zona de policía de cauces, de especial vigilancia por la Guardería Fluvial (hasta 100 m de anchura a cada lado del cauce), y los que están fuera de dicha zona. El código de cada punto incluye los siguientes datos: Hoja - Número de orden de cada margen del río (pares en la margen derecha e impares en la izquierda) - orden según distancia al río. Es decir, a título de ejemplo, la captación G6-6 pertenece a la hoja G6, se encuentra en la margen

derecha y es la más próxima al cauce en la transversal; la captación G6-6-1 se encuentra en la misma transversal (más alejada del cauce) y por ello se le añade el número de orden 1. Cada punto fue oportunamente identificado, pintando su número en el lugar más visible y adjuntando a la ficha correspondiente una fotografia del mismo. Once años después, aún se conservan buena parte de las identificaciones efectuadas.

HOJAS	Inventario en zona de policía	Inventario fuera de la zona de policía	Inventario de otros puntos de control
C3	48	0	0
C4	8	0	0
D3	4	0	0
D4	53	0	0
D5	6	0	0
D6	9	0	0
E4	20	0	0
E5	47	4	1
E6	43	0	0
F5	34	5	4
F6	24	22	17
G6	38	9	2
H6	22	16	3
TOTAL	**356**	**56**	**27**

Tabla 3-3. *Desglose por hojas del número de aprovechamientos inventariados en 1984.*

La información recopilada incluía datos concernientes a la identificación, situación geográfica, características constructivas, instalaciones elevadoras del agua, litologías de los materiales atravesados, características hidrogeológicas, usos del agua, volúmenes extraídos, etc. Todos los datos quedaron reflejados en las correspondientes fichas.

Los resultados de este inventario sirvieron de base para realizar el control de las extracciones, de calidad de las aguas y de los niveles piezométricos en las distintas redes establecidas. Entre las características más importantes del inventario de aprovechamientos de 1984 se pueden destacar las siguientes:

- Los pozos inventariados corresponden a excavaciones de gran diámetro y poca profundidad. En general, están revestidos de hormigón y mal acondicionados para una óptima explotación.
- Debido a los periodos de sequía, anteriores a 1984, en numerosos casos se realizan sondeos de mayor profundidad en las inmediaciones de los anteriores pozos.
- Hasta que se realizó el inventario, no se tenía constancia del enorme número de captaciones existentes y, en especial de las situadas en la zona de policía de cauces (356 en total).
- El grado de explotación de aguas subterráneas es muy variable a lo largo del año, por lo que se requiere un control exhaustivo.

Tras el inventario se procedió a una nivelación topográfica de la mayor parte de los puntos inventariados. En concreto, se nivelaron 302 aprovechamientos y 84 piezométros. Además de estos puntos, por razones de itinerarios de trabajo, se situaron 54 hitos, construidos expresamente, y 52 cotas intermedias. Las cotas y puntos de referencia de cada lugar nivelado se indican en el Anexo 5 del proyecto de CHSE (1987); éstas se situaron en los brocales de los pozos (clavos o placas ancladas que aún se conservan) o cuellos de las tuberías en el caso de sondeos y piezómetros; parte de estos últimos fueros nivelados en una placa situada sobre el hito de hormigón del propio piezómetro.

3.3.2. El inventario de puntos de agua del año 1995.

En agosto de 1995, la Comisaría de Aguas del Sur de España comenzó un proyecto de dos años de duración con el objetivo fundamental de conocer la situación del acuífero en cuanto a número de captaciones y volumen de explotación (CHSE, 1997). La empresa consultora encargada de los trabajos fue la Compañía General de Sondeos, S.A. (CGS-OGDEN), la cual suscribió un contrato de investigación con el Instituto del Agua de la Universidad de Granada para que éste realizase, como inicio del proyecto, el inventario de captaciones existentes y otros estudios hidrogeológicos de detalle en el sector. Los trabajos de campo se llevaron a cabo en los meses de agosto y septiembre de 1995 y participaron cuatro técnicos superiores, entre ellos el autor de la presente Memoria.

Las fichas de inventario elaboradas incluyen numerosos datos que actualizan y mejoran considerablemente el inventario previo del año 1984. El número de aprovechamientos de aguas censados y su distribución por hojas se puede observar en la tabla 3-4. Las cifras se resumen en la existencia actual de 732 aprovechamientos, que se reparten entre 464 pozos, 257 sondeos y 11 tomas de aguas superficiales. Al menos un tercio de estos puntos están abandonados y no se prevé que vuelvan a ser utilizados.

	Aprovechamientos ya inventariados en 1984			**Nuevos aprovechamientos inventariados en 1995**		
Hoja	*Pozos*	*Sondeos*	*Tomas de acequias*	*Pozos*	*Sondeos*	**Total**
D4	42	12	2	5	21	**82**
D5	6	0	0	9	0	**15**
D6	9	0	0	1	1	**11**
E4	16	5	0	14	13	**48**
E5	43	17	0	13	32	**105**
E6	31	11	2	4	3	**51**
F5	39	10	0	6	19	**74**
F6	52	10	3	16	20	**101**
G6	33	21	4	12	23	**93**
G7	0	0	0	3	0	**3**
H5	0	0	0	12	0	**12**
H6	28	16	0	67	23	**134**
H7	0	0	0	3	0	**3**
TOTAL	**299**	**102**	**11**	**165**	**155**	**732**

Tabla 3-4. *Distribución de los aprovechamientos de agua inventariados en 1995.*

La labor de inventario se vio sensiblemente facilitada por la experiencia previa en el sector de la empresa consultora y del Instituto del Agua. En lo que se refiere a este último, ya se venia trabajando en la zona desde 1993 para la presente Tesis Doctoral, y durante los años de investigación en campo en el marco de este trabajo (1993/94 y 1994/95) ya se tomaron algunos datos que después se reflejarían en el inventario, en particular los relativos a las captaciones que en el proyecto de la CHSE (1987) se presumían más interesantes para el control y seguimiento del acuífero.

El límite para realizar el inventario se tomó siguiendo el perímetro establecido en la propuesta de declaración provisional de acuífero sobreexplotado realizado por CGS-OGDEN para la CHSE (Informe interno). Las hojas C3, C4 y D3 del inventario de 1984 no fueron actualizadas. El sector fue dividido en las mismas hojas de inventario previo y se acordó introducir la letra "N" para los puntos nuevos.

Las fichas elaboradas para cada punto fueron informatizadas, introduciéndolas en hojas de cálculo. Posteriormente, todos los datos serían volcados a una base de datos de puntos de agua elaborada expresamente por la consultora para el proyecto.

Los datos más importantes que incluyen las fichas son los siguientes:

- Hoja principal: Número de punto, coordenadas UTM, municipio, toponimia, tipo de punto, cota, propietario, domicilio, expediente de legalización, organismo, hoja 1:10.000, caudal anual concedido, profundidad de la obra, uso del agua y observaciones.
- Hoja de explotación: Año hidrológico, volumen anual, tipo de cultivo, método de riego, superficie y observaciones.
- Equipos instalados: Fecha(s), motor(es), potencia(as), tipo de bomba, caudal nominal, equivalencia (kWh/m^3), longitud de la tuberia de aspiración, material, diámetro, altura de elevación, tubería de impulsión, material, diámetro, número de depósitos, capacidad y observaciones.
- Hoja de contadores: Fecha de lectura, lectura volumétrica (si la hubiera), lectura eléctrica (valle, punta y llana si las hubiera), número de serie del contador y observaciones.
- Piezometría: profundidad y observaciones (referencia de medida, niveles dinámicos, etc.).
- Revestimientos: Tipo, empaque, diámetro, espesor y profundidades.
- Perforaciones: Tipo, fecha, profundidades, diámetro y observaciones.
- Litologías: Tipo, profundidades, edad y observaciones.
- Hoja de resultados de análisis químicos del agua.

Además de estas anotaciones, cada punto fue numerado y fotografiado, y, una de las labores más importantes que se realizaron fue el comienzo de la cartografía a escala 1:10.000 de cada una de las parcelas de riego correspondientes a todos los aprovechamientos con uso agrícola.

Entre los datos más importantes que se obtuvieron, figuran las numerosas medidas de la profundidad del nivel piezométrico, el cálculo del volumen de agua subterránea extraído en el año hidrológico 1994/95 y los relativos a cultivos, dotaciones de agua, etc. La información obtenida permitiría después a la CGS-OGDEN comenzar un control exhaustivo del acuífero.

Algunas consideraciones importantes del inventario realizado son las siguientes:

- Desde el año 1984 a 1995, el número de captaciones se ha incrementado en un 80% (de 420 a 721).
- Buena parte de los nuevos aprovechamientos corresponden a sondeos que sustituyen a viejos pozos.
- La superficie de riego se ha incrementado en 764 ha (de 3.136 ha en el año 1985 a 3.900 ha en 1995).
- En torno al 50% de las captaciones que extraen agua subterránea habitualmente (unos 205 de 430 totales) no acreditaron estar legalizados. Esta cifra sería más alta si consideramos los aprovechamientos que no se usan, puesto que, en general, estos han sido construidos con anterioridad a la Ley de Aguas de 1985 y la documentación no está actualizada.
- Las extracciones de aguas subterráneas varían considerablemente a lo largo del año y de un año a otro, por lo que, para un buen uso conjunto de aguas superficiales (Sistema del embalse de la Viñuela) y subterráneas, se requiere un seguimiento periódico de la explotación.

La *situación legal* de los aprovechamientos en explotación en los últimos años, es decir, los más importantes (unas 430 captaciones), se puede resumir de la siguiente manera:

- Algo menos de la cuarta parte (22%) son concesiones de aguas. La mitad de estas corresponden a puntos que ya figuraban como aguas públicas antes de la entrada en vigor de la Ley de Aguas (ley 29/1985 de 2 de Agosto, de Aguas), el 1 de Enero de 1986; se trata de los puntos ya inventariados en 1984. El resto han sido construidos con posterioridad a la fecha citada. Según la ley, todos estos aprovechamientos podrán disfrutar de los derechos que tengan concedidos, como máximo hasta fin del año 2060, salvo que en su título se fijara un plazo menor.

- En torno al 13%, tienen derechos adquiridos bajo la Ley de Aguas de 1879, referentes a aguas privadas. Tres cuartas partes de ellos están inscritos en el catálogo de aguas privadas, y el resto figuran en el registro de aguas privadas. El régimen de explotación que tenían se respetará hasta finales de año 2038; a partir de entonces tendrán preferencia en la solicitud de la concesión.

- Unos 205 puntos del total de 430 (48%) no acreditaron estar legalizados. Numerosos propietarios de estas captaciones aseguran que sus aprovechamientos fueron legalizados como aguas privadas bajo la antigua ley. Sin embargo, la actual ley es clara al respecto: los titulares de aprovechamientos de aguas calificadas como privadas en la legislación derogada están obligados a declararlos ante el Organismo de Cuenca (en este caso CHSE), y los inscribirán en el catálogo o en el registro de aguas privadas (el plazo finalizó el 31 de diciembre de 1988); en caso contrario, los titulares podrán ser multados.

- El 17% restante corresponden a captaciones de las que no se conoce su situación administrativa, o bien tienen situaciones legales como son la inscripción como aprovechamiento de explotación inferior a 7000 m^3/año (4%), inscripción de aprovechamiento por prescripción, etc. Incluso algunos puntos, sólo disponen de una autorización de investigación de aguas.

3.3.3. Red piezométrica del acuífero del río Vélez.

Además de la información relativa a los aprovechamientos de agua, en el acuífero del Vélez se dispone de una importante red de piezómetros perforados, en su mayor parte en los años 1984 y 1985, con el objeto de obtener información precisa sobre la geometría, características geológicas y la evolución temporal de los niveles piezométricos del acuífero. Se ha de reiterar que se califican como piezómetros aquellos sondeos de pequeño diámetro, perforados por la Administración expresamente para el mencionado control del acuífero.

Los primeras mediciones de niveles se llevaron a cabo por el Servicio Geológico de Obras Públicas (SGOPU) en el año 1972. Estos controles se efectuaron sobre todo en captaciones, algunas de ellas de Ayuntamientos y Comunidades de Regantes, y no guardaron una periodicidad adecuada. En el año 1977, el citado Organismo acometió la realización de 22 sondeos piezométricos en el sector deltaico, en las cuales igualmente se llevaron a cabo controles sin la debida periodicidad. En total, se tiene constancia de que fueron medidos unos 50 puntos, si bien no se ha podido acceder a esta información.

Los primeros controles sistemáticos se efectuaron durante el proyecto de CHSE (1987). En 1984, la Confederación Hidrográfica del Sur de España (CHSE) acometió la realización de 79 nuevos puntos para el control del acuífero. Algunos de estos sondeos sustituían o complementaban los ya existentes del SGOPU. En concreto, se realizaron 13 sondeos en el delta, otros 63 distribuidos en el aluvial a lo largo de trece perfiles transversales al cauce y, finalmente, 3 en el sector del Trapiche, para el estudio de las anomalías salinas (figura 3-3). Todos estos puntos fueron controlados durante el periodo 1984/86.

Además de estos puntos, se pueden considerar otros 7 piezómetros, pertenecientes al Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE), 4 de los cuales fueron perforados en 1988 para realizar ensayos de inyección y admisión (ITGE, 1988b), y los otros tres para el control del sector deltaico por este Organismo.

En la presente investigación, la primera labor de inventario de los piezómetros útiles se desarrolló a comienzos de 1993. En abril de 1993, existían 50 piezómetros útiles para realizar medidas de nivel, registros de conductividad y temperatura, o toma de muestras de agua. Al final

del periodo de investigación en campo (septiembre de 1995), el número de puntos utilizables era tan sólo de 32. Recientemente, se han construido 11 nuevas perforaciones, realizadas a finales de 1996 y comienzos de 1997 por la Compañía General de Sondeos para la Confederación Hidrográfica del Sur (CHSE, 1997).

En resumen, en el acuífero del río Vélez se han perforado a lo largo del tiempo 119 sondeos piezométricos, que han proporcionado información sobre la geometría y funcionamiento del acuífero (figura 3-3). Actualmente, el número de piezómetros útiles es de 43 de los cuales 36 pertenecen a la CHSE, 4 al SGOPU y 3 al ITGE.

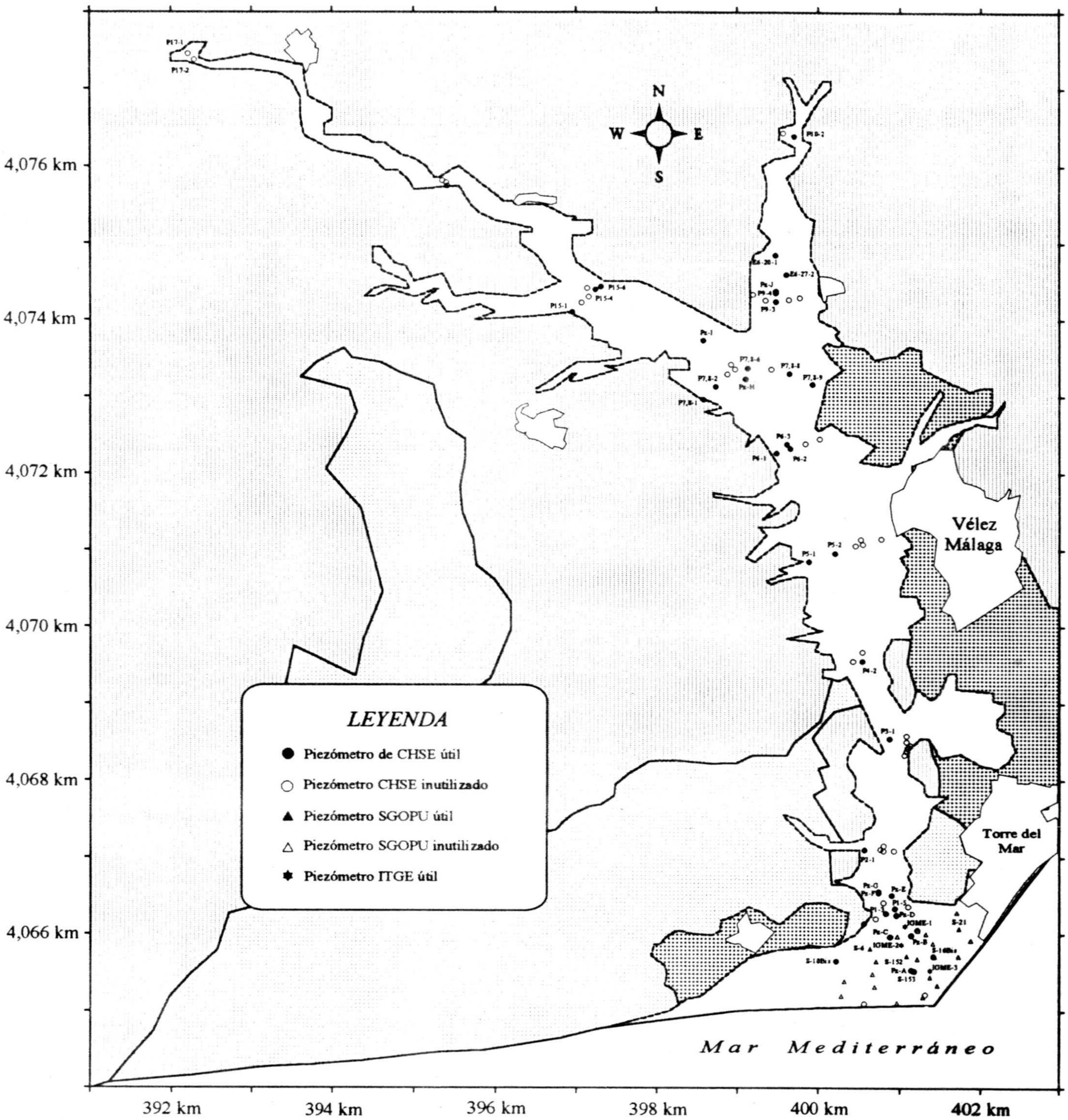


***Figura 3-3. Mapa de situación de los sondeos** piezométricos perforados en el acuífero de Vélez, con indicación del organismo propietario y de su estado actual.*

3.4. PIEZOMETRÍA Y FLUJO SUBTERRÁNEO

En el estudio de CHSE (1987) se muestra la situación piezométrica mensual desde septiembre de 1984 a marzo de 1986. Sobre la base de este estudio, en el Atlas Hidrogeológico de la Provincia de Málaga (Diputación Provincial de Málaga, 1988) se presenta la piezometría (figuras 3-4 y 3-5) del acuífero en época de aguas altas (abril de 1985) y en época de estiaje (octubre de 1985).

Entre los años 1987 y 1993, las únicas fuentes de datos de niveles piezométricos son el Servicio de Hidrología de la Comisaría de Aguas de la CHSE y el Instituto Tecnológico Geominero de España. En ambos casos no se midieron el número suficiente de puntos como para elaborar mapas de isopiezas.

Durante los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95 se tomaron, expresamente para la presente investigación, una media mensual de 78 medidas de la profundidad del nivel piezométrico (tabla 3-5). Este periodo estuvo caracterizado por el descenso de los niveles en la mayor parte del acuífero debido a la sequía, cuyo momento más crítico corresponde al final del verano de 1995. Dado que casi todos los puntos controlados están nivelados topográficamente, se disponen de unas 63 medidas mensuales, con las que se han realizado los mapas piezométricos. Del total de medidas realizadas, 519 de ellas fueron tomadas únicamente en piezómetros. En la medida de lo posible, se ha procurado evitar que estas medidas fuesen dinámicas, es decir, afectadas por el bombeo en captaciones cercanas.

Al periodo citado le siguió la situación hidrológica extrema contraria, esto es, las fuertes precipitaciones de los años 1995/96 y 1996/97, en los cuales se desarrollaron los trabajos del proyecto CHSE (1997). Para la representación fiable de la piezometría del acuífero se ha dispuesto de las campañas de medidas trimestrales realizadas en el citado estudio. Con ellas se han elaborado algunos mapas que se comentarán en el apartado de morfología de la superficie piezométrica.

El flujo subterráneo se realiza de Norte a Sur, de tal manera que los gradientes hidráulicos son elevados en el sector de cabecera y se suavizan notoriamente aguas abajo de la confluencia de los ríos Benamargosa y Vélez. En el sector deltaico los gradientes hidráulicos son muy débiles. En este esquema que corresponde a una situación de aguas altas, en el que las entradas principales al

sistema se producen casi exclusivamente por la infiltración de las aguas de los citados ríos, la disposición de las isopiezas se muestra perpendicular a los bordes este y oeste del acuífero en toda su superficie. En los periodos de aguas bajas se presenta una particularidad significativa en el sector central del acuífero; los bombeos del sector de la margen derecha del río del mencionado sector alteran el sentido general del flujo subterráneo que, prácticamente, se produce de este a oeste y, en consecuencia, las isopiezas tienden a situarse de forma subparalela a estos bordes.

Fecha	Nº de medidas de la profundidad del nivel	Nº de medidas de nivel piezométrico (obtenidas sólo en puntos nivelados)
Octubre 1993	60	47
Noviembre 1993	92	77
Enero 1994	91	76
Febrero 1994	88	74
Marzo 1994	90	75
Abril 1994	98	79
Mayo 1994	92	76
Junio 1994	96	78
Julio 1994	84	68
Agosto 1994	73	61
Septiembre 1994	62	54
Octubre 1994	76	62
Noviembre 1994	76	60
Diciembre 1994	69	55
Enero 1995	67	53
Febrero 1995	69	55
Marzo 1995	68	55
Abril 1995	73	59
Julio 1995	53	41
TOTAL	**1477**	**1205**
Media mensual	**78**	**63**

Tabla 3-5. *Número de medidas de nivel* ***realizadas en el periodo Octubre de*** *1993 a Julio de 1995.*

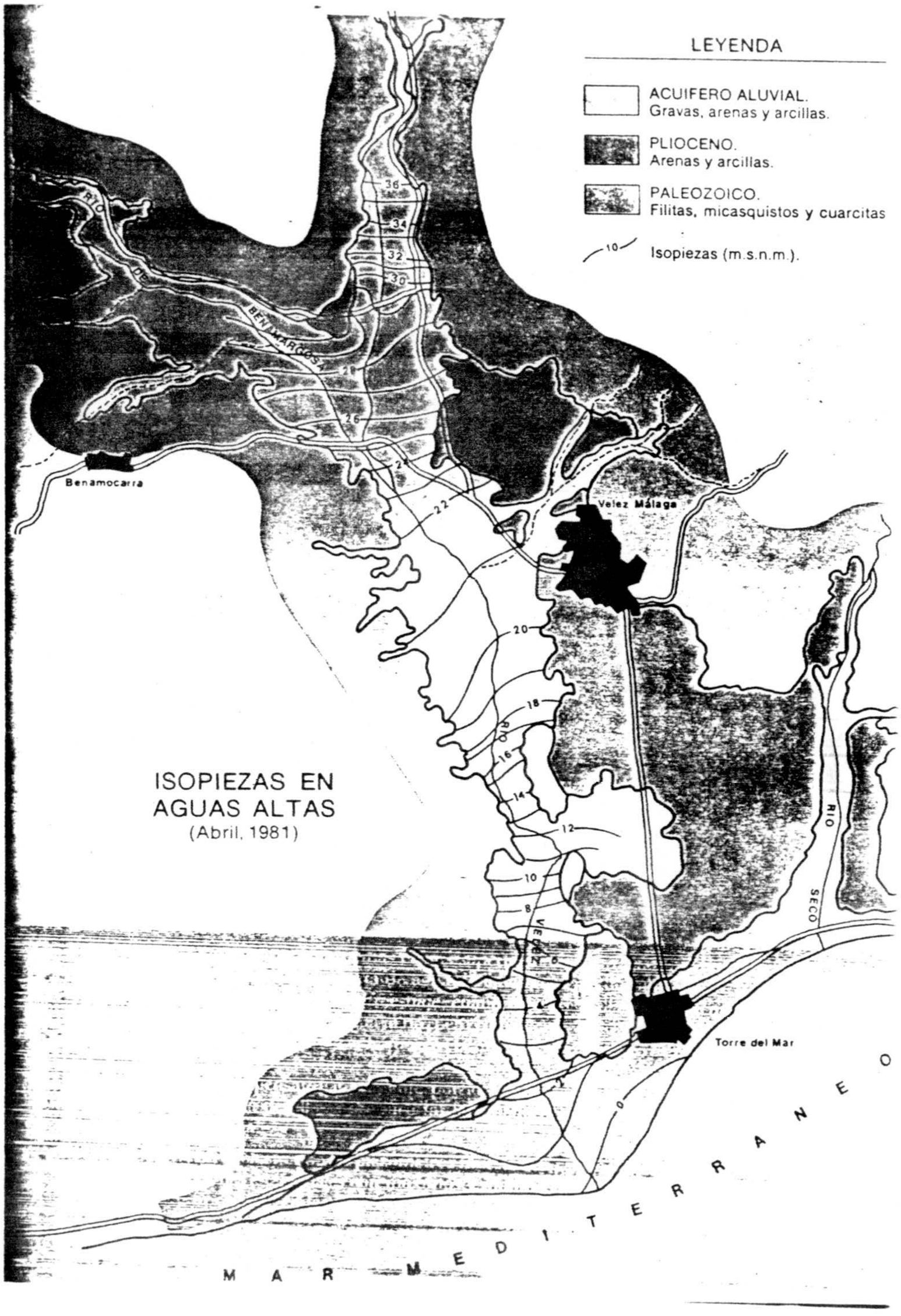


***Figura 3-4**. Mapa de curvas isopiezométricas del mes de Abril de 1985 (CHSE, 1987).*

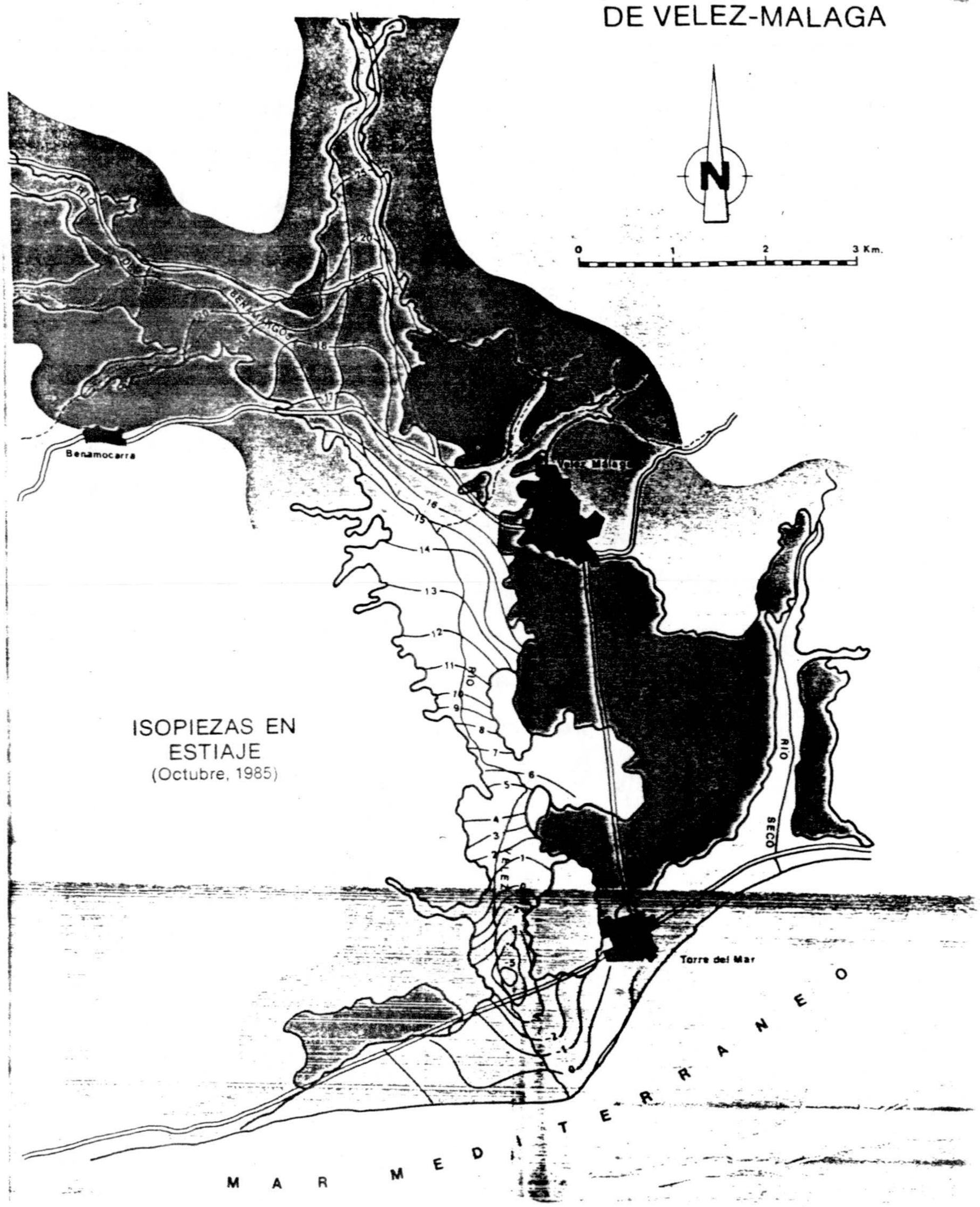


***Figura 3-5**. Mapa de curvas isopiezométricas del mes de Octubre de 1985 (CHSE, 1987).*

3.4.1. Morfología de la superficie piezométrica.

A partir de los datos de piezometría de los meses citados en la tabla 3-5, se han elaborado los mapas piezométricos para cada uno de los meses de este periodo seco 93/94 y 94/95 (19 meses en total). Se han escogido para su presentación en esta Memoria cuatro meses significativos, enero y julio de los años 1994 y 1995, de los cuales se harán una descripción detallada. La serie completa de mapas de piezométricos se muestra en el capítulo de Anexos. Todos los mapas realizados representan la piezometría del denominado acuífero superficial; no se ha podido realizar una piezometría del acuífero profundo debido a que sólo existen dos piezómetros útiles que parecen estar ranurados únicamente en éste tramo, el S-152 (dudoso) y el S-153.

En **enero de 1994** la disposición de las isopiezas muestra un esquema clásico de aguas altas (figura 3-6), si bien en los meses de abril y mayo de ese mismo año los niveles eran todavía más elevados. Analicemos por zonas esta disposición:

⇒ El tramo de acuífero del valle del río de Benamargosa se divide en dos sectores, antes y después de la confluencia con el río Almáchar, lugar donde los gradientes cambian, respectivamente, del 12‰ al 6‰, justamente coincidiendo con la observación de campo en la que se apreció que en las fechas de medida el agua del río Benamargosa se infiltraba por completo a la altura del perfil 15. El trazado de las líneas comienza a mostrar cierta concavidad, con líneas de flujo que convergerían en la traza del río.

⇒ En la rama del río Vélez, la disminución del gradiente se hace más rápida desde valores del 15‰ al 7‰; el río sólo llevaba agua hasta la transversal de la captación E6-18.

⇒ Tras la confluencia de los ríos Vélez y Benamargosa (secos), se genera un gradiente del 4‰ que aumenta poco después al 7‰, probablemente debido al estrechamiento de la sección. El trazado cóncavo se hace más manifiesto, indicando, nuevamente, que el medio subterráneo bajo el cauce del río tiene circulación preferencial.

⇒ En las inmediaciones de Vélez Málaga vuelve a disminuir este gradiente hasta un valor cercano al 2‰.

⇒ En el ""umbral" del sustrato paleozoico", los gradientes parecen aumentar menos de lo que cabría esperar, hasta un valor en torno al 4‰. La profundidad del nivel piezométrico se situaba a unos 9 m, o sea, claramente por debajo del lecho del río, en el

que circulaba un caudal escaso aportado por aguas residuales urbanas. En este mes, dada la climatología (53 l/m^2 precipitación mensual y una baja temperatura media mensual de 12.3°C, registradas en la estación de Vélez), no se produjeron bombeos significativos en el acuífero para el riego de los cultivos. Por todo ello, la única explicación posible al hecho de encontrar menor gradiente en este lugar que en la transversal del perfil 6, a pesar de que este último tiene mayor sección, ha de ser la de existir mayores valores de permeabilidad en el ""umbral" del sustrato que, al menos, en el lugar citado situado además aguas arriba.

⇒ Una vez sobrepasado el "umbral" del sustrato, las isopiezas se distancian de nuevo y su trazado se relaciona más con el bombeo en las captaciones de abastecimiento a Torre del Mar (H6-5). El valor medio del gradiente hidráulico es aproximadamente el 3‰.

⇒ Finalmente, en el sector de tránsito del aluvial al delta, la disposición de la isopieza 0 m S.N.M. indica seguramente la existencia de algunos bombeos (H6-16 o H6-17-1, ambos de Comunidades de Regantes).

La piezometría de **julio de 1994**, uno de los meses de aguas bajas del año hidrológico 93/94, muestra las siguientes características en cada zona (figura 3-7):

⇒ En el sector del Benamargosa, los gradientes aguas arriba de la confluencia con el río Almáchar son ligeramente menores que en la situación de enero de 1994. Las isopiezas se han desplazado hacia aguas arriba, lo que indica que es menor el volumen de agua almacenada subterráneamente. Tras la confluencia, los gradientes disminuyen paulatinamente (del 10‰ al 5‰).

⇒ El tramo acuífero del río Vélez muestra en cabecera gradientes hidráulicos elevados y las líneas isopiezas notablemente desplazadas hacia aguas arriba respecto a enero del 94. Algunas captaciones están secas. Aguas abajo, los gradientes hidráulicos se suavizan.

⇒ En este mes no hay circulación superficial por ningún río, en el sector acuífero considerado. El caudal que circula subterráneamente por el aluvial del río Benamargosa es mayor que por el del río Vélez.

⇒ En la parte central del acuífero, las isopiezas tienden a perder la perpendicularidad respecto a los bordes este y oeste del acuífero; el flujo subterráneo se realiza de noreste a suroeste. Este fenómeno es típico de las épocas de aguas bajas y se debe a dos hechos significativos:

- en la margen derecha de este tramo acuífero se ubican buena parte de las captaciones importantes del acuífero y, además,
- en la margen izquierda, en las inmediaciones de Vélez, los excedentes del riego con aguas residuales urbanas aportan al acuífero una recarga adicional que se hace significativa en la época de aguas bajas.

⇒ En el ""umbral" del sustrato se genera un gradiente hidráulico del 5‰.

⇒ Aguas abajo del "umbral" del sustrato, el efecto de los bombeos en las captaciones de abastecimiento a Torre del Mar y de las Comunidades de Regantes, provoca que el gradiente hidráulico se duplique (10‰). En el último tramo del sector aluvial, se observan conoides, en los que los niveles piezométricos llegan a estar a una cota de hasta -2 m a una distancia de 2 km de la desembocadura.

⇒ En el sector deltaico los niveles se sitúan en torno a 1 m bajo el nivel del mar. Obviamente este hecho provocó la salinización de numerosas captaciones e incluso la pérdida de cosechas por no controlar el grado de salinización de las aguas de riego (García-Aróstegui *et al.*, 1996a).

El año hidrológico 1993/94 fue un periodo de escasas aportaciones pluviométricas, pero éstas fueron todavía menores en el año 1994/95. En este último año hidrológico, en la estación climatológica de Vélez tan sólo se registraron 202 l/m^2, de los que tres cuartas partes se repartieron entre octubre y noviembre de 1994, y marzo de 1995. La estación de aforos del salto del Negro (E-47, en el río Benamargosa) no apreció la entrada de agua, y por el río Vélez sólo circularon aguas procedentes de los desembalses de la Viñuela. La tendencia de descenso de niveles piezométricos se mantuvo desde finales de mayo de 1994 hasta noviembre de 1995. Los niveles piezométricos se mantuvieron, prácticamente durante todo el año hidrológico 94/95, por debajo de los valores medios anuales salvo en el sector deltaico, donde se produjo un ligero ascenso de niveles respecto al año anterior (probablemente debido a la paralización de los bombeos para evitar la salinización).

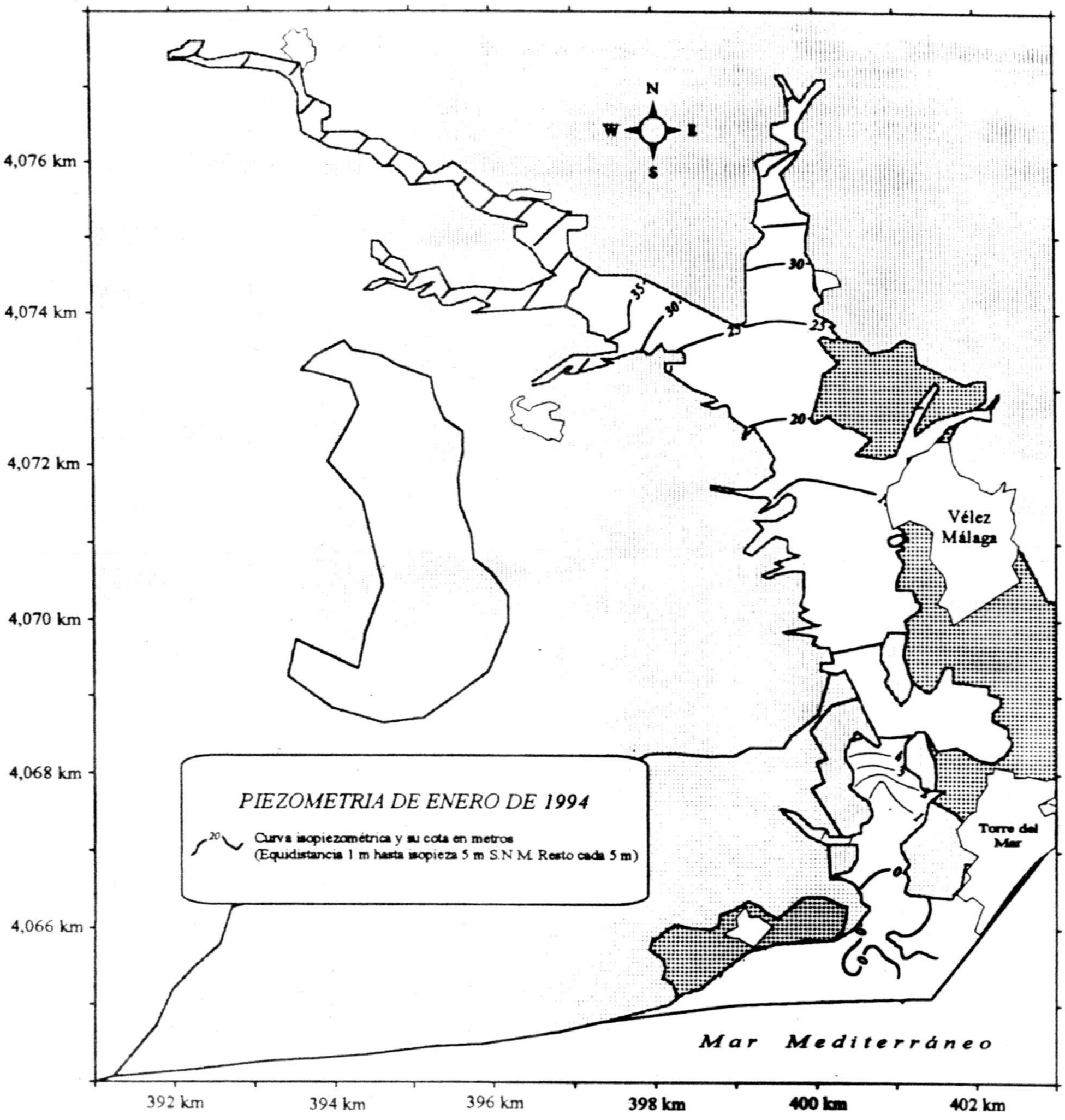


Figura 3-6. *Mapa piezométrico del mes de enero de 1994.*

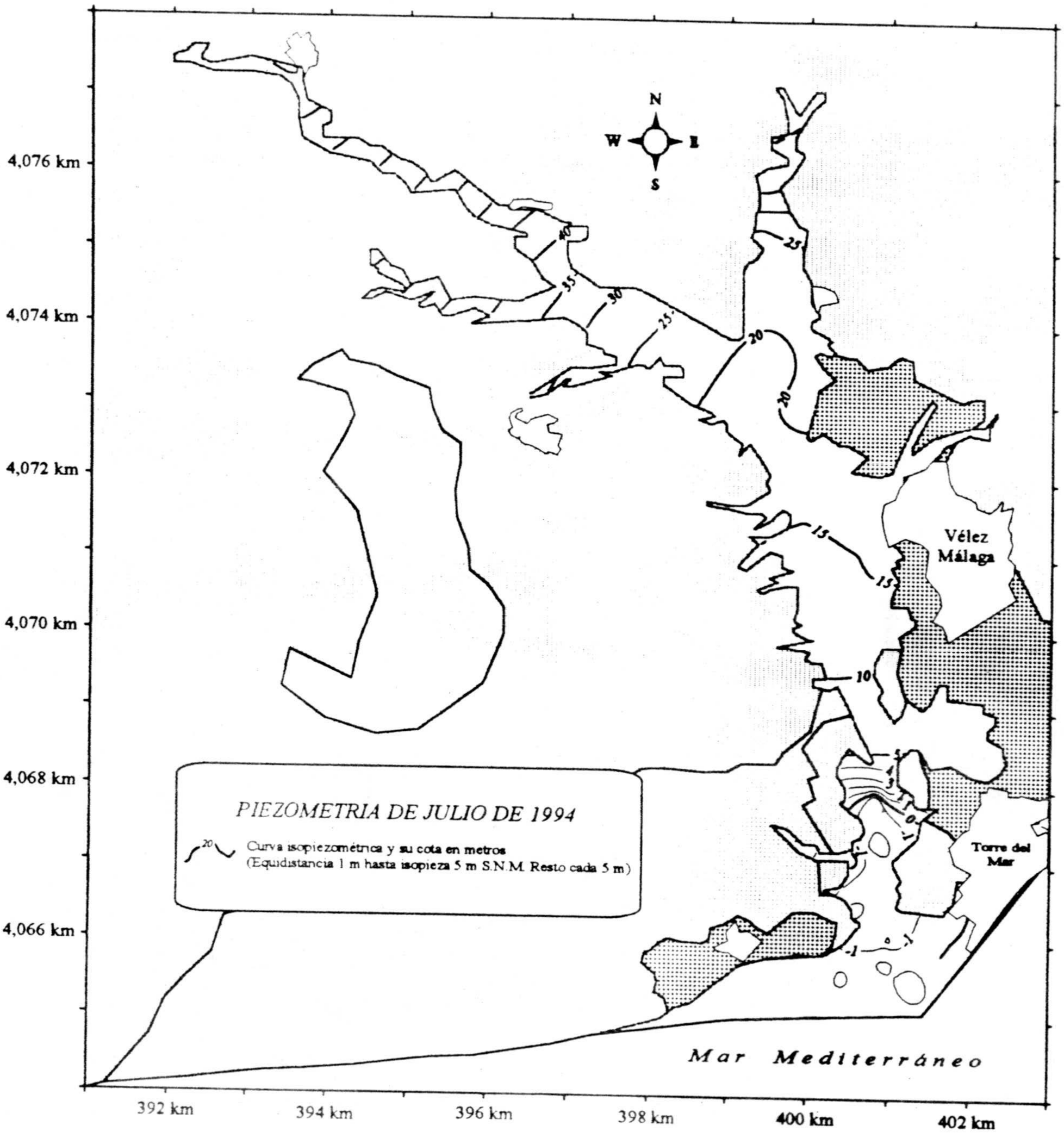


Figura 3-7. Mapa piezométrico del mes de Julio de 1994.

En el mes de **enero de 1995** los niveles piezométricos del sector continental del acuífero estaban más bajos que en julio de 1994, pero con gradientes más suaves debido a que las extracciones por bombeo fueron menores que en la época estival (figura 3-8). No hubo circulación superficial por los ríos Vélez y Benamargosa. Hagamos un análisis más detallado:

⇒ El sector del Benamargosa tiene gradientes fuertes en el tramo medio (15‰). En cualquier caso, el flujo de agua subterránea es pequeño. En comparación con la situación anterior, las isopiezas están desplazadas hacia aguas arriba, hasta el punto de que la curva de 20 m S.N.M. se encuentra, prácticamente, en la confluencia con el río Almáchar, donde el gradiente es del 6‰. Buena parte de las captaciones están ya secas en el sector.

⇒ En el tramo del Vélez, los gradientes se suavizan hacia aguas abajo. Las captaciones apenas tienen agua.

⇒ En la confluencia de los río Vélez y Benamargosa se observa que las isopiezas se sitúan de forma subparalela a los bordes este y oeste del acuífero como consecuencia de la existencia de importantes extracciones en la margen derecha. Los gradientes en todo el sector central, incluido el ""umbral" del sustrato, son del 2‰. La concavidad de las curvas parece indicar circulación preferencial bajo el cauce del río.

⇒ Superado el ""umbral" del sustrato, los gradientes se suavizan aún más y no llegan a apreciarse niveles piezométricos por debajo del nivel del mar como ocurría en julio de 1994. En el último tramo del sector aluvial y el sector deltaico central, las isopiezas indican un flujo divergente desde el cauce del río hacia las márgenes.

El mes de **julio de 1995** corresponde a una situación hidrológica de extrema sequía. Buena parte de las captaciones se encuentran secas y en el sector deltaico se paralizan muchas captaciones para evitar la salinización. Veamos las características más importantes (figura 3-9):

⇒ La situación del tramo acuífero del valle del río Benamargosa es parecida a la de enero de 1995. La inmensa mayoría de los aprovechamientos de agua del sector están secos.

⇒ En el valle del río Vélez, casi todas las captaciones están secas y la poca cantidad de agua que circula subterráneamente se debe a la infiltración del agua procedente de los desembalses desde la presa de la Viñuela.

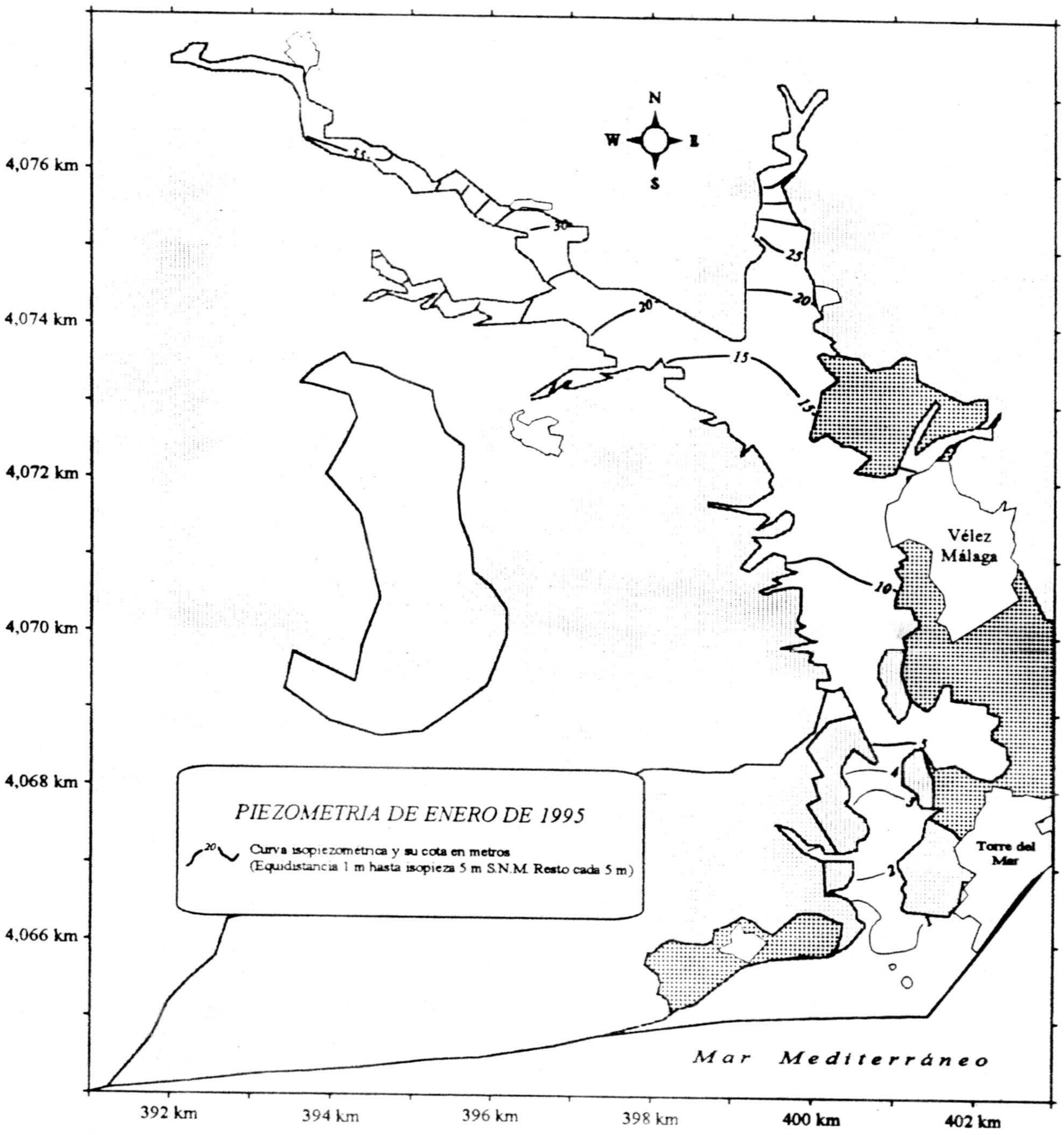


Figura 3-8. Mapa piezométrico del mes de enero de 1995.

⇒ En el sector central, el trazado que adopta la isopieza 10 m S.N.M. es significativo de la época de aguas bajas. Tal efecto es producido por los importantes bombeos de la margen derecha del río al mismo tiempo que en la margen izquierda hay una entrada de agua procedente del riego con aguas residuales. Sobretodo en este último lugar, numerosas captaciones se secan.

⇒ El acuífero está subdividido en dos sectores, situados por encima y por debajo del ""umbral" del sustrato, que corresponderían a la individualización del acuífero en continental y costero, respectivamente. Este hecho se debe a que en el sector del "umbral" del sustrato no existe flujo subterráneo. En la parte central del acuífero se produce una situación de descenso de la piezometría, de tal manera que las reservas del acuífero tienden a agotarse. Para observar con más detalle este fenómeno se puede elaborar el mapa de isoespesor saturado a partir de la piezometría y de la profundidad del sustrato, correspondiente a esta situación..

⇒ Aguas abajo del "umbral" del sustrato se genera un gradiente alto (5‰). La isopieza de 0 m penetra 3 km y vuelve a aparecer en el sector deltaico. Este efecto y los conoides observados (cotas piezométricas de hasta -2 m) son producidos por los bombeos, que lógicamente extraen aguas, en algunos casos con un grado de salinidad importante.

Los perfiles hidrogeológicos realizados en ambas márgenes del río Vélez y en el río Benamargosa dan idea de la situación de los niveles piezométricos en los meses considerados (figuras 3-10 y 3-11). En estos gráficos se indica la situación de los piezómetros cuyos datos han sido representados, piezómetros que se alinean prácticamente según el trazado de una línea de flujo. En los piezómetros del perfil 4 (puntos P4-1 y P4-2) se observa el umbral del sustrato que separa un sector continental del acuífero del un sector costero, aislado del anterior. En efecto, en los meses de agosto, septiembre y octubre de 1995 los niveles piezométricos descendieron lo suficiente como para aislar ambos sectores.

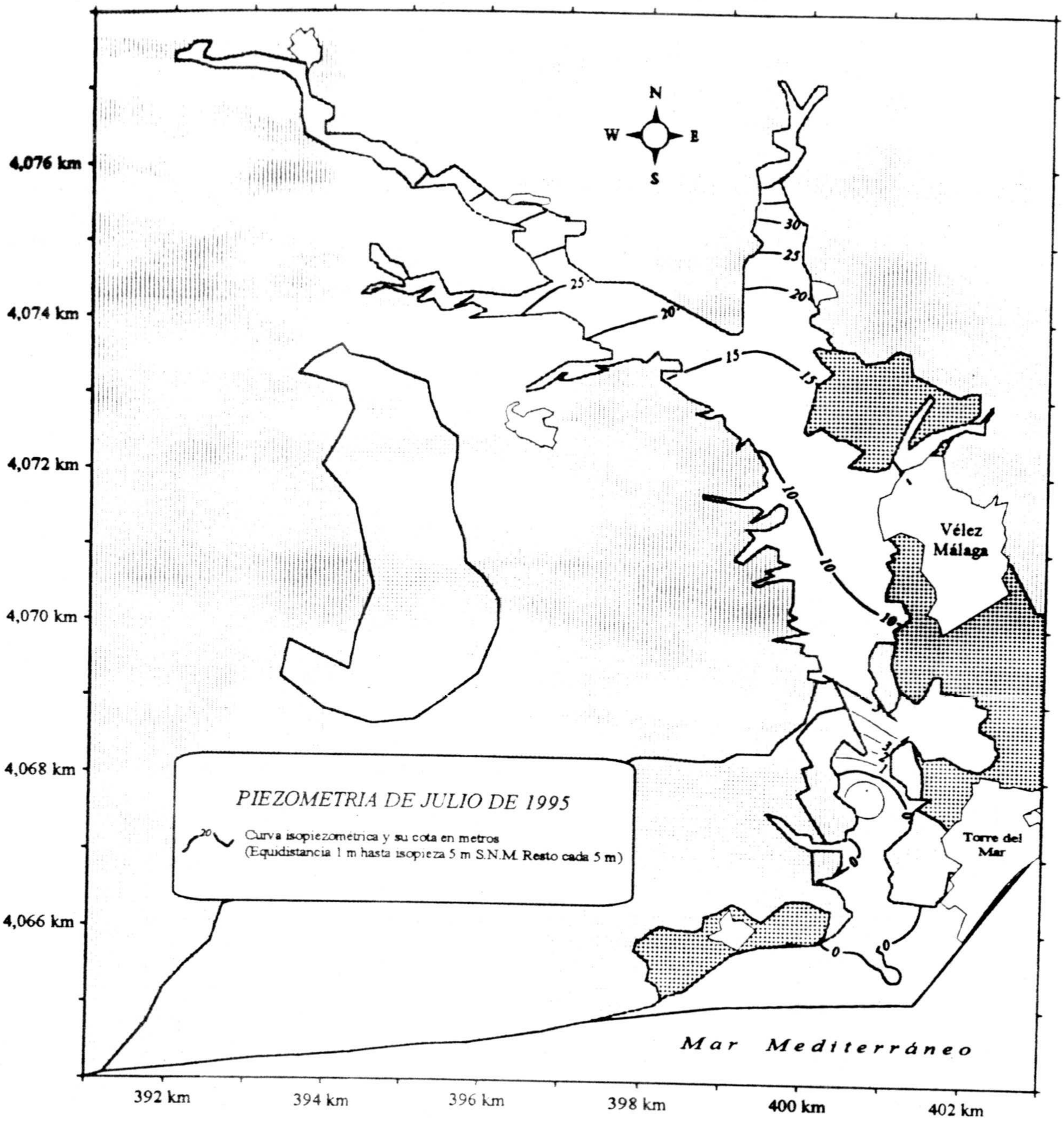
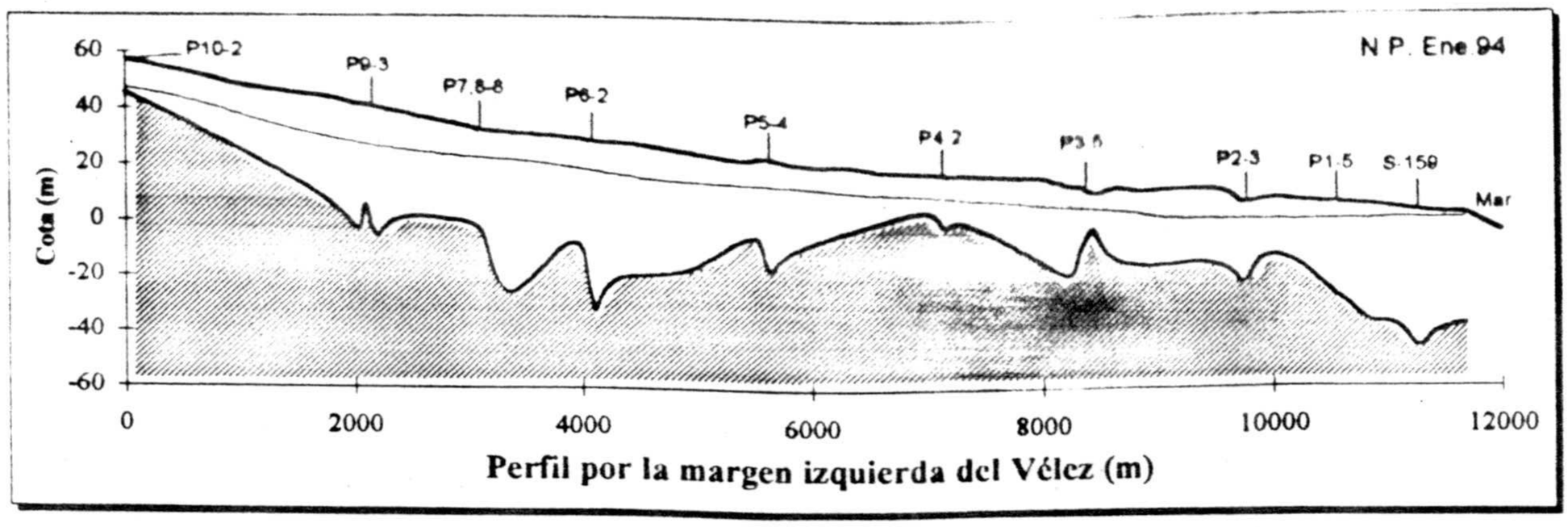
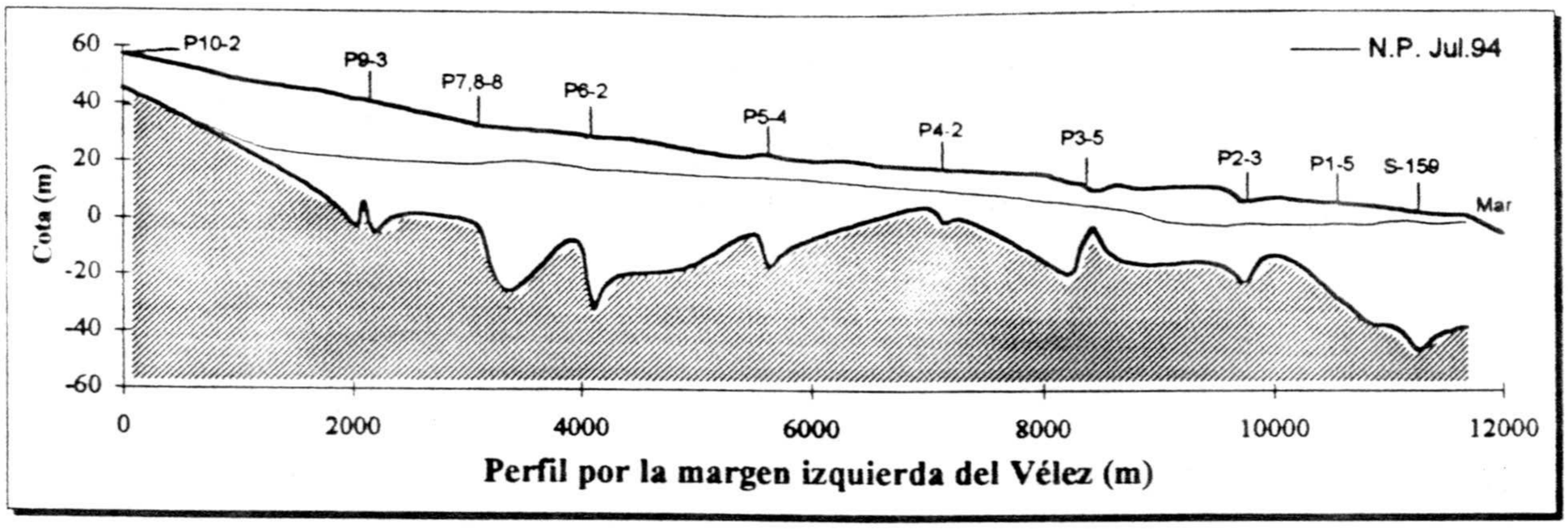
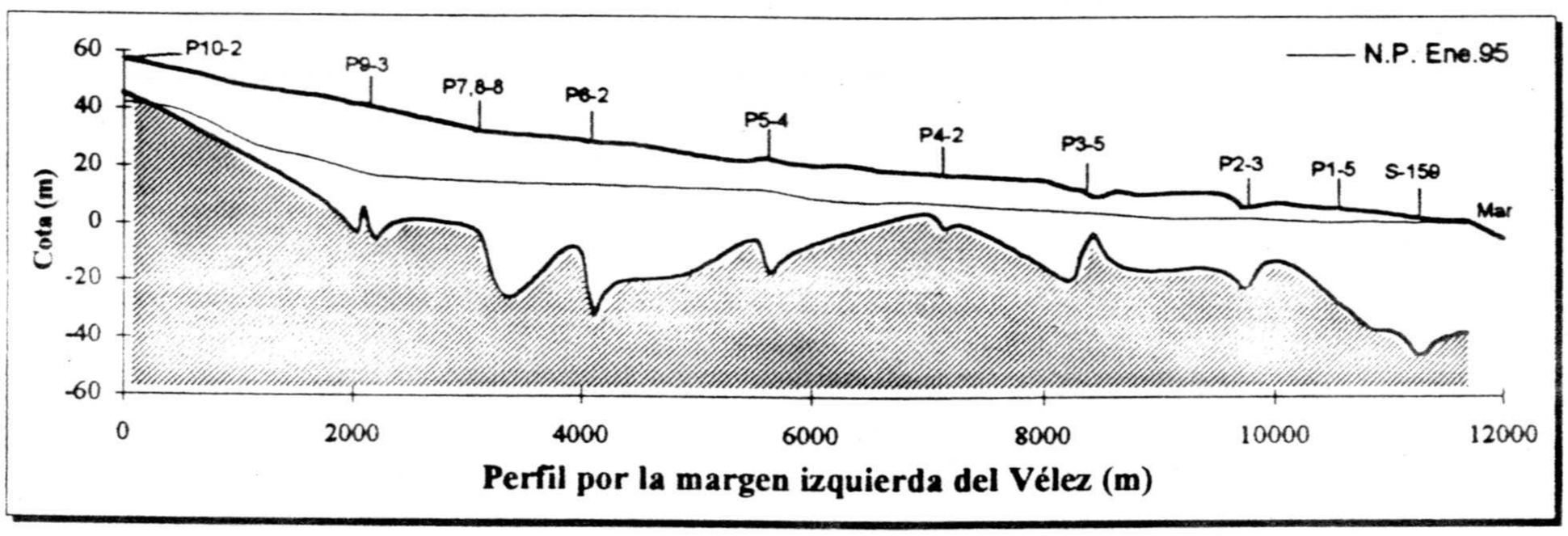


***Figura 3-9**. Mapa piezométrico del mes de julio de 1995.*







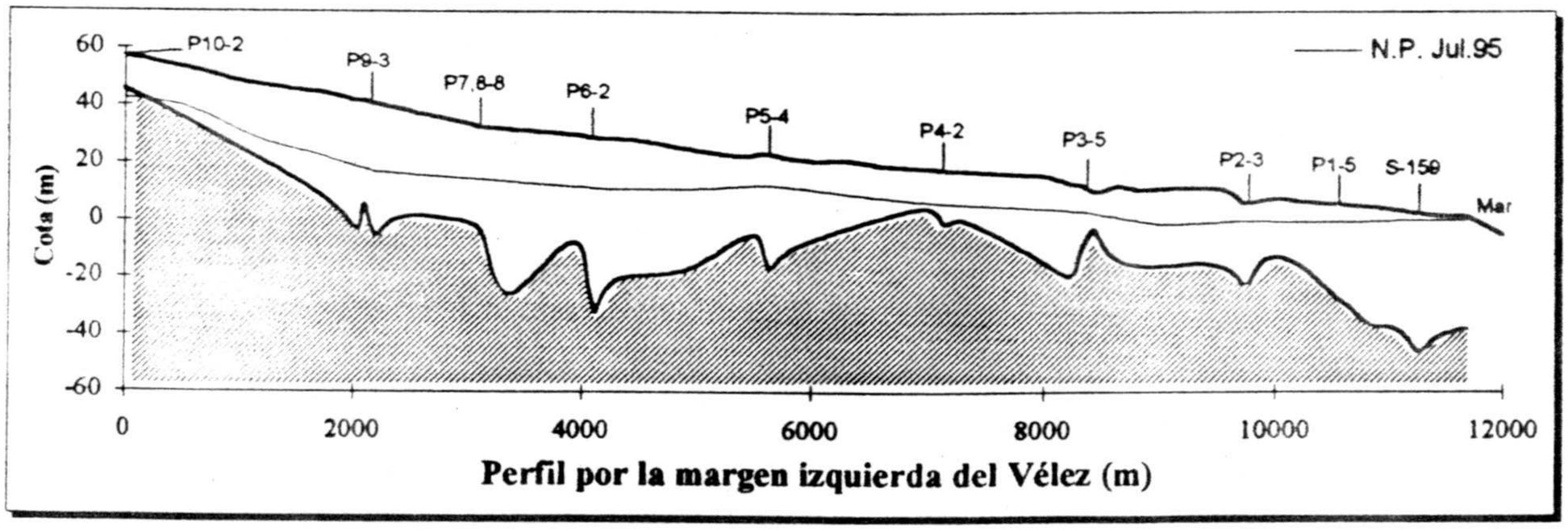
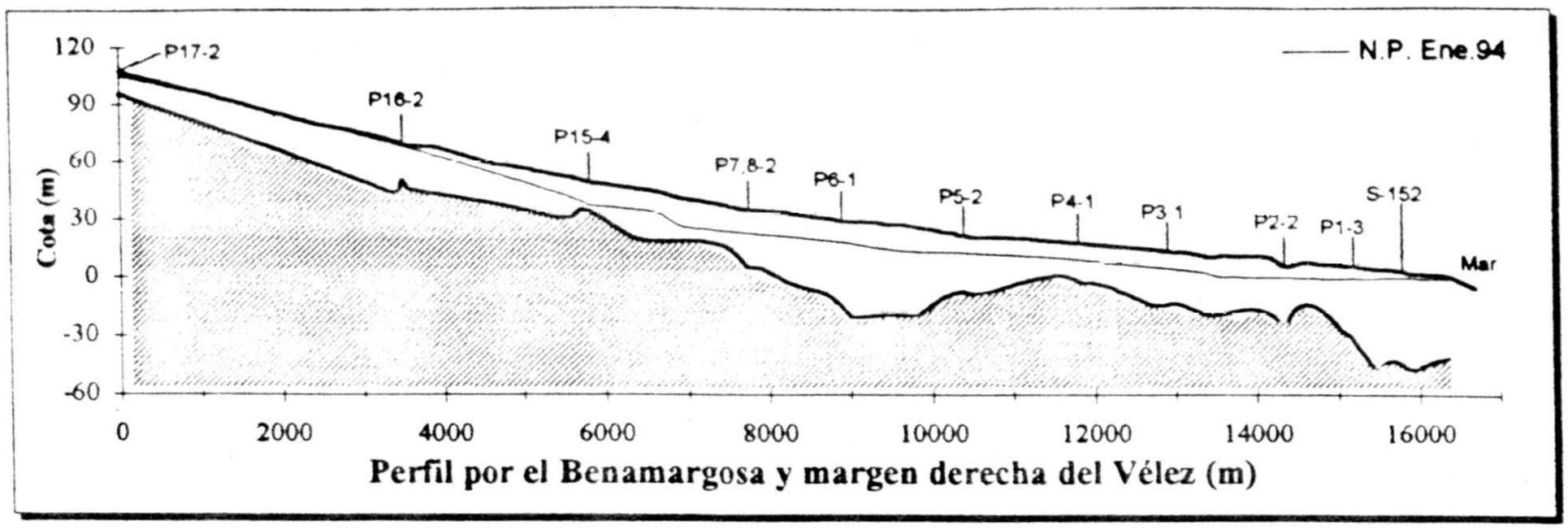
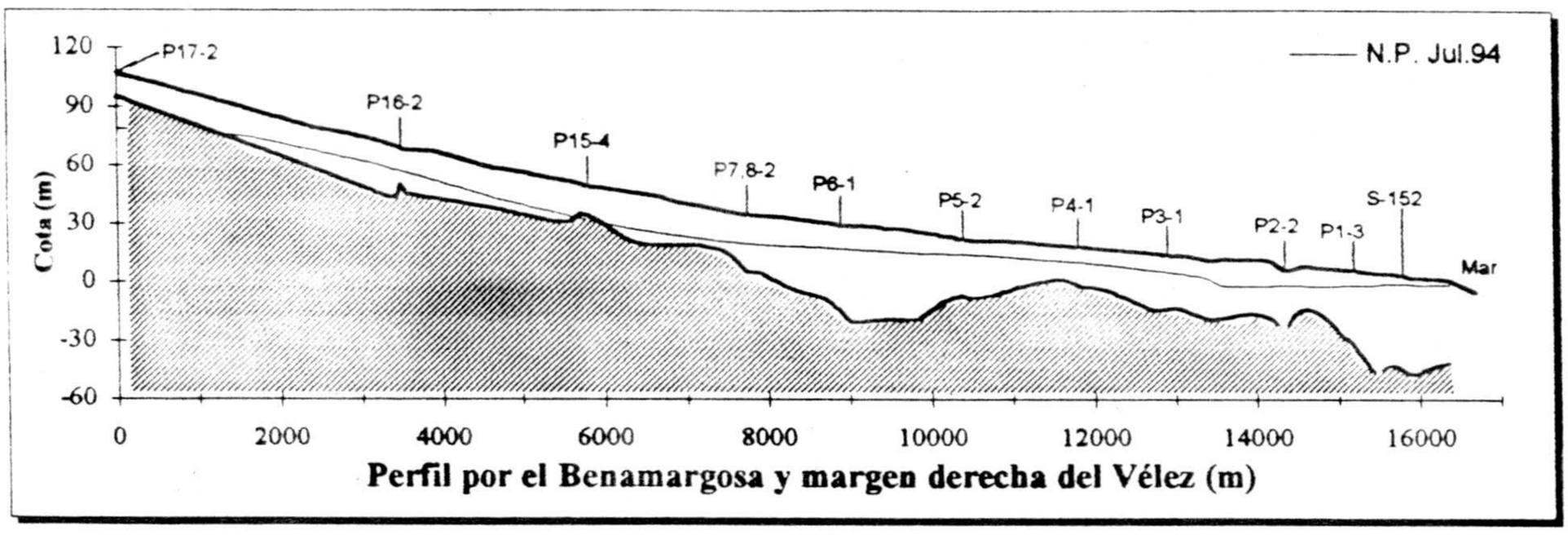
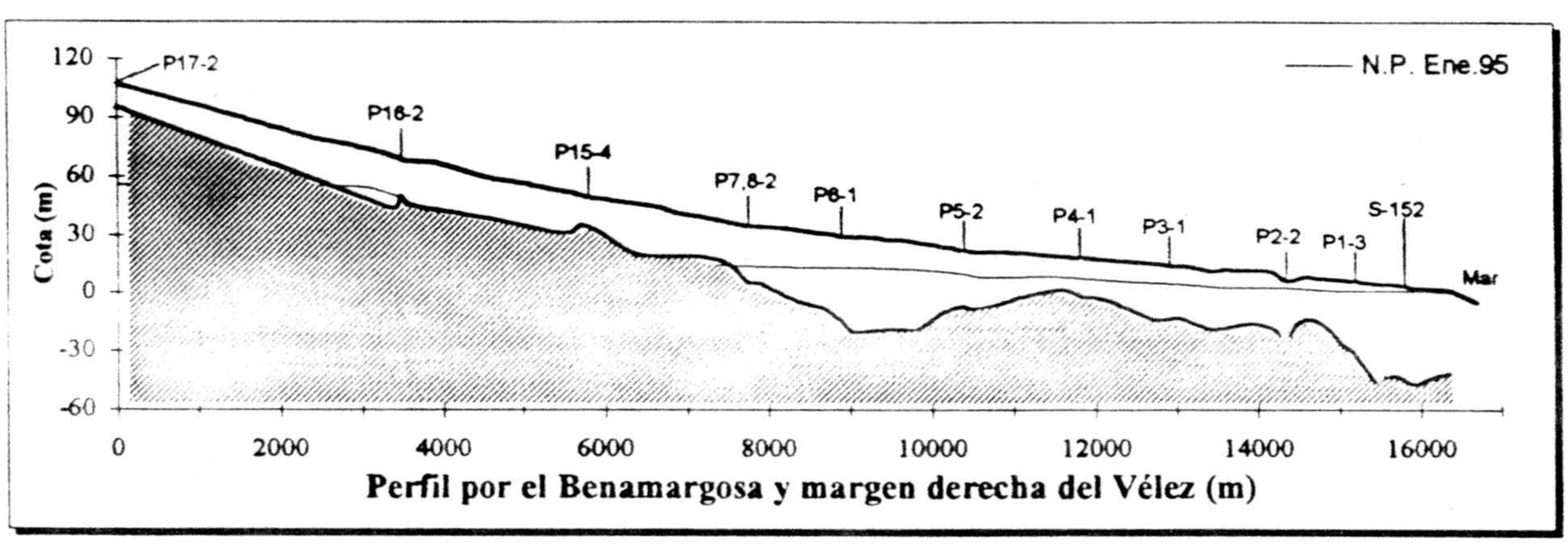


Figura 3-10. *Perfiles hidrogeológicos a lo largo de una línea de flujo para los meses de enero y julio de 1994, y enero y julio de 1995. Margen izquierda del río Vélez.*







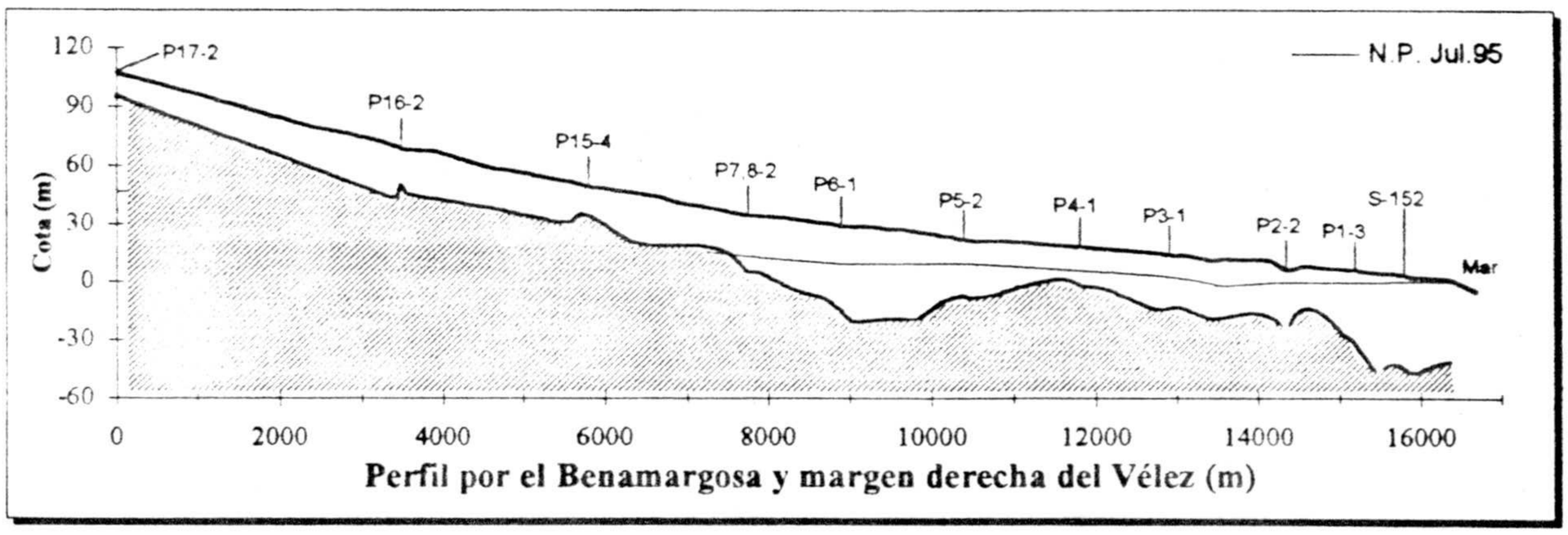


***Figura 3-11**. Perfiles hidrogeológicos a lo largo de una línea de flujo para los meses de enero y julio de 1994, y enero y julio de 1995. Río Benamargosa y margen derecha del Vélez.*

A partir de algunos datos del proyecto CHSE (1997), se han elaborado los mapas piezométricos de enero de 1996, julio de 1996 y enero de 1997. La situación piezométrica en estos meses es muy parecida: todos ellos corresponden a época de aguas altas, con niveles próximos a la superficie. En enero de 1996, se observa que los niveles han ascendido considerablemente en comparación con la situación del julio de 1995 y los gradientes son aún elevados en cabecera (figura 3-12). En el mes de julio del mismo año, los niveles se muestran muy por encima de los encontrados en enero de 1996 (figura 3-13). Las observaciones de campo en esa época evidencian que el se comporta como ganador entre los perfiles 4 y 3, lo que indica el aporte de aguas subterráneas del acuífero al río, y se trata de una situación excepcional en los meses de estiaje. Finalmente, la situación de niveles más altos desde que se tiene registro corresponde a enero de 1997 (figura 3-14), época en la que se observaron numerosos puntos de agua surgentes.

Además de los casos anteriores, se ha representado una situación hidrológica extrema que reflejaría la disposición de las isopiezas en niveles máximos históricos (figuras 3-15 y 3-16). El mapa se ha elaborado tomando el nivel máximo registrado a lo largo del tiempo en 90 puntos del acuífero, es decir, corresponde a las máximas cotas piezométricas de las que se tiene información. En este caso los ríos llevarían agua prácticamente en todo su recorrido. Aguas arriba del "umbral" del sustrato el río se comportaría como ganador y en el sector deltaico como perdedor. La comparación entre el gradiente en el "umbral" del sustrato y en la sección situada en el perfil 6 muestra de nuevo las observaciones efectuadas para el mes de enero de 1994. Por último cabe decir que aguas altas no se aprecia el efecto de bombeos.

A título de observación general, parece deducirse que los cambios de gradientes hidráulico están asociados a las modificaciones (disminución o aumento) de las secciones de flujo, como ocurre en el estrechamiento observado en el perfil 6. En el caso del sector del "umbral" del sustrato paleozoico, donde la sección es incluso menor que en el lugar mencionado anteriormente (perfil 6), los gradientes son más bajos de lo que cabría esperar; este hecho es únicamente justificable si se produce un aumento de la permeabilidad del medio. Además, la concavidad de las curvas en los mapas piezométricos representan perfectamente la relación río-acuífero, estableciendo los tramos ganadores y perdedores.

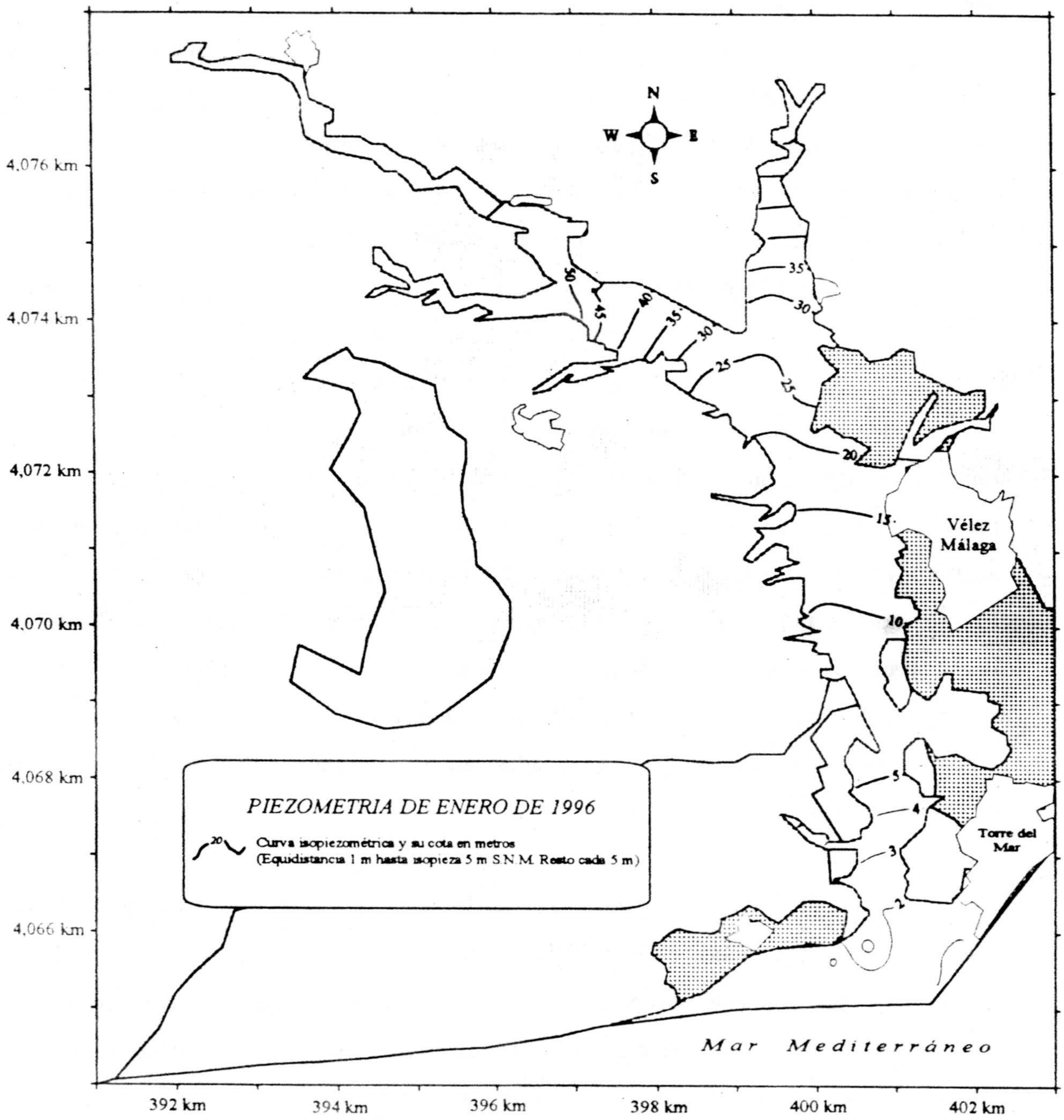


***Figura 3-12**. Mapa piezométrico del mes de enero de 1996.*

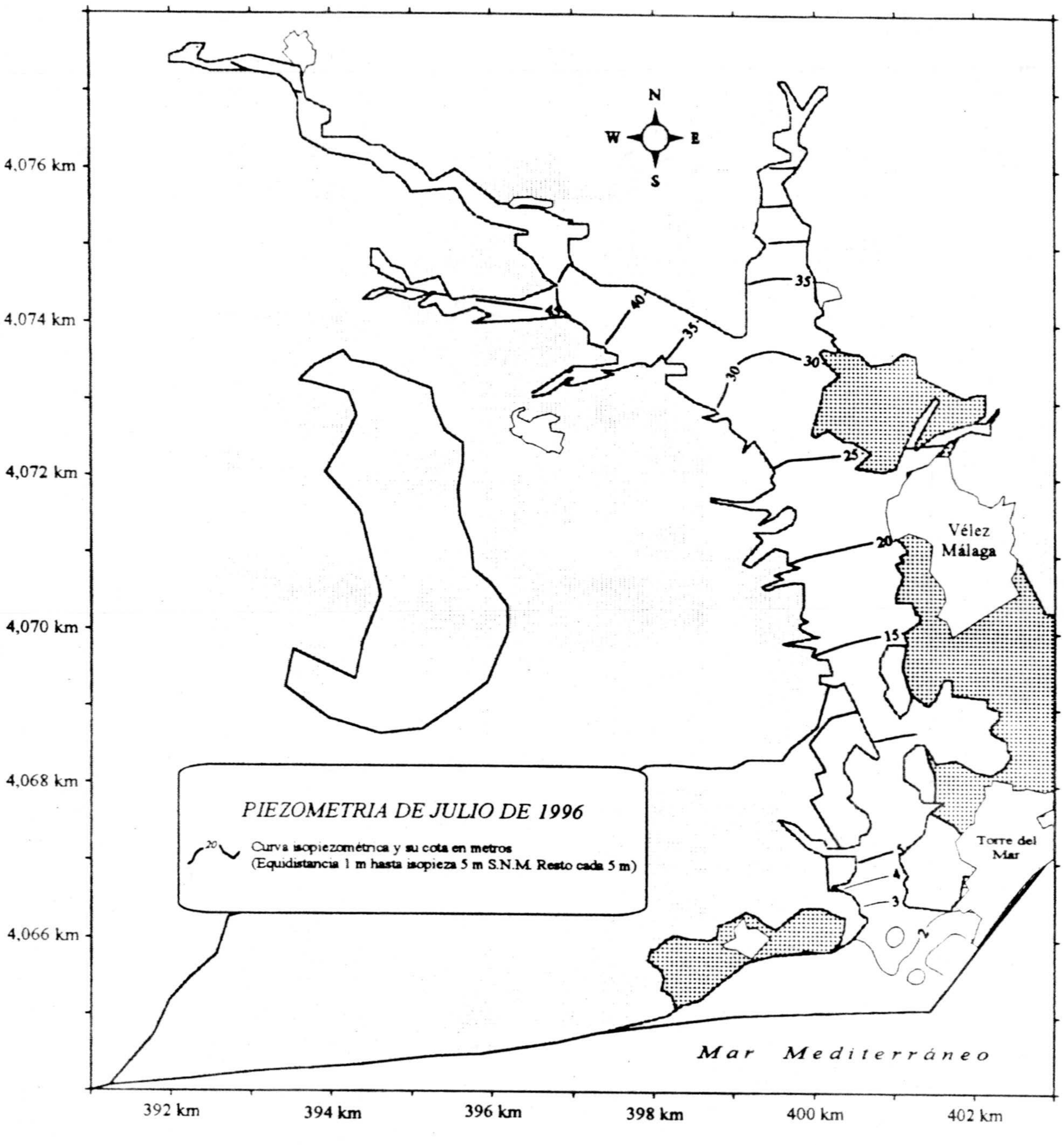


Figura 3-13. Mapa piezométrico del mes de julio de 1996.

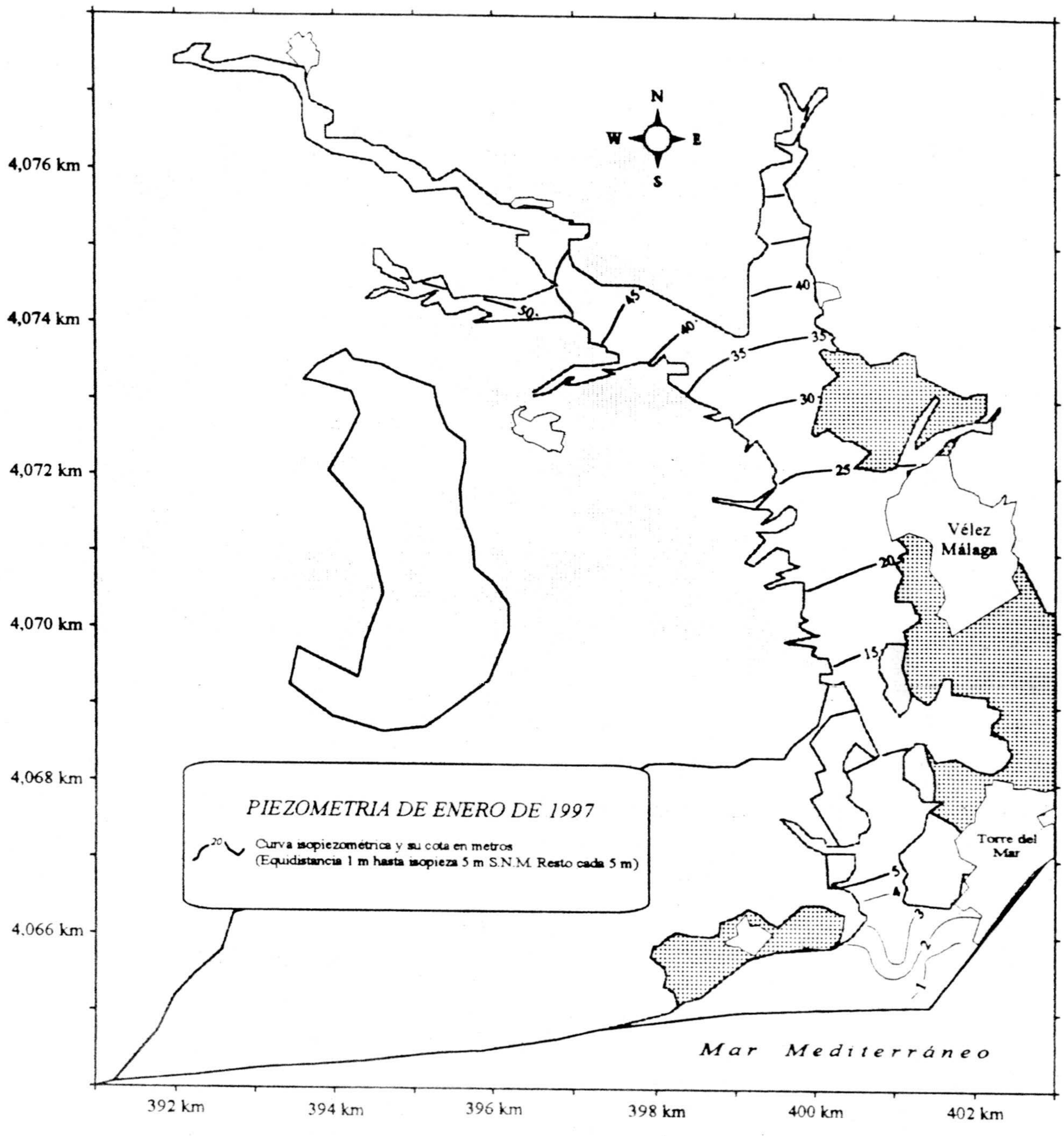


***Figura 3-14**. Mapa piezométrico del mes de enero de 1997.*

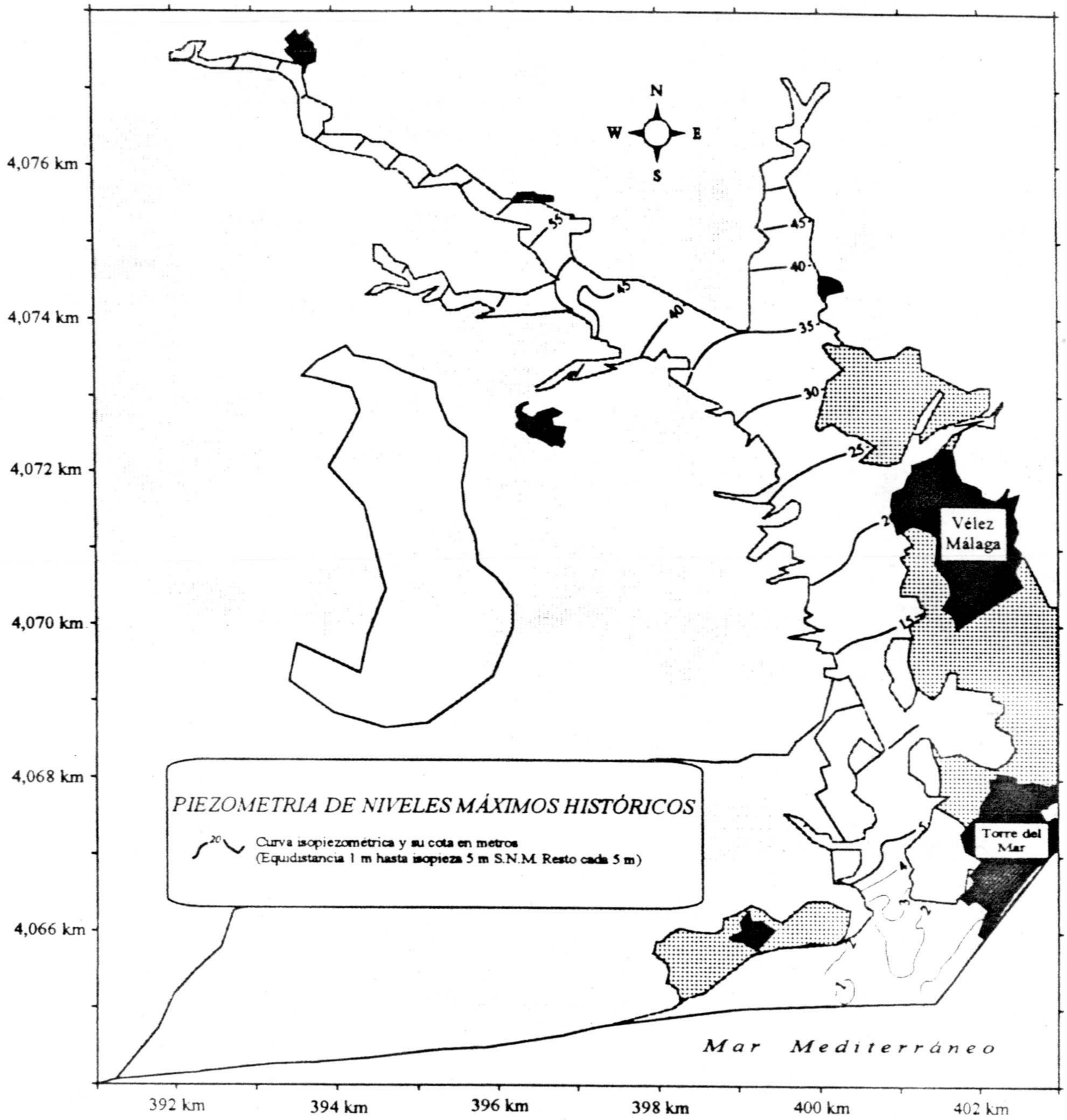
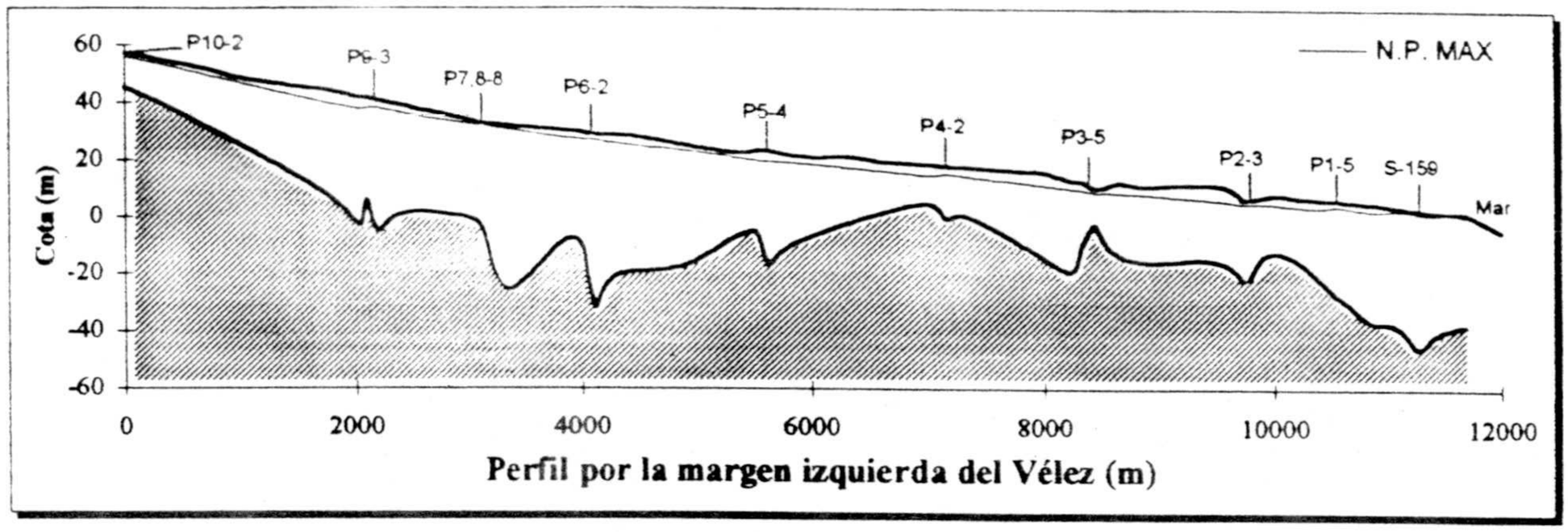


Figura 3-15. Mapa de curvas isopiezométricas máximas absolutas.



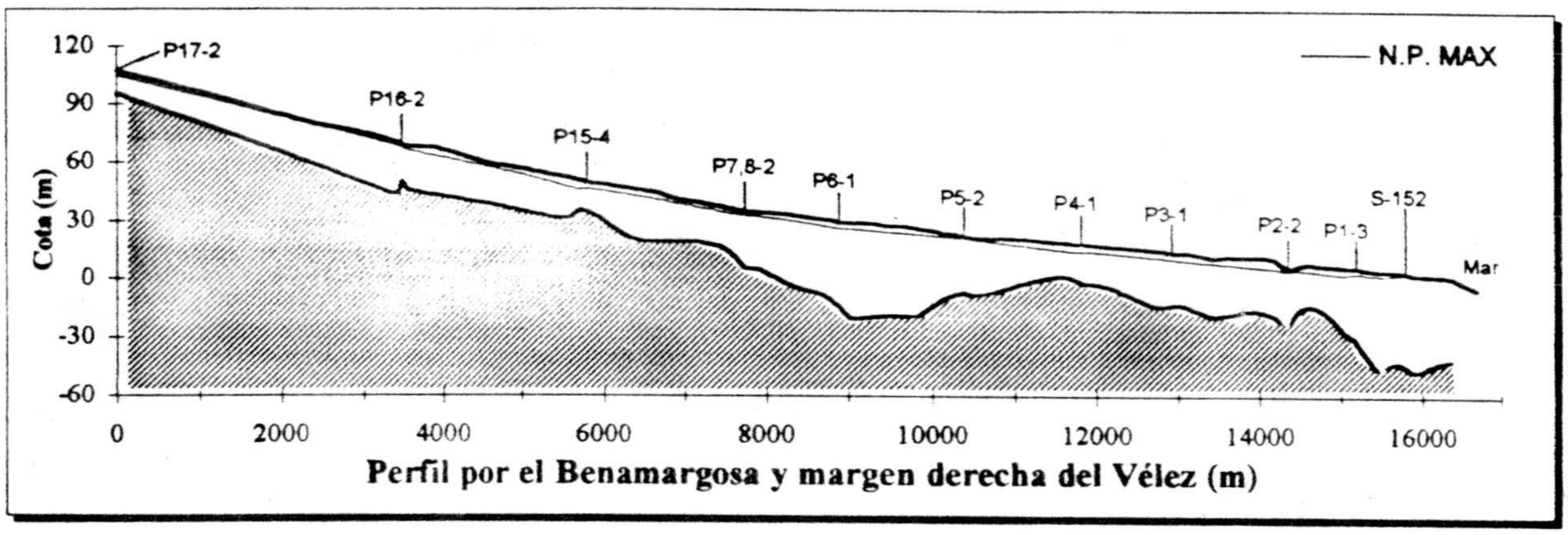


Figura 3-16. Secciones a lo largo de una línea de flujo para la situación hipotética de niveles piezométricos máximos. Cortes por la margen derecha del río Vélez y por el río Benamargosa y margen derecha del Vélez.

3.4.2. Evolución temporal de los niveles piezométricos.

Se ha realizado un importante esfuerzo para la recopilación e informatización de todas las medidas de nivel piezométrico realizadas en el sector. En la tabla 3-6 figura, con indicación de su procedencia, el número medidas del nivel piezométrico (únicamente en piezómetros; no en aprovechamientos u otros puntos de agua) que se ha podido recopilar, de las que algo más de la mitad han sido obtenidas por el Servicio de Hidrología de la Comisaría de Aguas del Sur de España (CHSE). A partir de dichos datos, se han confeccionado los gráficos de evolución temporal del nivel piezométrico en aquellos puntos que cuentan con registro suficiente, desde el año 1984 al año

1997; existen, no obstante, dos lagunas de datos importantes: desde mayo de 1986 a junio de 1988 y todo el año hidrológico 91/92. Por tanto, se dispone de datos de un periodo de 13 años, en los que se puede reconstruir la evolución en el tiempo de la explotación del acuífero, y, con la adecuada información de parámetros hidráulicos, conocer las variaciones del volumen de agua almacenada subterráneamente (ver capítulo 5: Simulación numérica).

FUENTE DE DATOS	PERIODO DE REGISTRO	Número de medidas (sólo en piezómetros)
Proyecto de CHSE (1987). Realizado por EPTISA y CGS	Mensual de abril de 1984 a marzo de 1986.	1771 (24.3%)
Servicio de Hidrología-Aguas Subterráneas de la CHSE	Periodicidad variable desde agosto 1988 hasta la actualidad.	3873 (53.3%)
Proyecto de ITGE (1988). Realizado por CGS	Marzo y junio de 1988.	37 (0.5%)
Tesina de Max Winchenbach, 1993 (Univ. Libre de Berlín)	Mensual desde noviembre de 1990 hasta octubre de 1991.	246 (3.4%)
Tesis Doctoral García-Aróstegui (Univ. De Granada)	Mensual desde octubre de 1993 hasta julio de 1995.	519 (7.1%)
Guardería Fluvial	Semanal desde 1995	189 (2.6%)
Proyecto de CHSE (1997). Realizado por CGS-OGDEN	Periodicidad variable desde agosto de 1995 hasta julio de 1997.	641 (8.8%)
	TOTAL	7276

Tabla 3-6. *Fuentes de datos, periodos de registro y número de medidas del nivel piezométrico recopiladas del acuífero del río Vélez (actualizados a mayo de 1997).*

Los gráficos de las figuras 3-17 y 3-18 son suficientemente significativos. En general, se observan fluctuaciones del nivel piezométrico de ciclo anual, que responden a los periodos de aguas altas (de noviembre a abril) y aguas bajas (de mayo a octubre) del acuífero. Las mayores variaciones se observan en los cursos altos de ambos ríos (P10-2 en el río Vélez y P15-4 en el río Benamargosa), que son, además, los sectores en los que los niveles se recuperan más rápidamente al llegar las lluvias, dado que constituyen las zonas de recarga del acuífero. Los piezómetros intermedios P1-5, P4-2, P6-2, P7,8-2 y P7,8-8 tienen un comportamiento muy parecido; los niveles altos y bajos coinciden en el tiempo en todos estos piezómetros. Las fluctuaciones son menores en las cercanías de la costa, como se observa en los piezómetros situados en el sector deltaico (S-

10Bis, S-16Bis y S-152); no obstante el último piezómetro mencionado está ranurado tanto en el acuífero superficial como en el acuífero profundo, por lo que el nivel representado debe ser considerado un valor intermedio entre las cargas hidráulicas reales de ambos acuíferos (en el apartado de Intrusión marina del Capítulo de Hidroquímica se muestra gráficos de la evolución temporal del nivel en otros piezómetros). En todos los piezómetros se observa una estabilización de la piezometría en los momentos de aguas altas reflejada en las figuras 3-17 y 3-18 por una meseta, lo que indica el equilibrio río-acuífero.

Los niveles históricos más bajos se registraron a principios del otoño (octubre-noviembre) de los años 1989 y 1995.

En el primero de dichos años, en todos los piezómetros se registraron niveles piezométricos mínimos en torno los meses citados, con descensos continuados desde julio de 1988, y probablemente desde un año antes, habida cuenta de las escasas precipitaciones que se recogieron en Vélez Málaga desde mediados del año 1987. En esta época de sequía, los descensos piezométricos se vieron incrementados por los bombeos para riego y, sobre todo, abastecimiento a Torre del Mar y costa del Sol Oriental (incluyendo Rincón de la Victoria); como resultado de todo ello, se midieron niveles hasta 6 m por debajo del nivel del mar en el último tramo del acuífero aluvial (véase P1-5), con la consiguiente intrusión salina. A este periodo le siguieron las fuertes precipitaciones de finales de 1989, que provocaron inundaciones y graves daños sobre todo la desembocadura del río Guadalhorce.

El segundo y más reciente ciclo de sequía corresponde a los años 1993/94 y 1994/95 (desde mayo de 1994 hasta noviembre de 1995), que igualmente provoca un fuerte descenso de niveles, incluso mayor que el caso anterior, aunque únicamente para los piezómetros situados más al norte. Los puntos del sector deltaico P1-5, S10Bis, S-16Bis y S-152 no evidencian niveles tan negativos como en 1989 dado que buena parte de las captaciones se paralizaron y, además, ya no se utilizaban los sondeos de abastecimientos a la costa occidental (ver ubicación del H6-14 en el mapa Anexo). De igual manera, la época de lluvias, que se prolongó durante los años 1996 y 1997, provocó el consiguiente ascenso de niveles que se mantuvo a lo largo de dicho periodo húmedo.

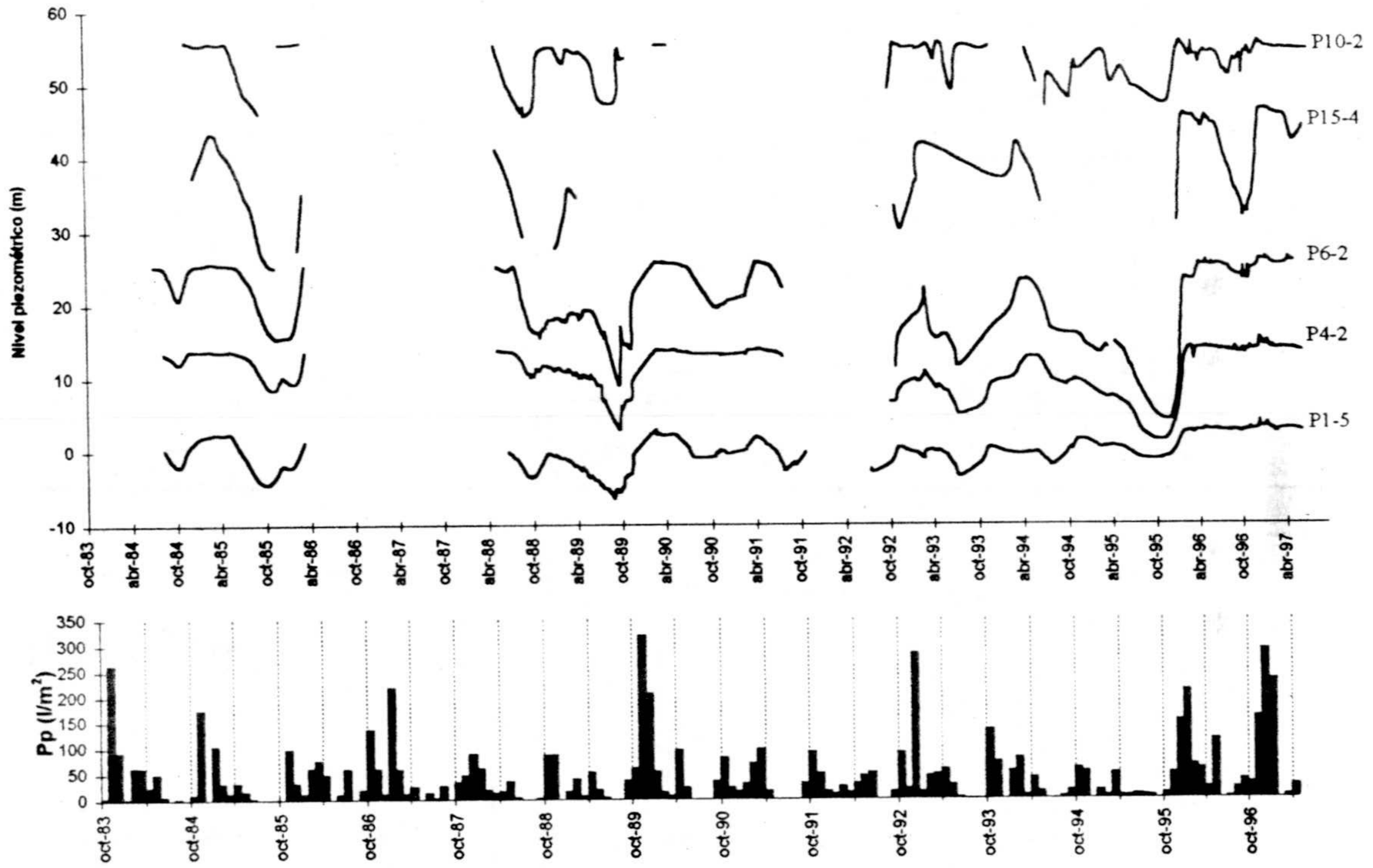
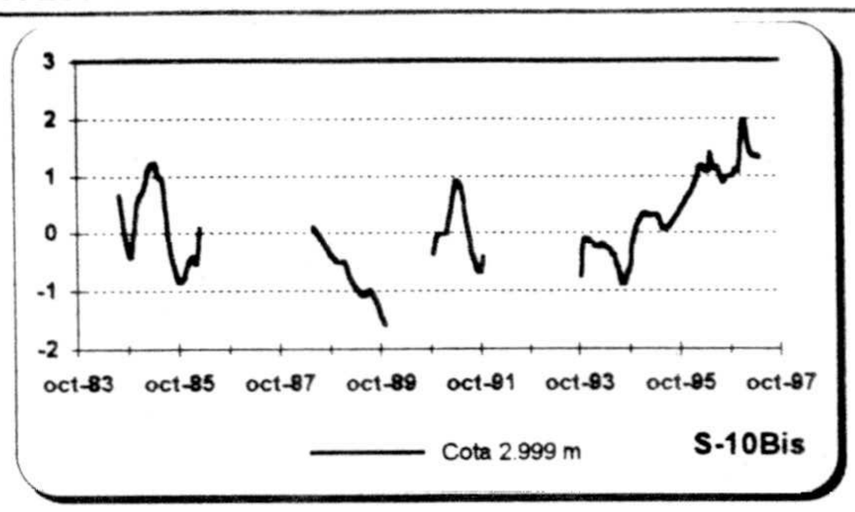
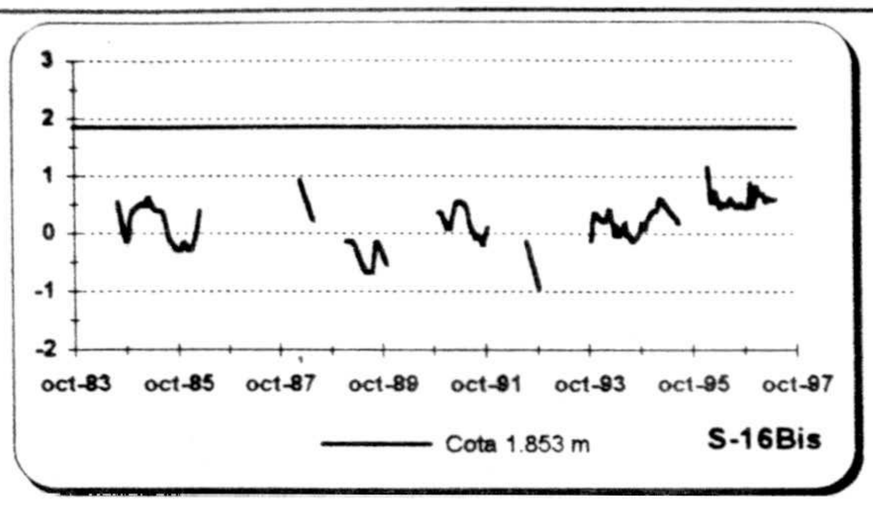
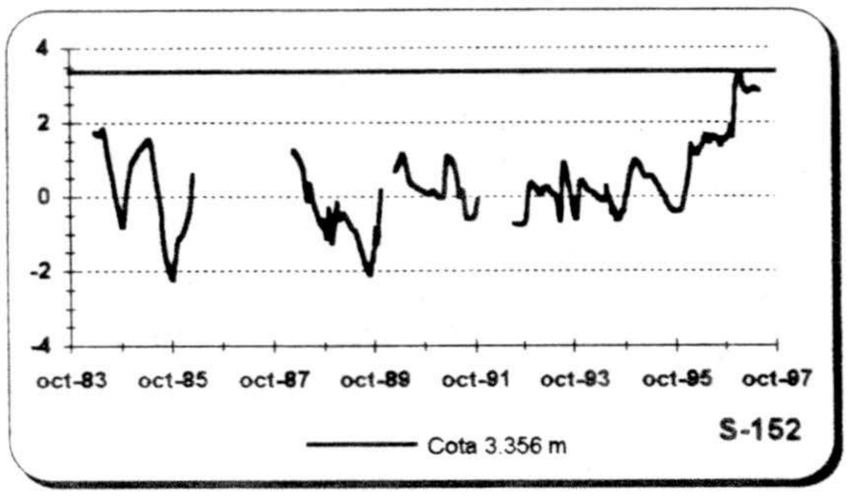
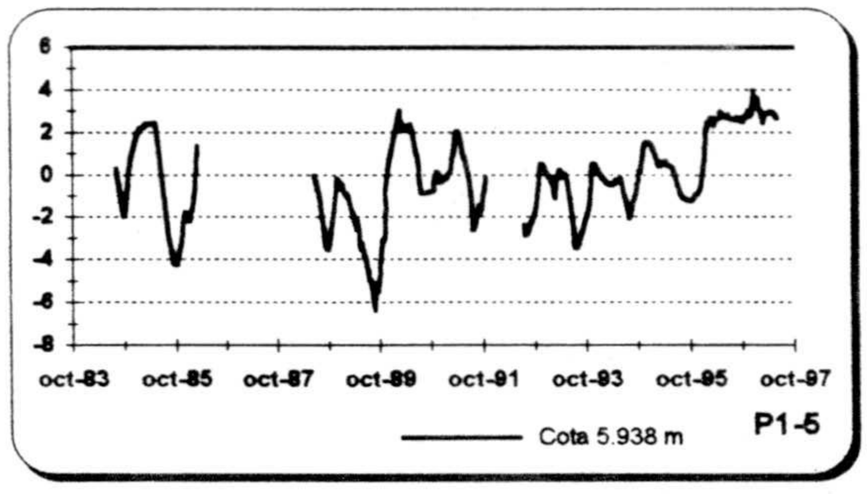


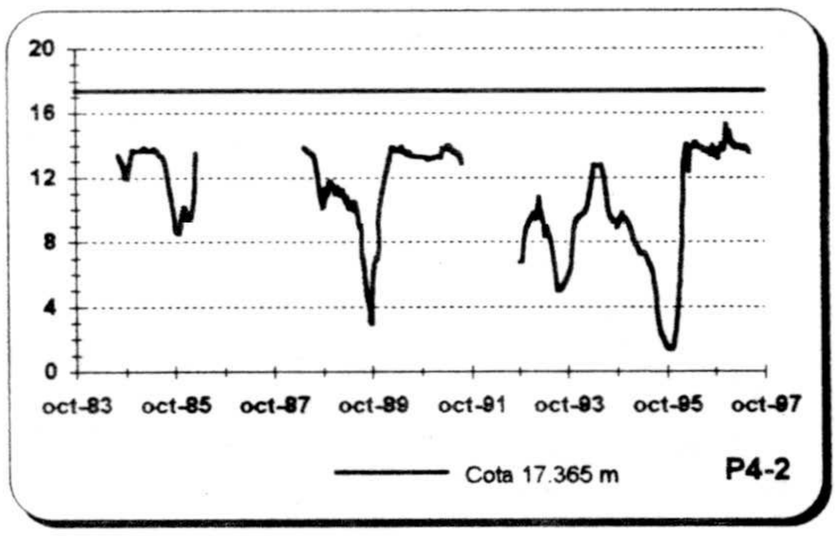
Figura 3-17. *Evolución temporal de los niveles piezométricos y precipitaciones mensuales registradas en la estación de Vélez Málaga (periodo octubre de 1983 a mayo de 1997).*

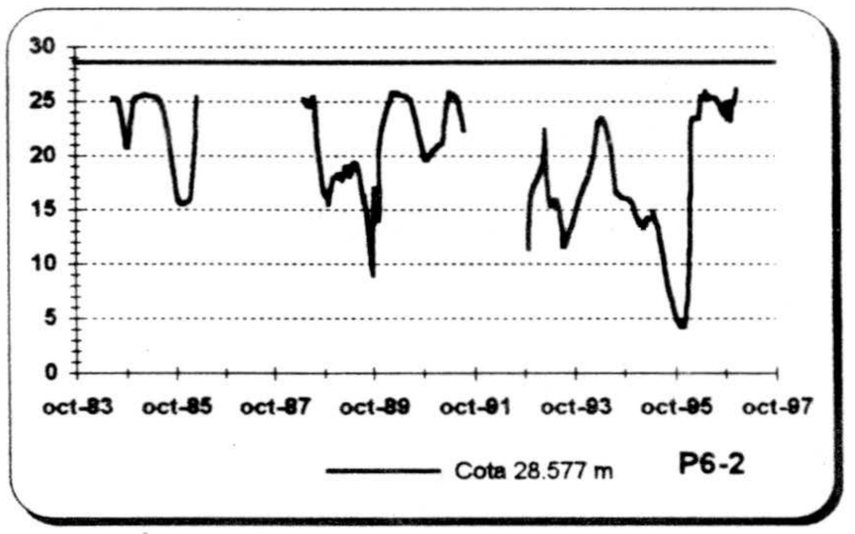


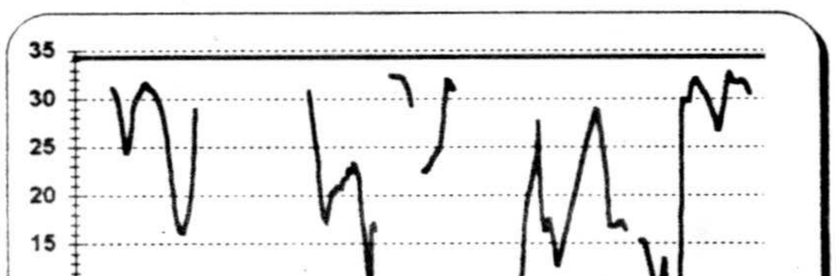


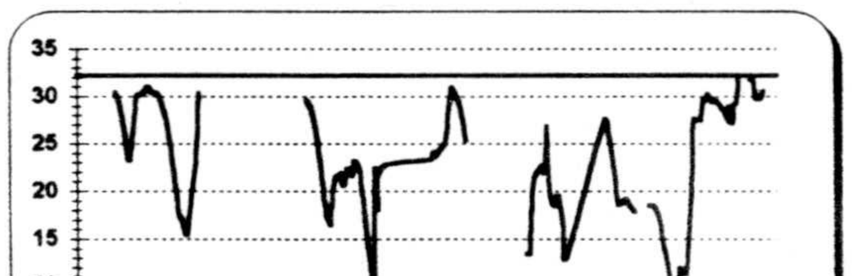


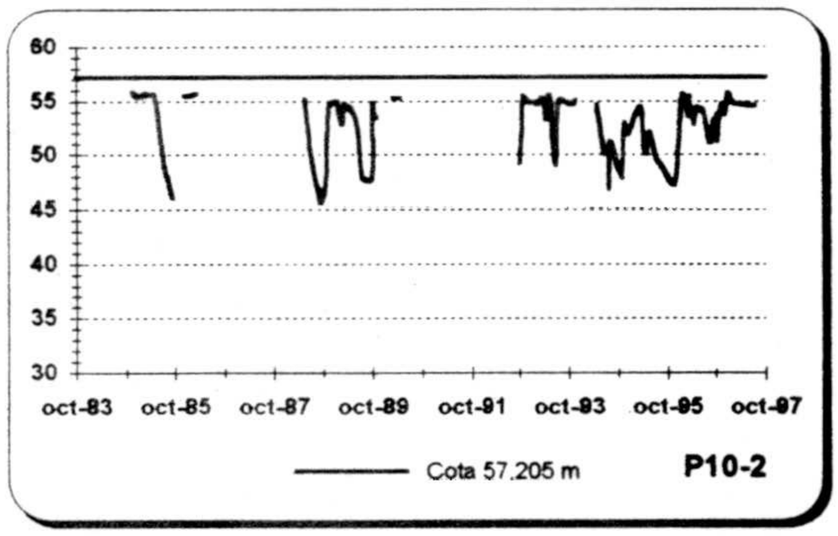












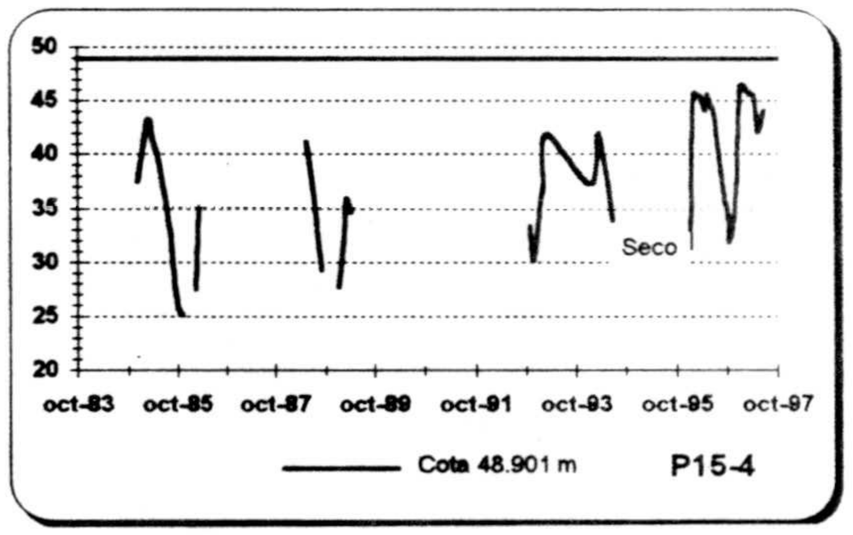


Figura 3-18. *Evolución temporal de los niveles en 10 piezómetros representativos de cada una de las zonas del acuífero (periodo octubre de 1983 a mayo de 1997). Se indica la cota topográfica de referencia de cada piezómetro.*

3.4.3. Modelización estocástica de la piezometría del acuífero de Vélez: Aplicación al diseño de redes de control del nivel piezométrico.

3.4.3.1. Introducción.

El elevado número de captaciones y de piezómetros de observación existentes en el acuífero aconseja el diseño de una red de control que permita optimizar la representatividad de la información obtenida con el mínimo número de puntos de observación. Bajo este planteamiento, el Instituto del Agua y el Departamento de Estadística e Investigación Operativa de la Universidad de Granada colaboran desde 1993 en el desarrollo de modelos estocásticos espacio temporales aplicados a la investigación hidrogeológica (Proyecto CICYT AMB93-0932); en el caso del acuífero de Vélez, se ha llevado a cabo la modelización estocástica espacial del acuífero para obtener una primera solución al diseño de una red piezométrica (García Aróstegui *et al.*, 1997a). En esta línea, se ha desarrollado una primera fase de trabajo, donde se ha obtenido, como resultado preliminar, la definición de una red piezométrica óptima, con la particularidad de que ésta tiene en cuenta la delimitación previa de una zona de especial interés en la que se exige una mayor precisión, esto es, que los errores de predicción sean mínimos, zona que en el caso del acuífero de Vélez se hizo coincidir, por razones obvias, con el sector deltaico, en el que es máximo el riesgo de intrusión. Está previsto abordar, con esta misma metodología, el problema de establecer la ubicación adecuada de nuevos puntos de control, con el fin de ampliar y mejorar la red de observación existente. Otro aspecto que se abordará en próximas fases será el diseño de redes con otros objetivos, principalmente de control hidroquímico.

3.4.3.2. Aspectos sobre la modelización estocástica de la piezometría.

En los últimos años, muchos autores han estudiado la modelización del campo de piezometría mediante procesos aleatorios espaciales, definidos en términos de ciertas ecuaciones en derivadas parciales estocásticas. Así, por ejemplo, suponiendo que la transmisividad es constante en las direcciones de los ejes y haciendo coincidir éstos con las direcciones asociadas a los valores máximos de anisotropía, el campo de potencial hidráulico puede modelizarse en dos dimensiones según la siguiente ecuación (Jones, 1989):

$$T_x \frac{\partial^2 h(p)}{\partial x^2} + T_y \frac{\partial^2 h(p)}{\partial y^2} - \gamma\, h(p) = \eta(p)$$

donde $p=(x,y)'$ es el vector de coordenadas; $h(p)$ representa la carga hidráulica en la localización p; T_x y T_y son, respectivamente, las transmisividades en las direcciones de x e y; γ es una constante positiva y $\eta(p)$ es un *input* aleatorio. En el caso particular en que $T_x = T_y$, la división de dicha ecuación por el valor constante de la transmisividad conduce a la expresión:

$$\frac{\partial^2 h(p)}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h(p)}{\partial y^2} - \alpha h(p) = \varepsilon(p), \qquad (1)$$

donde α es una constante positiva y $\epsilon(p)$ es un nuevo *input aleatorio*, que en la práctica se considera como un ruido blanco gaussiano con varianza σ^2_ϵ. La ecuación estocástica de Laplace (1) fue considerada por Whittle (1954) para datos observados sobre una malla completa y adoptada por Jones (op. cit.) y Angulo *et al.* (1994) para datos irregularmente observados de piezometría. Supondremos, pues, que la componente aleatoria del campo de piezometría satisface la ecuación (1), lo cual significa que el campo es homogéneo e isótropo, en el sentido estocástico y en sentido general, es decir, las propiedades son constantes en cualquier lugar del campo (homogeneidad) y no dependen de la orientación (isotropía).

Whittle (op. cit.) demostró que, de acuerdo con el modelo representado por la ecuación (1), la covarianza entre dos puntos separados una distancia r está dada por

$$\Gamma(r) = \frac{\sigma_\varepsilon^{\,2} r}{2\sqrt{\alpha}} K_1(r\sqrt{\alpha}),$$

donde K_1 es la función de Bessel modificada de segunda clase y orden 1. Así, la función de covarianza sólo depende de la distancia r entre los puntos y la función de correlación se expresa como $\rho(r) = r\sqrt{\alpha}\, K_1(r\sqrt{\alpha})$. Esta función es monótonamente decreciente y decae más lentamente que la función exponencial.

En la práctica puede ocurrir que los datos disponibles de la piezometría estén perturbados por errores de observación de diverso origen. Así, consideramos que las observaciones en n localizaciones $p_1,\ldots,p_n$ vienen determinadas por la superposición aditiva de un error aleatorio de observación sobre el valor de h, según la *ecuación de observación* siguiente:

$$h^*(p_i) = h(p_i) + e(p_i), \qquad i = 1,\ldots,n,$$

siendo $e(p_i)$ $(i=1,...,n)$ variables aleatorias gaussianas incorreladas con media cero, varianza σ^2_e e incorreladas con h. Se suponen desconocidos los parámetros α, σ^2, y σ^2_e, y son los que se tratarán de conocer (véase Aplicación al acuífero de Vélez). La función de verosimilitud asociada al modelo también puede expresarse en términos de los parámetros α, $R=\sigma^2_e/\sigma^2_h$ y σ^2_e (Angulo *et al.*, 1994). Teniendo en cuenta que, de acuerdo con lo anterior, $h(p)$ y $h^*(p)$ son variables gaussianas, Jones (op. cit.) y Jones y Vecchia (1993) calcularon la función de verosimilitud asociada al modelo. La evaluación de la verosimilitud requiere el cálculo de la matriz de covarianzas relativa a los datos observados, para el cual se puede hacer uso de la expresión exacta en términos de funciones de Bessel. Este enfoque fue considerado por Jones (op. cit.) para la estimación de los parámetros involucrados en el modelo a partir de datos de niveles piezométricos en 93 puntos de agua del acuífero de Saratoga en Wyoming. En el estudio realizado en este trabajo a partir de datos piezométricos del acuífero de Vélez, tanto para la estimación de los parámetros involucrados en el modelo como para el cálculo de las matrices de covarianzas implicadas en la metodología para el diseño de la red de observación, se considerará la función de correlación exacta, mediante funciones de Bessel.

3.4.3.3. El diseño de redes de observación.

En el muestreo espacial, las observaciones se consideran correlacionadas según su localización y se han de tener en cuenta las características de variabilidad espacial de la magnitud estudiada. Desde el punto de vista geoestadístico, la dependencia espacial se define a través del variograma y los criterios de selección hacen uso de las ecuaciones de krigeado, ya que una de las características más importantes de este método es que la varianza de predicción no depende del valor observado de la variable y, por tanto, es posible calcular dicha varianza antes de realizar el muestreo. Uno de los objetivos más comunes en el diseño de redes es la minimización de la varianza de predicción para un conjunto de localizaciones de interés. Para ello, se consideran diversas medidas alternativas de globalización como son promedios o máximos, entre otras.

Los criterios clásicos de selección de una red de muestreo generalmente suponen que la variable observada coincide con la variable de interés, es decir, disponemos de numerosas localizaciones donde medir el nivel piezométrico y tenemos interés por el diseño óptimó de una red

de medida de esta misma variable. Sin embargo, puede ocurrir que la variable de interés, por ejemplo un determinado parámetro hidroquímico, no sea directamente observable o engorroso muestrear, de modo que las medidas deban referirse a otra variable relacionada con aquélla, como por ejemplo otro parámetro hidroquímico o, incluso, la piezometría. En este contexto surge el problema de seleccionar el conjunto de localizaciones en donde realizar las medidas de la variable observable de tal manera que se obtenga la mayor cantidad de información posible sobre nuestra variable de interés.

En esta investigación se aborda el problema del diseño de una red de observación adoptando un enfoque basado en el concepto matemático-estadístico de entropía de Shannon (1948). Disponemos de la variable piezometría, potencialmente observable sobre un conjunto de localizaciones, afectada, además, por un error de observación. El objetivo es conocer los valores de una variable de interés (no observable), en nuestro caso también la piezometría, sobre otro conjunto de localizaciones, posiblemente diferente del anterior. Dado que deseamos hacer una disminución de la red piezométrica, parece lógico elegir como este último conjunto, aquel subconjunto del primero que proporcione, a partir de la variable observada, la mayor cantidad de información sobre la variable de interés. Dicha información puede cuantificarse estadísticamente en términos de entropía de Shannon. Para los problemas de modificación de redes preexistentes, ampliación o reducción, se busca minimizar la entropía de la variable no observada condicionada a la variable observada. El desarrollo y justificación matemática de estos conceptos se puede encontrar en García Aróstegui *et al.* (1997a) y, especialmente, en Bueso (1995) y Bueso *et al.* (1996)

3.4.3.4. Aplicación al acuífero de Vélez.

Para establecer el modelo estocástico que mejor se ajusta al acuífero del río Vélez, se han utilizado las medidas del nivel piezométrico realizadas en 66 localizaciones entre los días 21 y 24 de marzo de 1994 (tabla 3-7 y figura 3-19) y que son, dada su proximidad en el tiempo, las que mejor cumplen la hipótesis de simultaneidad, de todas las medidas piezométricas disponibles y, por otro lado, corresponden a una situación media entre aguas altas y aguas bajas. A continuación se ha planteado el problema de una reducción secuencial de la red piezométrica constituida por un total de 88 puntos, 79 piezómetros de la Confederación Hidrográfica del Sur y 9 del Servicio Geológico de Obras Públicas.

x	y	Cota piezométrica (m S.N.M.)
395000	4075788	71.509
397028	4074353	44.853
396920	4074295	44.793
397028	4074318	43.334
397065	4074220	43.161
397235	4074390	41.921
397823	4073703	36.06
398108	4073688	33.845
398978	4072778	25.39
399434	4075893	47.545
399452	4075898	46.189
399359	4075228	37.063
399378	4074843	34.163
399438	4074685	32.81
399465	4074235	30.298
399540	4073320	27.369
399890	4072990	26.554
399470	4072265	23.215
399448	4072303	23.265
399640	4072320	23.117
399600	4072375	23.972
399930	4071465	16.849
399875	4070850	15.781
400423	4071088	16.069
400780	4071150	16.06
400925	4071040	17.254
400050	4070760	15.722
400710	4070098	12.976
400713	4069963	12.758
400210	4069970	12.319
400453	4069543	11.166
400458	4069448	10.476
400478	4069303	9.93

x	y	Cota piezométrica (m S.N.M.)
400530	4069555	11.585
400530	4069670	12.066
400578	4069333	10.093
400713	4069058	8.892
400888	4068802	7.064
401164	4068658	6.339
400865	4068540	6.27
400938	4068353	5.358
400878	4068118	4.015
400715	4068020	2.938
400978	4067983	3.191
400815	4067903	1.204
400793	4067302	-0.226
400560	4067100	0.81
400726	4066843	-0.043
400778	4066678	-0.396
400545	4066480	-2.839
400620	4066360	-0.387
400753	4066213	-0.268
400830	4066275	-0.275
401100	4066365	-0.325
401002	4065793	-0.039
400790	4065330	0.051
400925	4065515	-0.005
400635	4065820	-0.181
400710	4065650	-0.073
400662	4065490	0.205
400690	4065325	0.076
400425	4065535	-0.463
400220	4065655	-0.191
401645	4066125	0.254
401412	4065890	0.28
401420	4065715	0.203

Tabla 3-7. *Medidas del nivel piezométrico efectuadas en marzo de 1994 en 66 localizaciones.*

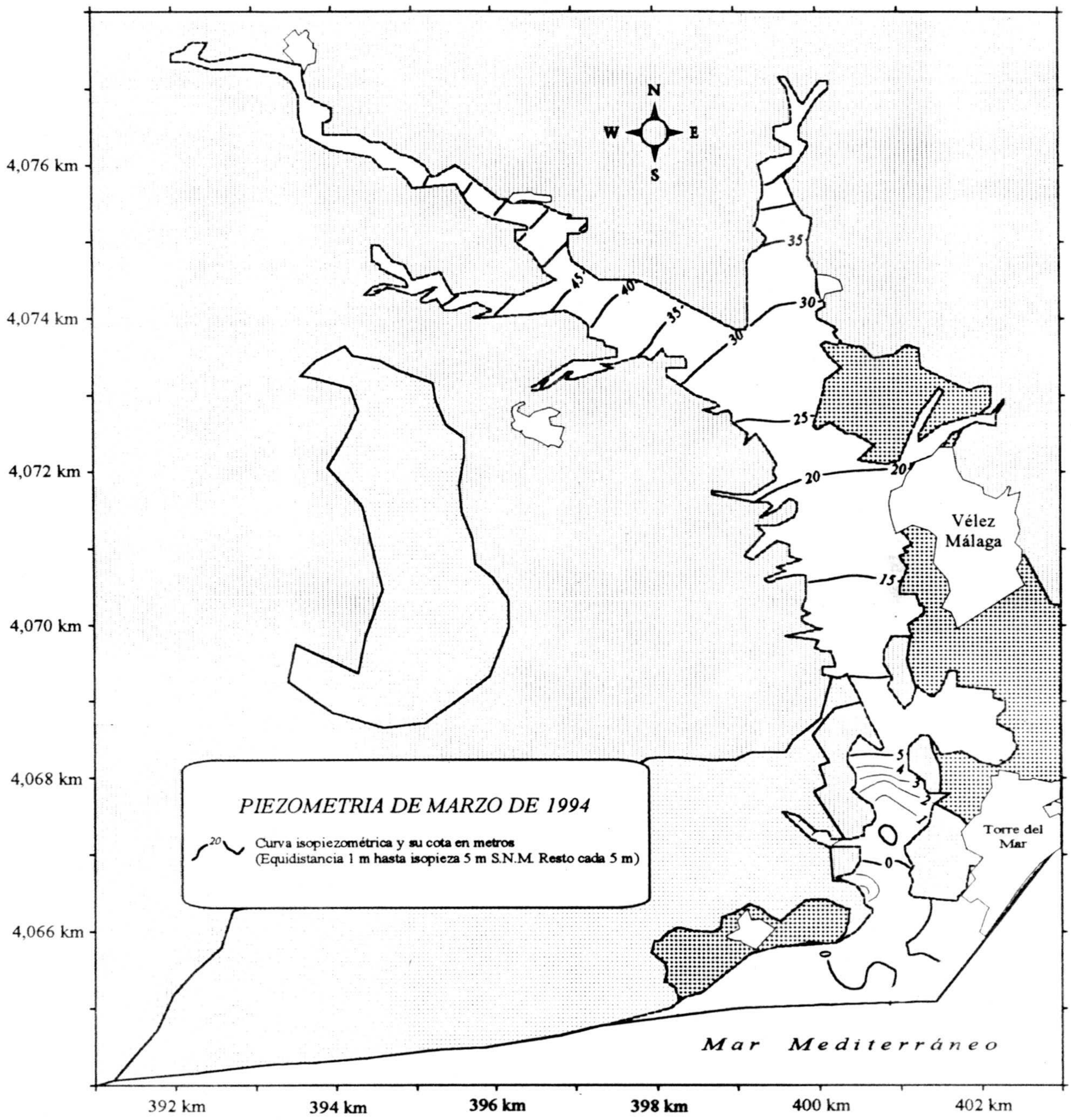


Figura 3-19. Mapa piezométrico del mes de marzo de 1994.

El acuífero ha sido discretizado en una malla de 250x250 m, en la que se ha definido como "zona de interés" la situada en el sector deltaico y aluvial próximo (figura 3-20). Esta diferenciación se debe a que, por una parte, en este sector próximo al mar existen más puntos de observación, con lo que los datos experimentales son más precisos, y, por otra parte, es más oportuno conocer con rigor la evolución piezométrica ante el riesgo de intrusión marina. En resumen, se pretende que los errores de predicción en este sector sean mínimos.

La hipótesis utilizada de que el campo de piezometría es homogéneo en sentido estocástico significa que permanecen constantes la media y la varianza de la componente aleatoria del valor de la piezometría en todas las localizaciones y, además, la covarianza de dicha componente entre dos puntos cualesquiera no depende de la localización de dichos puntos sino de su posición relativa. Consecuentemente, se ha de eliminar cualquier componente determinística detectable en el campo estudiado. En el caso de los datos piezométricos del acuífero de Vélez analizados, se observa una componente determinística que se ha ajustado mediante una superficie cuadrática, definida por la ecuación

$$T(x,y)=6.497603\mathrm{A}10^{6}-3.949084x-2.808478y+1.622016\mathrm{A}10^{-6}x^{2}$$
$$+3.134897\mathrm{A}10^{-7}y^{2}+6.51166\mathrm{A}10^{-7}xy,$$

con un grado de bondad del ajuste igual a 0.9923. Los residuos así obtenidos representan una realización de la componente aleatoria del campo de piezometría, afectada por el error de observación. Dicha componente aleatoria de la piezometría, desprovista del mencionado error, se ha modelizado utilizando la ecuación de Laplace (1).

Tanto para estimar los parámetros asociados al modelo como para seleccionar el diseño de la red, se han desarrollado diversos programas en lenguaje FORTRAN 77. La evaluación de la función de Bessel necesaria para el cálculo de la función de covarianza y el cálculo de autovalores se ha realizado implementando las rutinas en FORTRAN 77 desarrolladas por Press *et al.* (1994).

Los valores de los parámetros estimados a partir de la información muestral suministrada por las 66 observaciones de marzo de 1994 utilizadas del acuífero de Vélez son:

$$\hat{\alpha} = 0.00000239, \hat{R} = 0.1063 y\, \hat{\sigma}_e = 0.462925.$$

El valor de la estimación del parámetro α es pequeño, lo cual significa que la función de correlación decae rápidamente y el alcance es pequeño. La estimación obtenida para R (veáse epígrafe 3.4.3.2) representa el cociente entre la varianza del error de observación y la de la variable de interés (piezometría), es decir, en este caso la varianza del error de observación es aproximadamente igual al 10.63% de la varianza de dicha variable. El modelo estimado determina, en definitiva, la estructura de dependencia espacial de la variable piezometría.

Suponiendo que el modelo estimado es válido, se procede a la eliminación secuencial de las localizaciones de la red piezométrica inicial formada por los 88 puntos. En la figura 3-21 se muestran los errores de predicción estimados para el caso en que la red considerada está formada por las 88 localizaciones iniciales. Los valores de los errores de predicción están comprendidos entre 0.2566 y 1.3895, expresados ambos en las mismas unidades que la variable estudiada (en este caso el nivel piezométrico en metros).

En la figura 3-22 se representan los errores de predicción para la red formada por 22 puntos, obtenida por reducción de la red inicial. Obviamente, en este caso el rango de valores, entre 0.3570 m y 1.4198 m, es mayor que el obtenido considerando la red inicial, aumentando los errores cuando las localizaciones a predecir están alejadas de la zona de interés.

En el mapa de la figura 3-23 se representa muestra la situación la red piezométrica inicial y la red optimizada de 22 puntos y en la tabla 3-8 se muestra el orden de eliminación secuencial óptimo de los 88 puntos de la red inicial, así como los correspondientes valores de la entropía condicionada para la red resultante en cada paso.

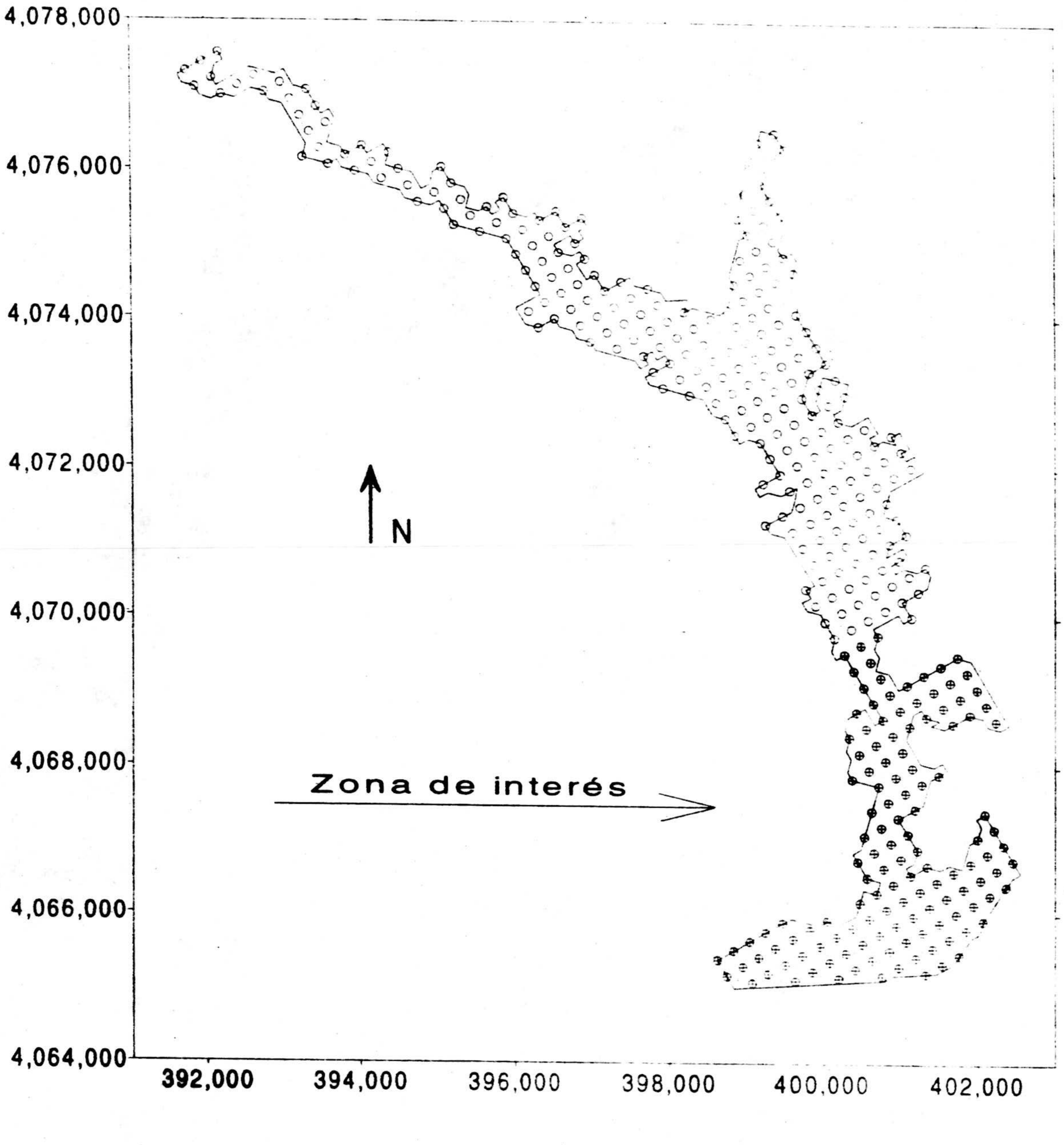


Figura 3-20. *Discretización del acuífero y situación de la zona de interés.*

UNIVERSIDAD DE GRANADA
2 2 MAYO 1998
COMISION DE DOCTORADO

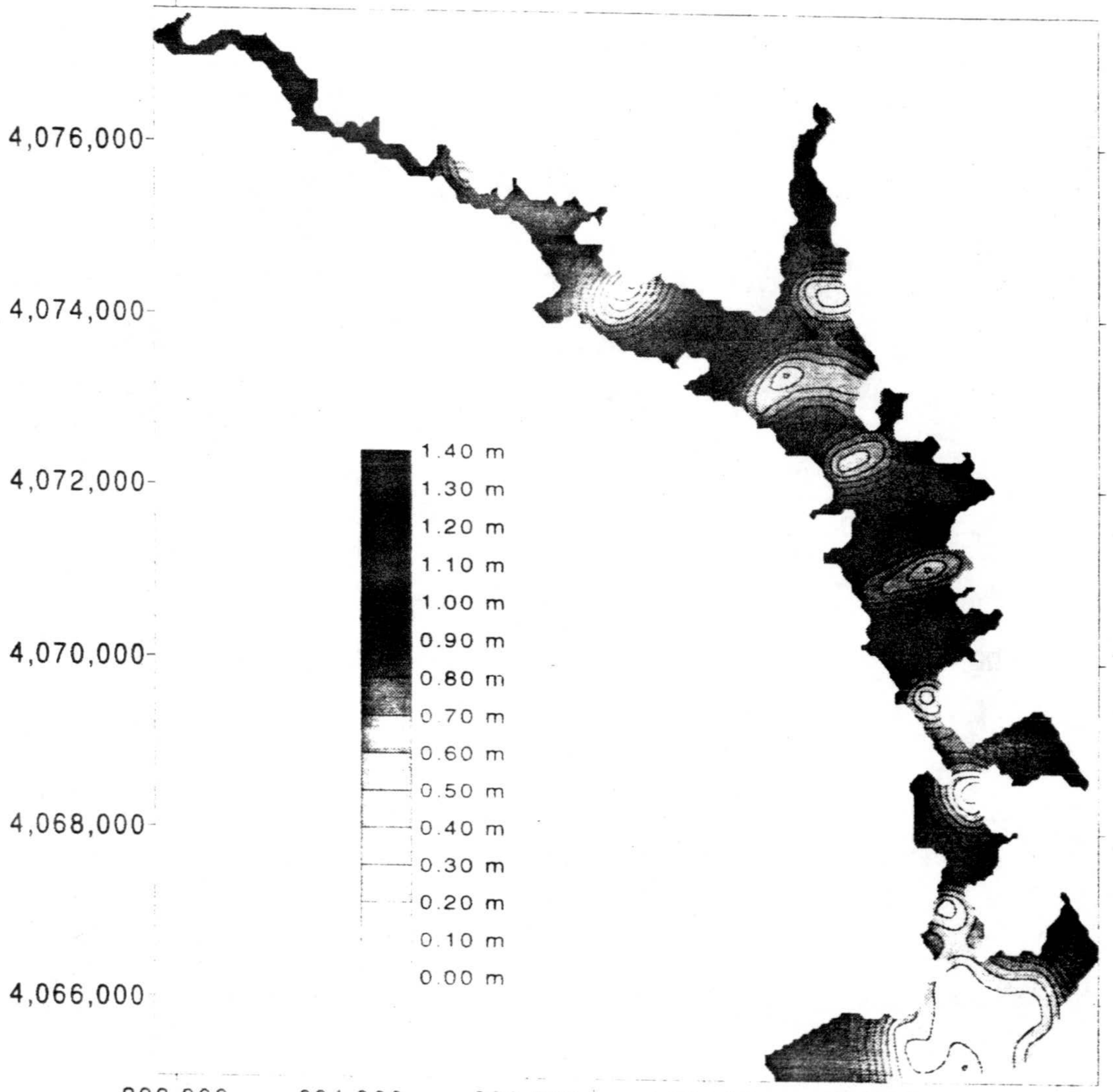


Figura 3-21. *Mapa con la distribución de los errores de predicción en la red inicial de 88 puntos.*

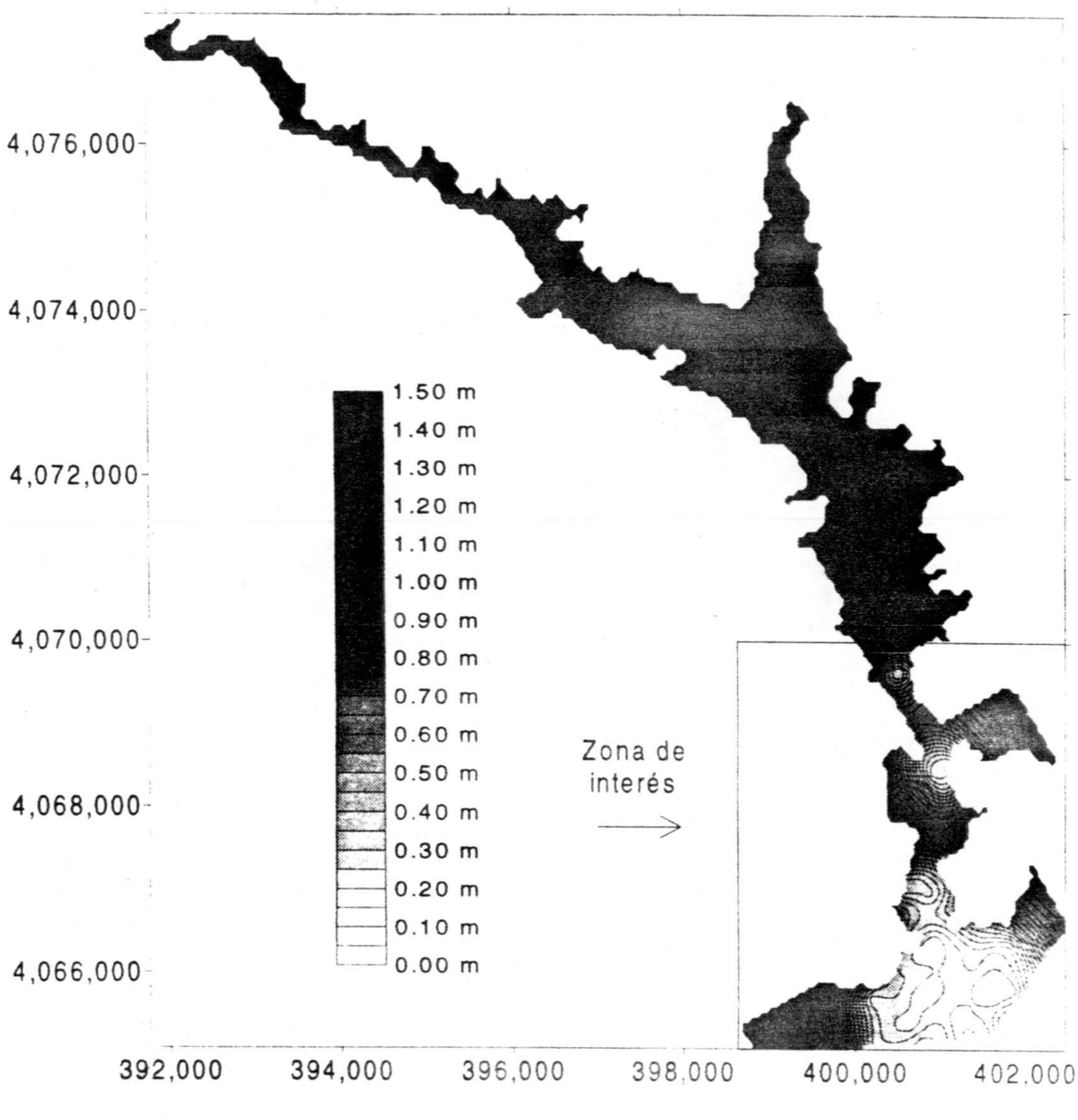


Figura 3-22. *Mapa con la distribución de los errores de predicción en la red final de 22 puntos.*

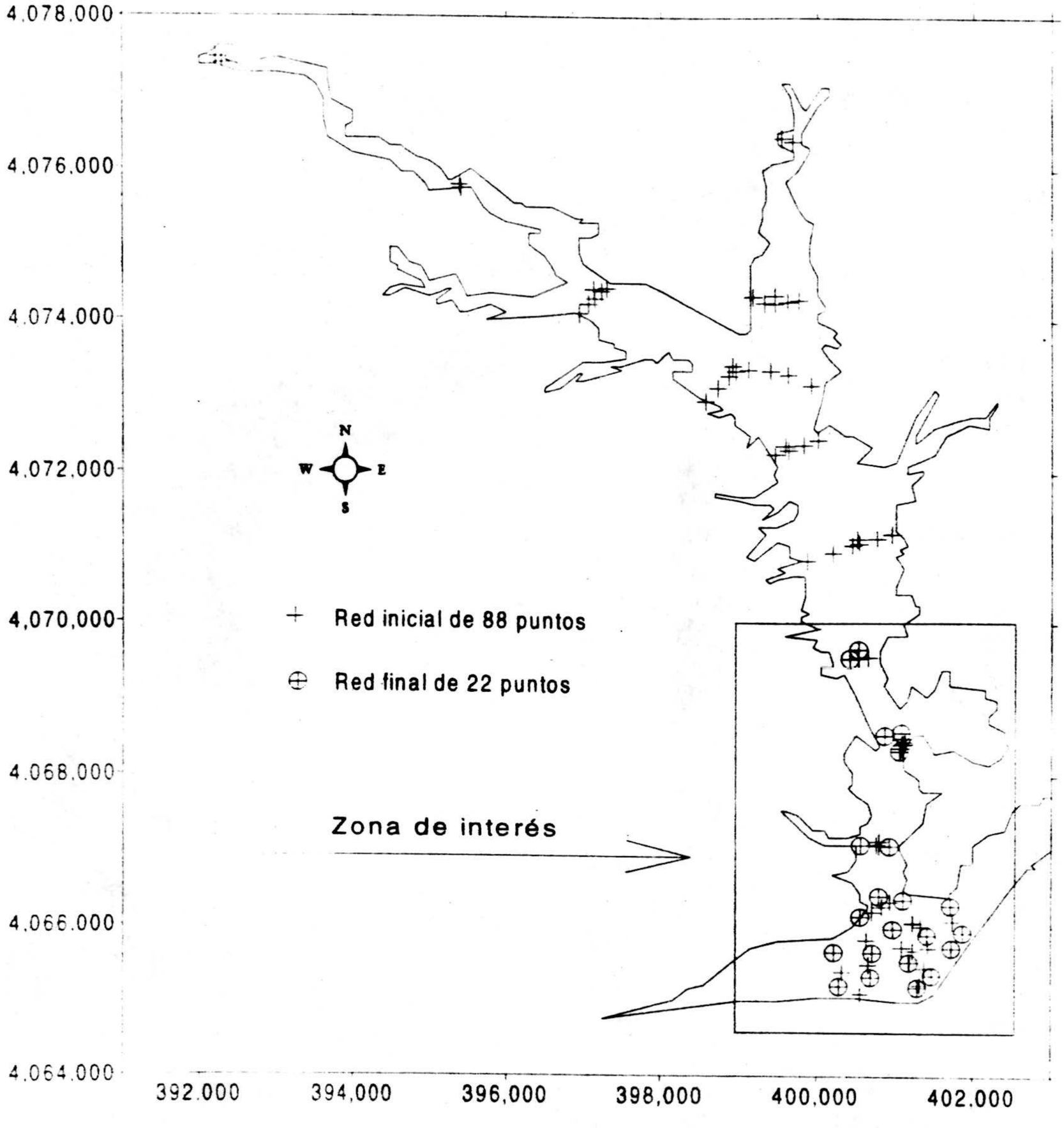


Figura 3-23. *Mapa con la situación de la red piezométrica inicial de 88 puntos y la red optimizada de 22 puntos.*

Secuencia de disminución	Piezómetro	X (UTM)	Y (UTM)	Entropía	Útil	Zona
1°	P17-2	392290	4077375	-207.697055	No	Aluvial del río Benamargosa
2°	P17-1	392215	4077455	-207.697055	No	Aluvial del río Benamargosa
3°	P16-2	395400	4075790	-207.697055	No	Aluvial del río Benamargosa
4°	P16-1	395415	4075745	-207.697055	No	Aluvial del río Benamargosa
5°	P10-2	399690	4076385	-207.697055	Si	Aluvial del río Vélez
6°	P15-2	397065	4074220	-207.697055	No	Aluvial del río Benamargosa
7°	P15-4	397235	4074390	-207.697055	Si	Aluvial del río Benamargosa
8°	P15-3	397150	4074295	-207.697055	No	Aluvial del río Benamargosa
9°	P10-1	399550	4076430	-207.697055	No	Aluvial del río Vélez
10°	P15-5	397135	4074410	-207.697055	No	Aluvial del río Benamargosa
11°	P9-1	399185	4074330	-207.697055	No	Aluvial del río Vélez
12°	P15-6	397305	4074430	-207.697055	Si	Aluvial del río Benamargosa
13°	P9-5	399625	4074260	-207.697055	No	Aluvial del río Vélez
14°	P9-4	399465	4074345	-207.697055	Si	Aluvial del río Vélez
15°	P9-2	399335	4074250	-207.697055	No	Aluvial del río Vélez
16°	P15-1	396950	4074100	-207.697055	Si	Aluvial del río Benamargosa
17°	P7,8-4	398965	4073355	-207.697055	No	Aluvial del río Benamargosa
18°	P9-3	399465	4074235	-207.697055	Si	Aluvial del río Vélez
19°	P7,8-3	398875	4073290	-207.697055	No	Aluvial del río Benamargosa
20°	P7,8-5	398920	4073420	-207.697055	No	Aluvial del río Benamargosa
21°	P7,8-6	399125	4073370	-207.697055	Si	Aluvial del río Vélez
22°	P7,8-1	398575	4072960	-207.697055	Si	Aluvial del río Benamargosa
23°	P9-6	399765	4074280	-207.697055	No	Aluvial del río Vélez
24°	P7,8-7	399410	4073355	-207.697054	No	Aluvial del río Vélez
25°	P7,8-2	398730	4073130	-207.697053	Si	Aluvial del río Benamargosa
26°	P7,8-9	399920	4073160	-207.697052	Si	Aluvial del río Vélez
27°	P6-3	399600	4072375	-207.697047	Si	Aluvial del río Vélez
28°	P6-2	399640	4072320	-207.697045	Si	Aluvial del río Vélez
29°	P6-4	399830	4072385	-207.697034	No	Aluvial del río Vélez
30°	P7,8-8	399630	4073300	-207.697024	Si	Aluvial del río Vélez
31°	P6-1	399470	4072265	-207.696961	Si	Aluvial del río Vélez
32°	P5-3	400450	4071055	-207.696564	No	Aluvial del río Vélez
33°	P6-5	400010	4072445	-207.695928	No	Aluvial del río Vélez
34°	P5-5	400512	4071140	-207.694995	No	Aluvial del río Vélez
35°	P5-4	400535	4071075	-207.694179	No	Aluvial del río Vélez
36°	P5-2	400200	4070955	-207.691747	Si	Aluvial del río Vélez
37°	P5-6	400765	4071145	-207.687292	No	Aluvial del río Vélez
38°	P5-1	399875	4070850	-207.670807	Si	Aluvial del río Vélez
39°	P3-5-1	401090	4068425	-207.626778	No	Aluvial del río Vélez
40°	P5-7	400950	4071200	-207.557692	No	Aluvial del río Vélez
41°	P3-5	401105	4068435	-207.481519	No	Aluvial del río Vélez
42°	P3-5-2	401075	4068380	-207.337169	No	Aluvial del río Vélez
43°	P2-3	400795	4067090	-207.169301	No	Aluvial del río Vélez
44°	P1-3	400830	4066275	-206.963025	Si	Aluvial del río Vélez
45°	S-18	401225	4066050	-206.751430	No	Delta del río Vélez

Tabla 3-8. *Secuencia de disminución de la red piezométrica compuesta por los 88 piezómetros que se indican.*

46°	S-153BIS	401180	4065525	-206.534320	No	Delta del río Vélez
47°	P3-2	401075	4068505	-206.311577	No	Aluvial del río Vélez
48°	P4-2	400530	4069555	-206.052284	Si	Aluvial del río Vélez
49°	S-159	401218	4065685	-205.764280	No	Delta del río Vélez
50°	P2-2	400760	4067110	-205.476263	No	Aluvial del río Vélez
51°	S-14	401325	4066010	-205.162981	No	Delta del río Vélez
52°	S-157	401375	4065450	-204.830337	No	Delta del río Vélez
53°	P3-4	401120	4068460	-204.454723	No	Aluvial del río Vélez
54°	S-8	400662	4065490	-204.066426	No	Delta del río Vélez
55°	P1-5	400935	4066340	-203.665132	Si	Aluvial del río Vélez
56°	S-16BIS	401420	4065715	-203.229967	Si	Delta del río Vélez
57°	P1-2	400705	4066205	-202.760073	No	Aluvial del río Vélez
58°	S-155BIS(2)	401312	4065220	-202.286594	No	Delta del río Vélez
59°	S-13BIS	400555	4065100	-201.805925	No	Delta del río Vélez
60°	S-6	400635	4065820	-201.260007	Si	Delta del río Vélez
61°	S-21	401740	4066075	-200.701752	No	Delta del río Vélez
62°	S-152	401080	4065725	-200.140768	Si	Delta del río Vélez
63°	S-11	400325	4065395	-199.570644	No	Delta del río Vélez
64°	S-18BIS	401218	4066060	-198.969196	No	Delta del río Vélez
65°	P2-4	400795	4067150	-198.359198	No	Aluvial del río Vélez
66°	P4-4	400650	4069570	-197.717052	No	Aluvial del río Vélez
67°	S-23BIS	401730	4065715	-196.929921	No	Delta del río Vélez
68°	S-153	401175	4065525	-196.123606	Si	Delta del río Vélez
69°	S-151BIS	400970	4065975	-195.281080	No	Delta del río Vélez
70°	P4-1	400420	4069550	-194.427667	No	Aluvial del río Vélez
71°	P1-4	400795	4066415	-193.569807	No	Aluvial del río Vélez
72°	P3-1	400865	4068540	-192.679995	Si	Aluvial del río Vélez
73°	S-7	400710	4065650	-191.706516	No	Delta del río Vélez
74°	S-156	401470	4065345	-190.729833	No	Delta del río Vélez
75°	P3-6	401050	4068335	-189.681583	No	Aluvial del río Vélez
76°	S-15	401412	4065890	-188.500973	No	Delta del río Vélez
77°	S-9	400690	4065325	-187.274836	No	Delta del río Vélez
78°	P2-5	400925	4067085	-186.006254	No	Aluvial del río Vélez
79°	S-20	401715	4066285	-184.729078	No	Delta del río Vélez
80°	S-10BIS	400220	4065655	-183.343192	Si	Delta del río Vélez
81°	P1-6	401100	4066365	-181.840334	No	Aluvial del río Vélez
82°	P1-1	400555	4066140	-179.994465	No	Aluvial del río Vélez
83°	S-22	401875	4065925	-178.058442	No	Delta del río Vélez
84°	S-12	400285	4065200	-176.044302	No	Delta del río Vélez
85°	P3-3	401075	4068580	-173.909701	No	Aluvial del río Vélez
86°	S-155	401285	4065190	-171.665066	No	Delta del río Vélez
87°	P4-3	400530	4069670	-169.404163	No	Aluvial del río Vélez
88°	P2-1	400560	4067100	-167.131998	Si	Aluvial del río Vélez

Tabla 3-8 (Cont.). *Secuencia de disminución de la red piezométrica compuesta por los 88 piezómetros que se indican.*

Finalmente, en la figura 3-24 se representan gráficamente los valores de la entropía condicionada en cada paso, así como los correspondientes valores de la razón de información. Este concepto permite determinar el número máximo de localizaciones a eliminar para mantener una proporción de información prefijada. Por ejemplo, si se quiere conservar un 75% de la información contenida en la red inicial sobre la zona de interés, bastarían 22 puntos para obtener dicho porcentaje de la capacidad predictiva, medida en términos de la entropía condicionada (ver figura 3-24).

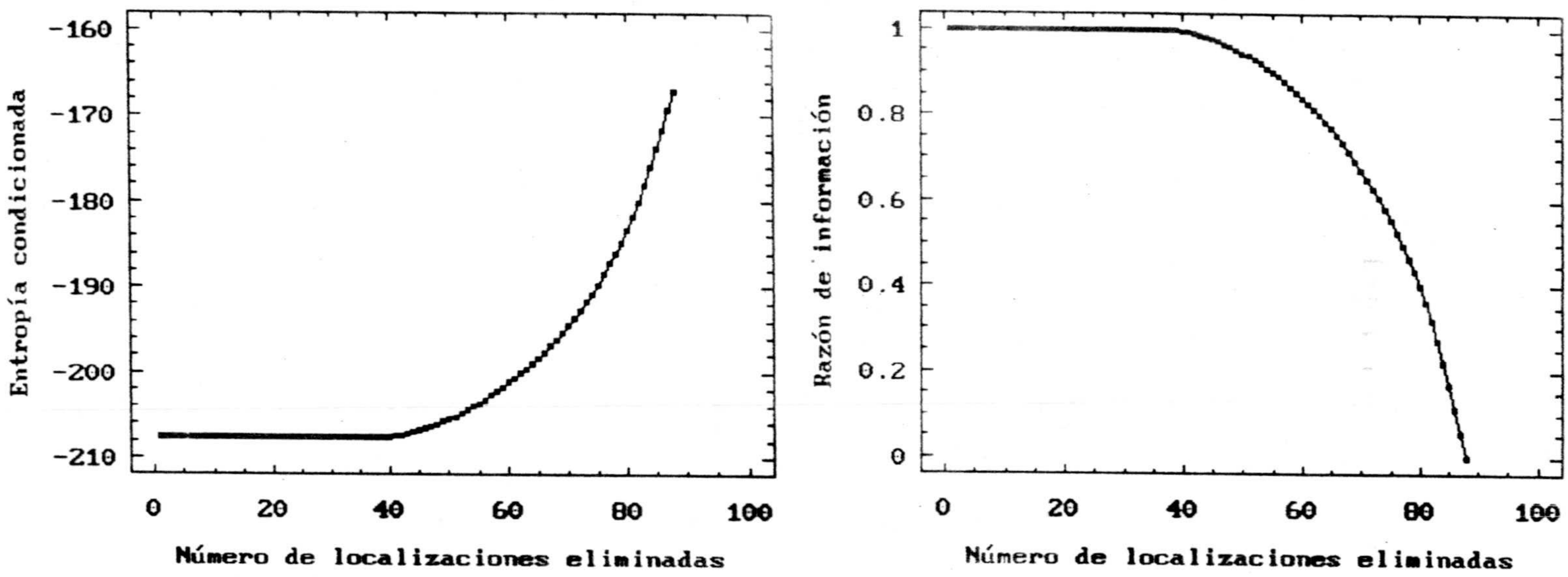


Figura 3-24. *Variación de la entropía condicionada y de la razón de información en función del número de localizaciones eliminadas.*

Lógicamente, se pueden plantear otras alternativas de diseño de red como, por ejemplo, asignar la zona de interés a todo el acuífero o, incluso, las mismas localizaciones de los piezómetros. Estas aplicaciones se resuelven de la misma manera y conllevan, en algunos casos, el tratamiento informático de un volumen mayor información.

Hay que señalar que en la actualidad se está desarrollando la aplicación de esta metodología al diseño de redes de control de la calidad del agua utilizando los oportunos modelos de distribución de las variables de interés. Por último, destacar que, además, se están considerando conjuntamente la evolución espacial y temporal de una o más variables (Angulo *et al.*, 1997).

3.5. CLIMATOLOGÍA DE LA CUENCA Y DEL ACUÍFERO DEL RÍO VÉLEZ

La estimación de los componentes involucrados en el balance hídrico del acuífero, que se presenta en el apartado 3.7, exige tratar previamente, aunque de forma sintética, los datos hidrometeorológicos imprescindibles para la mencionada estimación.

Los trabajos de Justicia (1988) y Senciales (1995) analizan en profundidad las características climáticas de la cuenca del río Vélez. Se expondrán, a continuación, algunos datos de los citados estudios y otros de elaboración propia, especialmente los relativos a los sectores próximos al acuífero del río Vélez.

3.5.1. Precipitaciones y temperaturas de la cuenca

Los datos climatológicos de precipitaciones y temperaturas de las estaciones ubicadas en la cuenca del río Vélez o próximas a ella, proceden, en el caso de Senciales (op. cit.), de los archivos del Servicio de Hidrología de la CHSE, salvo los relativos a las estaciones de Olías y Moclinejo, que se han obtenido en el Instituto Nacional de Meteorología (tabla 3-9). En cualquier caso, todas las estaciones consideradas pertenecen a este último Organismo. La situación de las estaciones se muestra en la figura 3-25 y los datos correspondientes a cada una de ellas así como los periodos estudiados por Senciales (op. cit.) se muestran en la tabla 3-10.

Los mayores volúmenes anuales de precipitación se centran en el área nororiental de la cuenca, entre las sierras de Alhama y Tejeda y, en menor medida, en todo el arco carbonatado de la cuenca y sector de los montes de Málaga (área de esquistos) dejando una zona intermedia de "sombra" con menores lluvias. En la primera zona mencionada, las precipitaciones suelen en forma de nieve entre diciembre y febrero. El sector costero participa de los menores volúmenes de precipitación y número de días de lluvia (figura 3-26 y tabla 3-10).

La mayor parte de la cuenca se encuentra situada entre las isoyetas de 500 y 700 mm anuales y, de hecho, la precipitación media anual sobre la cuenca es de 629 mm. Sin embargo, hay que advertir que existe una marcada irregularidad de los valores de precipitación, tanto a nivel mensual como anual, lo que incide en una baja representatividad de los valores medios de la mayor parte de las estaciones (Senciales, op. cit.).

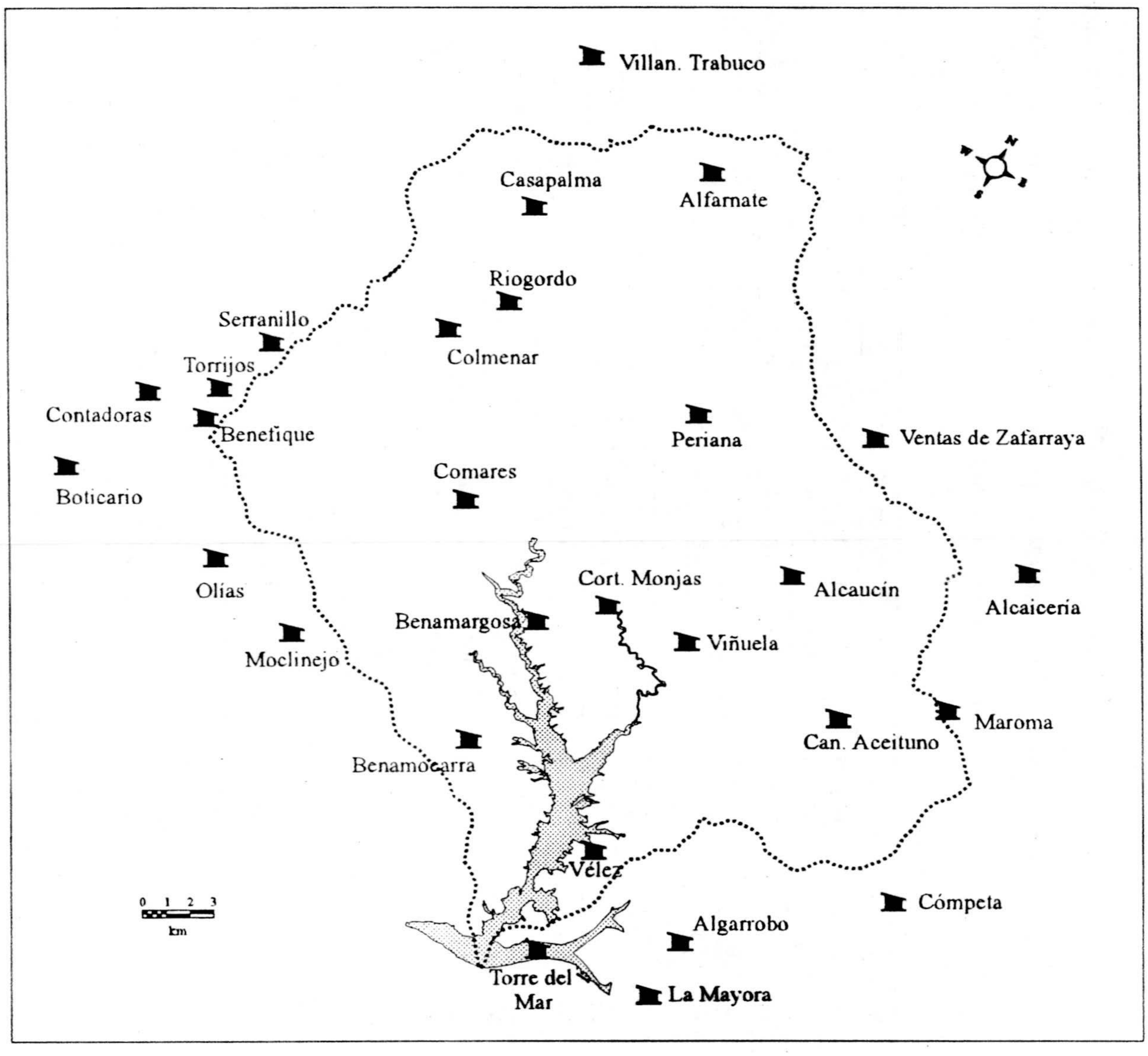


Figura 3-25. *Situación de las estaciones meteorológicas existentes en el entorno de la cuenca del río Vélez .*

ESTACIONES DEL INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGÍA								
Indicativo	**Nombre**	**Tipo**	**Longitud**	**Latitud**	**Altitud (m)**	**Provincia**	**Periodo Pp**	**Periodo Tª**
6174	Olías	P	04-19-17W	34-46-10	421	Málaga	1972-act	
6175	Rincón de la Victoria	P	04-17-22W	36-43-00	5	Málaga	1964-act	
6177	Moclinejo	P	04-15-17W	36-46-15	451	Málaga	1961-act	
6177A	Moclinejo-Venta del Pilar	P	04-15-35W	36-46-10	450	Málaga	1986-1992	1949-1984
6179	Alfarnate	TP	04-15-37W	36-59-40	925	Málaga	1949-1984	
6180	Periana	TP	04-11-32W	36-55-40	550	Málaga	1961-act	1955-act
6180A	Periana "Plantel Ext. Agr.	TP	04-11-33W	36-55-42	547	Málaga	1972-1977	1972-1977
6181	Alcaucín-Cortijo Monjas	P	04-09-32W	36-51-45	220	Málaga	1961-1988	
6182	Alcaucín	P	04-07-47W	36-55-05	508	Málaga	1947-act	
6183	Viñuela	P	04-08-07W	36-51-05	130	Málaga	1961-act	
6186	Canillas del Aceituno	P	04-04-57W	36-52-20	645	Málaga	1961-act	
6190	Colmenar "Casapalma"	P	04-20-12W	36-57-10	800	Málaga	1965-1978	
6191	Colmenar	P	04-20-07W	36-54-10	680	Málaga	1961-act	
6192	Riogordo	TP	04-17-37W	36-54-55	400	Málaga	1961-act	1975-1992
6194	Comares	P	04-14-57W	36-50-55	731	Málaga	1965-act	
6195	Benamargosa	P	04-11-32W	36-50-05	96	Málaga	1961-act	
6198	Benamocarra	P	04-09-37W	36-47-25	126	Málaga	1961-act	
6199	Vélez Málaga	TP	04-06-17W	36-47-00	60	Málaga	1962-1988	1962-1992
6199A	Vélez Málaga "Clause"	Completa	04-07-02W	36-47-40	40	Málaga	1991-act	1991-act
6190O	Vélez Málaga "Vivero"	TP	04-05-42W	36-46-08	60	Málaga	1987-1987	1987-1987
6200	Torre del Mar "Azucarera"	TP	04-05-17W	36-44-45	6	Málaga	1966-act	1966-act
6201	Algarrobo "La Mayora"	TP	04-02-27W	36-46-25	80	Málaga	1962-act	1963-act
6203	Cómpeta	P	03-58-32W	36-50-00	666	Málaga	1961-act	
6204	Algarrobo	TP	04-02-27W	36-46-25	80	Málaga	1961-act	

Tabla 3-9. *Estaciones meteorológicas del Instituto Nacional de Meteorología ubicadas en la cuenca del río Vélez o próximas a ella. En "Tipo" se indican aquellas estaciones que cuentan con registro de datos de precipitación (P), temperatura (T) o que se tratan de estaciones donde se registran otras variables (Humedad, velocidad del viento, etc) además de las anteriores.*

Estación	Altitud (m)	Pp. media anual (mm)	Días de Pp. al año	Periodo observado (años)	Máximo de Precipitación	Máximo de intensidad	Observaciones
Alcaicería	1010	902.8	48.6	17	Diciembre	Diciembre	Fuera de la Cuenca
Casapalma	938	686.1	48.7	32	Diciembre	Noviembre	
Alfarnate	925	905.8	70.8	14	Noviembre	Noviembre	
Ventas de Zafarraya	910	958.0	50.2	51	Diciembre	Noviembre	Fuera de la Cuenca
Serranillo	795	663.3	52.2	18	Diciembre	Noviembre	Fuera de la Cuenca
Comares	761	604.1	38.1	27	Noviembre	Noviembre	
Vva. Del Trabuco	688	579.3	41.2	45	Noviembre - Diciembre	Noviembre	Fuera de la Cuenca
Colmenar	680	624.4	50.1	15	Noviembre	Noviembre	
Cómpeta	665	659.8	37.2	49	Diciembre	Noviembre	Fuera de la Cuenca
C. del Aceituno	645	585.7	47.5	39	Febrero	Noviembre	
Periana	550	611.9	38.1	49	Noviembre	Octubre - Noviembre	
Alcaucín	508	1006.2	33.3	43	Diciembre	Noviembre	
Moclinejo	451	424.9	34.6	24	Noviembre	Noviembre	Fuera de la Cuenca
Olías	421	534.5	35.7	22	Noviembre	Noviembre	Fuera de la Cuenca
Riogordo	400	501.9	33.8	6	Octubre	Noviembre	
Cortijo de Monjas	220	490.2	27.5	12	Diciembre	Marzo - Febrero	
Viñuela	130	541.0	52.9	50	Diciembre	Octubre - Diciembre	
Benamocarra	126	538.1	40.3	50	Noviembre	Noviembre	
Benamargosa	96	546.3	37.7	48	Noviembre - Diciembre	Noviembre	
Algarrobo	80	556.1	61.2	49	Diciembre	Noviembre - Diciembre	Fuera de la Cuenca
Vélez Málaga	60	492.7	42.2	45	Diciembre	Noviembre - Enero	
Rincón de la Victoria	5	425.9	46.1	29	Noviembre	Noviembre	Fuera de la Cuenca

Tabla 3-10. *Datos pluviométricos elaborados a partir de las estaciones meteorológicas consideradas por Senciales (1995) para su estudio de las condiciones climáticas de la cuenca del río Vélez.*

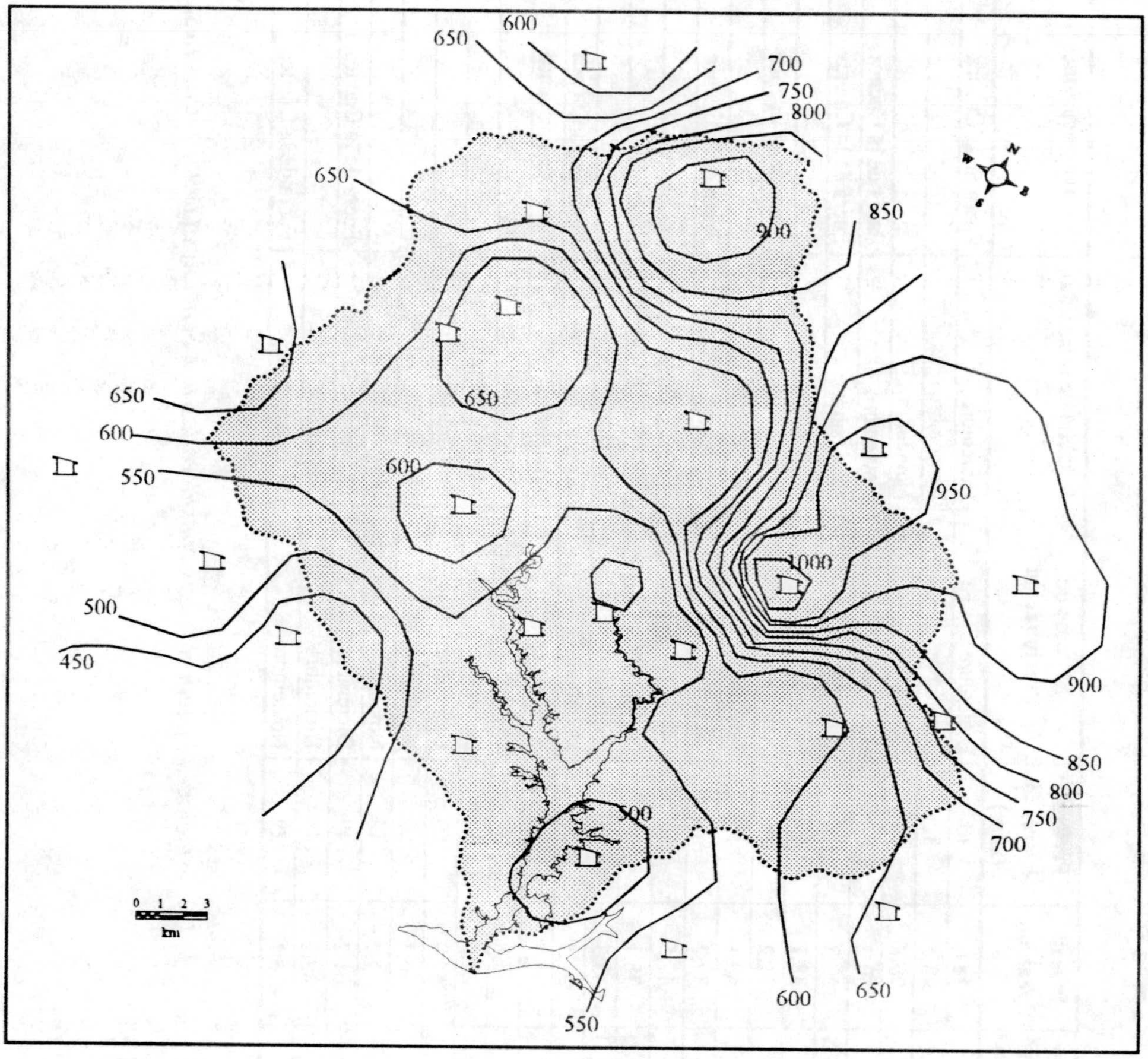


Figura 3-26. *Mapa de isoyetas de precipitación media anual (en mm), en el periodo considerado por Senciales (1995) para cada estación.*

El estudio de la evolución temporal de las precipitaciones del periodo 1939/40 a 1992/93, realizado por Senciales (op. cit) para la totalidad de la cuenca, muestra que destacan por su sequedad los años hidrológicos 1944/45, 1952/53, 1982/83, 1985/86 y 1991/92, mientras que los años 1939/40, 1961/62, 1962/63, 1963/64, 1968/69 y 1989/90 destacan por su gran aportación pluviométrica. Los años posteriores al trabajo de este autor, es decir, desde 1993/94 hasta la fecha de elaboración de esta Memoria (1997), son significativos por la existencia de situaciones

hidrológicas extremas, de tal modo que mientras que 1993/94 y, sobre todo, 1994/95 son bastante secos, los años 1995/96 y 1996/97 son extremadamente húmedos. En definitiva, la década de los 80, a excepción del último año (1989/90), ha estado caracterizada por una sequía prolongada inusual, que se ha mantenido hasta mediados de la década de los noventa.

Los máximos mensuales de precipitación se localizan en los meses otoñales de octubre a diciembre. Un segundo máximo, aunque de menor importancia, se sitúa a finales del invierno o principio de primavera. En todos los casos, como una característica más del clima mediterráneo, existe una estación seca coincidente con los meses de verano, que incluso se puede adelantar al mes de mayo, no siendo de extrañar fuertes trombas aisladas en agosto o septiembre.

En el apartado del trabajo de Senciales (op. cit) dedicado a las temperaturas, selecciona para este análisis las estaciones de la tabla 3-11 a partir de datos del INM y de Cerezuela Navarro (1977). Aunque son pocas las estaciones que se sitúan dentro la propia cuenca, el estudio realizado permite asegurar que la distribución de las temperaturas es marcadamente altimétrica con un gradiente medio de -0.66°C/100 m. Además de esta característica, la ubicación de determinadas estaciones, como la de Vélez Málaga, junto al valle del río, la expone a los vientos del interior más frescos. La amplitud térmica es máxima (del orden de 17°C) en las áreas de mayor altitud y más alejadas de la influencia marina y presenta valores mínimos (del orden de 12°C) en el sector litoral.

Estación	Altitud (m)	Temp. Media anual (°C)	Temp. Media del mes más frío (°C)	Temp. mínima absoluta anual (°C)	Temp. Media del mes más cálido (°C)	Temp. máxima absoluta anual (°C)	Amplitud térmica anual (°C)
Alfarnate	925	14.4	7.1	-2.2	23.9	34.7	16.8
Benefique	780	12.6	5.2	-2.4	20.9	34.7	15.7
Contadoras	760	13.6	6.9	-2.6	23.4	35.1	16.5
Torrijos	725	13.7	7.6	-4.2	22.3	37.5	14.7
Boticario	460	15.6	9.3	-0.5	23.4	36.8	14.1
P. Agüjero	100	18.0	11.6		26.8		15.2
Algarrobo	80	18.7	13.7	5.6	25.7	35.8	12.4
Vélez Málaga	60	18.7	11.8	3.5	26.1	37.9	14.3
Málaga C.	40	18.6	12.5	3.0	26.5	38.4	13.1
Torre del Mar	2	19.0	13.7		25.7		12.0

Tabla 3- 11. *Estaciones termométricas consideradas por* ***Senciales (1995).***

3.5.2. Cálculo de la evapotranspiración potencial, real y lluvia útil en el sector bajo de la cuenca del río Vélez

Como objetivo de este trabajo no se ha estimado oportuno hacer un estudio hidrometeorológico detallado de la cuenca del río Vélez, máxime si se considera la existencia de la Tesis Doctoral de Senciales (op. cit.) de aparición reciente. La presente investigación debe incidir, sobre todo, en el cálculo de las evapotranspiraciones potenciales (ETP) y reales (ETR) para las estaciones más próximas al acuífero de Vélez con objeto de conocer la lluvia útil sobre las subcuencas no reguladas y sobre el propio acuífero. En definitiva, la regulación a la que está sometida la cuenca, la ubicación aceptable de las estaciones de aforos que proporcionan datos de caudales y la propia naturaleza de la investigación aconseja realizar los cálculos sólo en el sector citado.

Para llevar a cabo toda la labor comentada, se ha utilizado la información procedente del Instituto Nacional de Meteorología (Centro Meteorológico Zonal de Andalucía Oriental), relativa a los datos termopluviométricos de las estaciones de Vélez Málaga (nºs 6199 y 6199A) y de Torre del Mar (nº 6200), que, no sólo son las más próximas, sino que son las únicas que aportan información sobre el sector de cuenca no controlado por estaciones de aforos y, además, ya han sido estudiadas por otros autores, por lo que podremos comparar los respectivos resultados. Se disponen además de los datos del resto de las estaciones de la cuenca, que únicamente han sido utilizados para determinados cálculos y comprobación de los datos de Senciales (op. cit.).

El periodo considerado para la elaboración de los datos es de 35 años para la precipitación y temperatura en la estación de Vélez Málaga, aunque en dicha serie existen algunas lagunas. En el caso de la precipitación, la serie ha sido primero completada mediante un modelo de regresión lineal, como estación base, la de Benamocarra, dado que ésta dispone de una serie más completa, fiable y de mayor correlación con Vélez Málaga (Coef. de correlación entre ambas de 0.91). Posteriormente, se ha procedido a la corrección por el método de "dobles acumulaciones". Por otro lado, la estación de Torre del Mar ha sido tratada de manera análoga, aunque en este caso la serie es algo menor (30 años) al igual que la correlación (coef. de corr. 0.89).

Es importante destacar que los datos termopluviométricos facilitados por el INM fueron diarios, a partir de los cuales se han obtenido los totales mensuales y anuales.

El cálculo de la evapotranspiración potencial (ETP) se ha realizado mediante el clásico método empírico de Thornthwaite (1948) ampliamente difundido, que proporciona los valores medios mensuales de ETP a partir de las temperaturas medias mensuales, valores que posteriormente se ajustan en función de la latitud y el mes considerado, debido a que los valores iniciales obtenidos, sin ajustar, se refieren a meses "tipo" de 30 días e insolación diaria de 12 horas. Una vez evaluado este parámetro, se estimó la evapotranspiración real (ETR) por el método de balance del suelo del mismo autor, para lo cual se consideró una reserva de agua acumulable de 100 mm, dado que la matriz arcillosa es importante en los suelos estudiados. Lamentablemente, no se dispone de medidas directas para contrastar los resultados obtenidos.

En la tabla 3-12 se muestran los totales anuales obtenidos con datos de precipitaciones y temperaturas de distintas fuentes. Como se puede observar, existen diferencias en la estación de Vélez en cuanto al cálculo de la precipitación y temperatura anual media entre los trabajos de CHSE (1987), Justicia (1988) y el de esta investigación, más próximos estos últimos a los de Senciales (op. cit.), de los cuales no se ha podido contar con sus datos mensuales para realizar la estimación. Tales diferencias se deben, fundamentalmente, a los distintos periodos de tiempo considerados. En el caso de Justicia (1988), únicamente se sabe que utilizó 30 años, pero no se conocen las fechas exactas, y dado que el INM suministra datos de la estación de Vélez Málaga desde 1962 (tabla 3-9), probablemente la fuente de datos utilizada por este autor no fue el Instituto Nacional de Meteorología sino el Servicio de Hidrología de la CHSE, cuyos datos a veces no son coincidentes, pese a tratarse de la misma estación. En este sentido, hay que puntualizar que ya Senciales (op. cit.) advierte frecuentes errores en la fichas meteorológicas, en las que incluso la suma de las lluvias diarias de un determinado mes no coincide con el total mensual que figura en las citadas fichas.

La evapotranspiración potencial media anual para las estaciones de Vélez Málaga y Torre del Mar es de 936 mm y 951 mm, respectivamente. La evapotranspiración real para Torre del Mar (407 mm) es más baja que para Vélez Málaga (415 mm).

En todo este desarrollo, la cifra que más interesa es la de los excedentes, que, en último término, se convierten en escorrentía superficial o se infiltran. Para Vélez Málaga se obtiene un porcentaje de lluvia útil del 16.1% (80 mm de excedentes, de un total de 495 mm de precipitación anual media), parecido a la cifra conseguida (85 mm de excedentes) a partir de los datos de Justicia (1988). Los cálculos efectuados para la estación de Torre del Mar proporcionan como resultado una lluvia útil nula, salvo en el trabajo de CHSE (1987) que se obtiene como lluvia útil un 0.9% de la precipitación total.

	Estación de Vélez Málaga			Estación de Torre del Mar		
	Propios	CHSE (1987)	Justicia (1988)	Propios	CHSE (1987)	Justicia (1988)
Pp anual media (mm)	495	537	514	407	439	442
Tª anual media (ºC)	18.3	18.7	19.2	18.7	19.0	19.0
ETP (mm)	936	971	1004	951	972	951
ETR $_{thornthwaite}$ (mm)	415	409	429	407	435	442
Excedentes (mm)	80	128	85	0	4	0
Lluvia útil (%)	**16.1%**	**23.8%**	**16.5%**	**0.0%**	**0.9%**	**0.0%**
Periodo Pp (años)	1962-1996	1966-1980	*30 años*	1967-1996	1966-1980	*6 años*
Periodo Tª (años)	1962-1996	?	*22 años*	1967-1996	?	*6 años*
Observaciones	Estaciones nºs 6199 y 6199A	Estación nº 6199	Estación nº 6199	Estación nº 6200	Estación nº 6200	Estación nº 6200

Tabla 3-12. Resultados del balance hídrico anual del suelo para los periodos de tiempo considerados..

Los cálculos de la ETR anual se han efectuado, además, en la presente investigación, por otros métodos. Las fórmulas empíricas de Turc y Coutagne proporcionan valores de 433 y 422 mm, respectivamente, para la estación de Vélez, y de 376 mm para el primer método en la estación de Torre del Mar, en la que no es aplicable la fórmula de Coutagne. La tabla 3-13 muestra los valores citados y los obtenidos con datos de lo trabajos de CHSE (1987), Justicia (1988) y Senciales (1995). Para la estación de Vélez Málaga, la ETR está comprendida entre 409 y 459 mm y la media es de 433 mm. En el caso de la estación de Torre del Mar la media es de 404 mm, con valores extremos de 442 y 376 mm.

		Propios	CHSE (1987)	Justicia (1988)	Senciales (1995)
E. Vélez Mal.	ETR $_{Thornthwaite}$	415	409	429	—
	ETR $_{Turc}$	433	459	449	433
	ETR $_{Coutagne}$	422	453	438	422
E. Torre M.	ETR $_{Thornthwaite}$	407	435	442	—
	ETR $_{Turc}$	376	400	402	—
	ETR $_{Coutagne}$	No aplic.	383	386	—

Tabla 3-13. Valores de la evapotranspiración real anual calculados con los datos de precipitaciones y temperaturas anuales medias de los autores que se citan.

En la figura 3-27 se han representado los valores medios mensuales de la precipitación, evapotranspiración potencial y evapotranspiración real, para las dos estaciones que venimos considerando. Para la estación de Vélez Málaga, el mes de octubre comienza con un déficit estricto de agua, pero a partir de noviembre la precipitación supera a la ETP y la diferencia se emplea en completar la reserva de agua del suelo (100 mm), hecho que ocurre en diciembre donde ya comienzan a existir excedentes (escorrentía en las laderas e infiltración en el acuífero). A partir del mes de marzo se comienzan a consumir las reservas del suelo que finalmente se agotan en junio; en este periodo lógicamente ya no existen excedentes. Por último, solapado con el proceso anterior, entre mayo y mediados de octubre existe un déficit estricto de agua y, en especial, entre junio y octubre las escasas precipitaciones se invierten en su totalidad en evapotranspiración real.

En cuanto a la estación de Torre del Mar (figura 3-27), el ciclo comienza en octubre con una precipitación ligeramente superior a la ETP, por lo que el valor de esta última coincide con el de la ETR. Esta situación se mantiene hasta enero, periodo en el que la diferencia positiva entre precipitación y ETP se invierte en aumentar la reserva de agua del suelo (100 mm) sin llegar a completarla, por lo que en ningún momento existen excedentes. A partir de enero y hasta abril la evapotranspiración real se nutre de la reserva de agua en el suelo. Por otro lado, tras agotarse la reserva en marzo, se produce un déficit estricto de agua que se mantiene hasta el finalizar el ciclo.

Los balances hídricos tabulados de las estaciones de Vélez Málaga y Torre del Mar, realizados con datos de elaboración propia y procedentes de las fuentes ya citadas, están incluidos en los Anexos de esta Memoria.

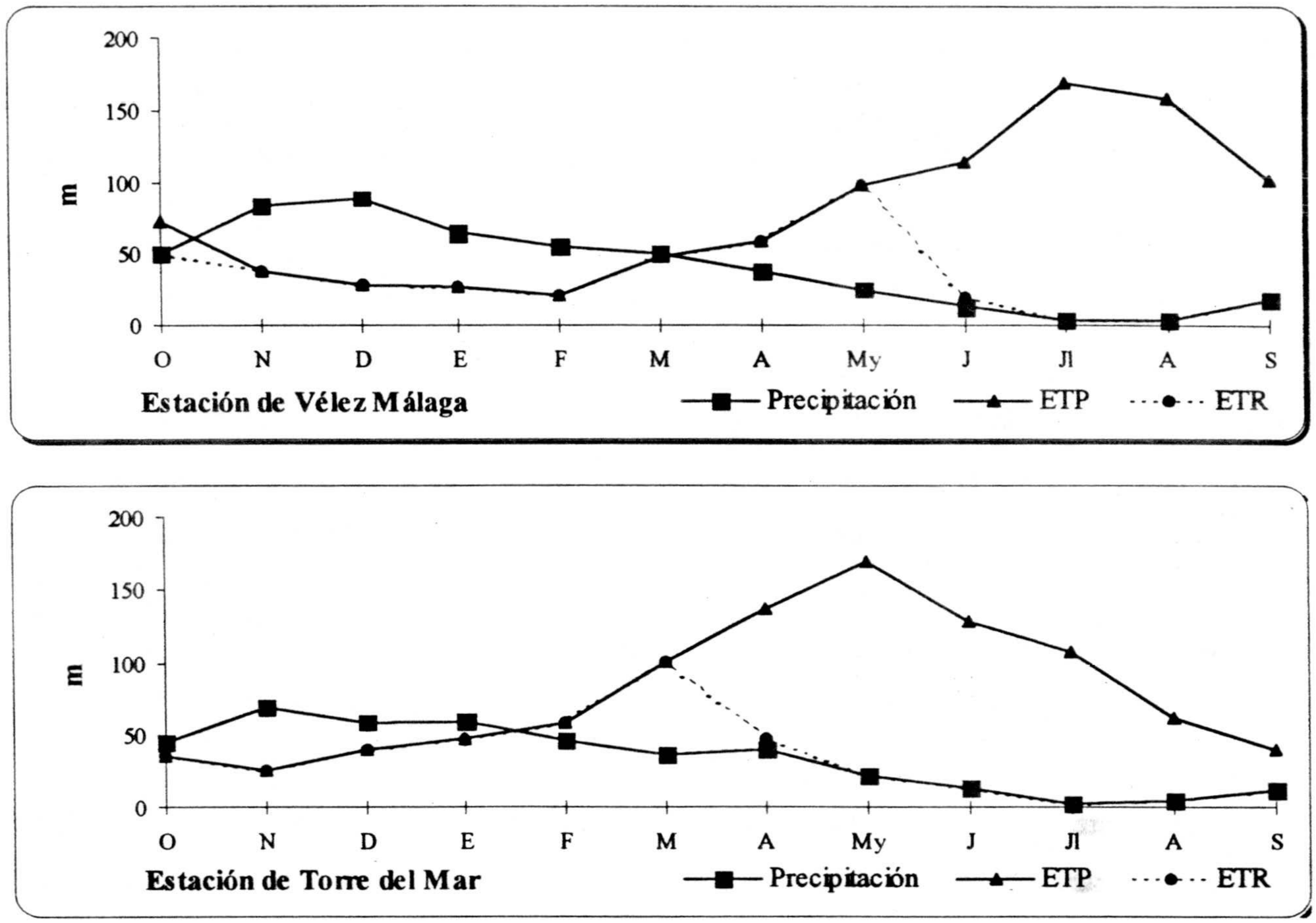


Figura 3-27. Representación gráfica del balance hídrico de un suelo en condiciones climáticas medias, para las estaciones de Vélez Málaga y Torre del Mar.

3.5.3. Valores de la ETP, ETR y lluvia útil en los años de desarrollo de la investigación

Las estimaciones de ETP, ETR y lluvia útil presentadas en el epígrafe precedente han sido obtenidas a partir de las medias mensuales de precipitaciones y temperaturas de la serie cronológica más larga disponible en cada caso. Sin embargo, parece oportuno realizar también dichos cálculos con los datos de precipitaciones y temperaturas correspondientes a los años durante los que se ha realizado esta investigación, con objeto de confrontar los resultados con las medidas experimentales realizadas en ese periodo de otras variables involucradas en el balance hídrico.

Se conoce que, sobre todo en climas áridos y semiáridos, los resultados dependen del periodo de tiempo utilizado, de modo que el análisis de periodos más largos conduce a resultados más bajos de la lluvia útil. Lerner (1990) recomienda, además, que los datos de entrada sean diarios para zonas húmedas e, incluso, horarias para las zonas áridas y semiáridas. En un intento de aproximarse a la situaciones hidrológicas extremas acaecidas en los últimos años (1993/94, 1994/95 y 1995/96), en los que se ha realizado la investigación, se ha efectuado el cálculo de la ETP, ETR y lluvia útil con mayor precisión, esto es, a nivel mensual y diario.

En primer lugar, los cálculos a nivel mensual se han obtenido por el método de balance del suelo tradicional. Sin embargo, para obtener la ETP, ETR y lluvia útil a nivel diario se han tenido que utilizar dos programas informáticos, en lenguaje QBASIC, desarrollados por Olías (1995). El primero de ellos proporciona la evapotranspiración potencial diaria a partir de los datos diarios de temperaturas y el segundo facilita la evapotranspiración real y la lluvia útil diaria para la capacidad de campo elegida.

La ETP que se obtiene es muy parecida para los tres años considerados: 930, 935 y 922 mm, para los años hidrológicos 1993/94, 1994/95 y 1995/96, respectivamente. Los balances hídricos del suelo tabulados a nivel mensual, están incluidos en el capítulo de Anexos de esta Memoria.

Los resultados que se obtienen para los otros parámetros (ETR y lluvia útil) muestran las diferencias notables en el valor de la ETR según si el cálculo se ha efectuado a nivel mensual o diario (tabla 3-14). Tales diferencias son tanto más acusadas, en el año 95/96, cuanto menor es el valor de la capacidad de campo utilizada y, en general, los totales anuales de ETR, calculada a nivel diario, son menores que los calculados a nivel mensual. Por otro lado, la lluvia útil se comporta de manera contraria. Al aumentar la capacidad de campo, la lluvia útil es menor. Como era de esperar, el cálculo para un periodo más largo (meses) arroja cifras más bajas de lluvia útil.

		ETR								
		Cap. campo 50 mm			Cap. campo 75 mm			Cap. campo 100 mm		
A/O	Pp. anual	Diario	Mensual	Dif.	Diario	Mensual	Dif.	Diario	Mensual	Dif.
1993/94	413	264	311	17.8%	289	336	16.3%	308	361	17.2%
1994/95	202	202	202	0.0%	202	202	0.0%	202	202	0.0%
1995/96	730	315	439	39.4%	365	464	27.1%	397	495	24.7%

		Lluvia útil								
		Cap. campo 50 mm			Cap. campo 75 mm			Cap. campo 100 mm		
A/O	Pp. anual	Diario	Mensual	Dif.	Diario	Mensual	Dif.	Diario	Mensual	Dif.
1993/94	413	139	102	26.6%	89	77	13.5%	45	52	15.6%
1994/95	202	0	0	-----	0	0	-----	0	0	-----
1995/96	730	355	291	18.0%	280	266	5.0%	223	235	5.4%

Tabla 3-14. *Diferencias entre el balance hídrico del suelo a nivel diario y mensual, para distintas capacidades de campo. Estación de Vélez Málaga. Valores en mm.*

Utilizando valores medios de precipitación y temperatura (véase el epígrafe anterior), se obtuvo que la lluvia útil para la estación de Vélez Málaga suponía el 16.1% de la precipitación total anual. Los resultados en los años ahora considerados serían, para una capacidad de campo de 100 mm, del 10.9% en el año hidrológico 1993/94, si el cálculo es diario (45 mm de lluvia útil de un total precipitado de 413 mm, en tabla 3-14), y del 12.6% si es mensual. En el año 1994/95 no se genera lluvia útil. Finalmente, las mayores diferencias se encuentran en el último año considerado (1995/96), en el que la lluvia útil supone el 30.5% de la precipitación anual en el cálculo diario (223 mm de lluvia útil, de 730 mm de precipitación anual, y capacidad de campo 100 mm) y del 32.2% si se hace mensual (235 mm de lluvia útil de 730 mm de precipitación anual, y capacidad de campo 100 mm). Para establecer el balance hídrico del acuífero (ver apartado 3.7), se considerarán los resultados del análisis diario, dada su mayor fiabilidad frente al cálculo mensual; dichos resultados se tomarán para una capacidad de campo de 100 mm habida cuenta de la importante fracción arcillosa de los de la mayor parte de los suelos de la vega de Vélez. En la figura 3-28 se puede apreciar la evolución temporal a nivel diario, en los años considerados, de todas las variables implicadas en este estudio. Se han representado las temperaturas máximas y mínimas diarias para dar idea de la estabilidad de la serie y de la amplitud térmica; obviamente, en los cálculos anteriores se ha utilizado la media de ambos valores.

Para conocer las diferencias entre la ETR calculada con método de balance del suelo a partir de datos previos de $ETP_{Thornthwaite}$, se han realizado los cálculos oportunos con las fórmulas de Turc y Coutagne (tabla 3-15). Los valores obtenidos a partir del método de Thorntwaite son menores y las diferencias se acentúan en los años con mayores precipitaciones.

		A/O 93/94	A/O 94/95	A/O 95/96
E. Vélez Mal.	$ETR_{Thornthwaite}$	361	202	495
	ETR_{Turc}	378	205	544
	$ETR_{Coutagne}$	361	No válido	571

Tabla 3-15. *Valores de la ETR (en mm) calculados por distintos métodos a nivel mensual para los años hidrológicos que se indican (cap. campo 100 mm para la $ETR_{Thornthwaite}$). Estación de Vélez Málaga.*

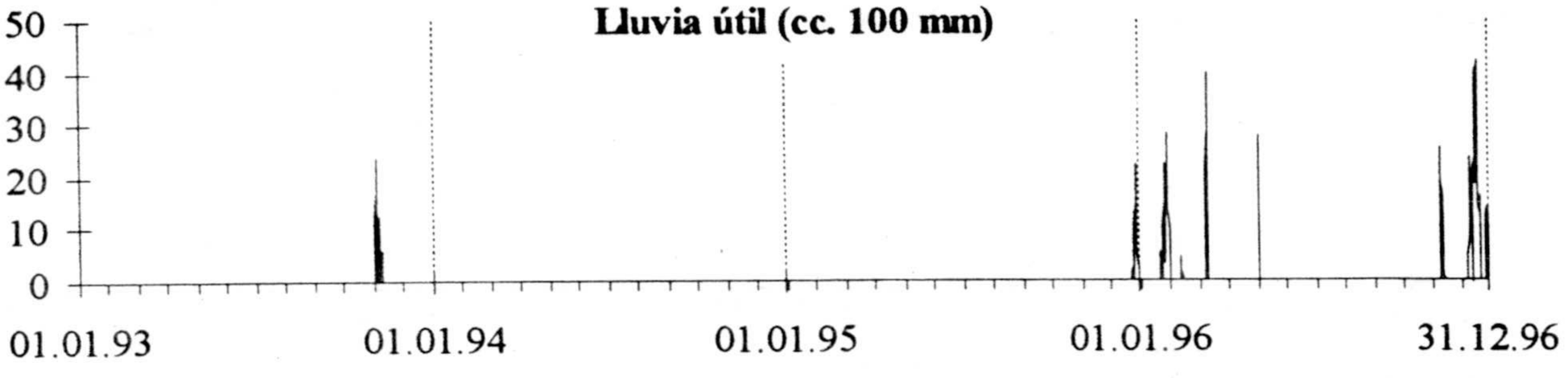
Finalmente, se ha procedido a la caracterización pluviométrica de los años hidrológicos 1993/94, 1994/95 y 1995/96, en las estaciones más próximas al acuífero. En la tabla 3-16a se muestran los intervalos establecidos por Senciales (op. cit.) y en la tabla 3-16b se realiza la caracterización en función de las precipitaciones registradas. La estación de Benamargosa es la que registra mayores valores de precipitación, probablemente a causa de experimentar una mayor influencia continental. Entre las tres estaciones consideradas se encuentra Benamocarra, en donde la precipitación es, igualmente, intermedia; la influencia marítima se deja sentir en los menores valores de la precipitación. Finalmente, la estación de Vélez Málaga es la que se sitúa más al sur y sus características reflejan el clima costero. El año hidrológico 1993/94 fue normal en Benamargosa y seco en las otras dos estaciones. Los años hidrológicos 1994/95 y 1995/96 reflejan, como ya se ha venido comentando, situaciones hidrológicas extremas y opuestas; el primero de los dos fue muy seco y el segundo muy húmedo.

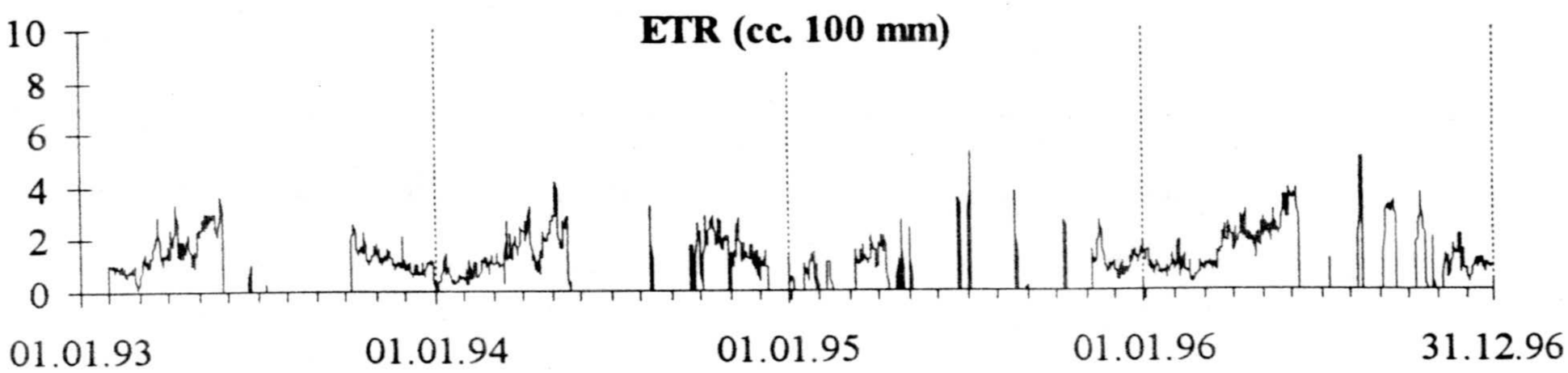
Estaciones	Años muy secos	Año secos	Año normal	Año húmedo	Año muy húmedo
Benamargosa	<309.3	309.3-466.9	466.9-624.5	624.5-782.1	>782.1
Benamocarra	<295.6	295.6-461.2	461.2-626.7	626.7-792.2	>792.2
Vélez Málaga	<280.0	280.0-424.0	424.0-567.9	567.9-711.9	>711.9

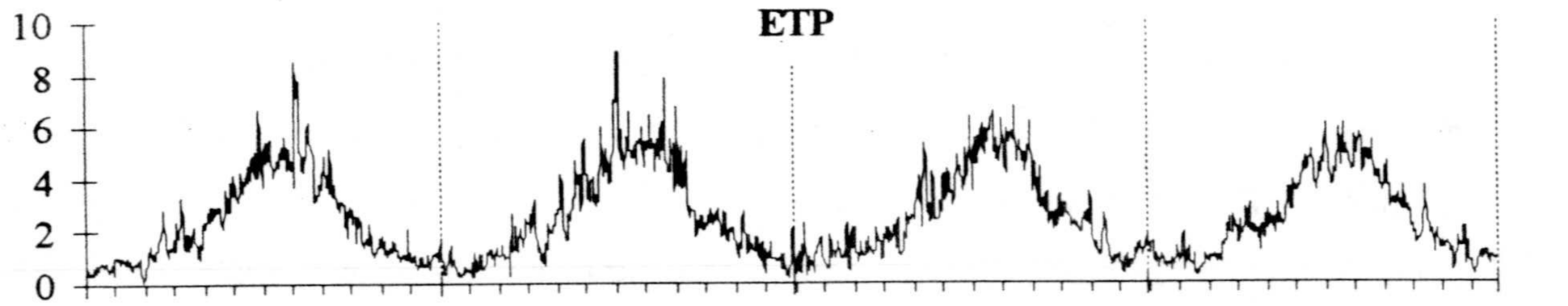
Tabla 3-16a. *Intervalos de tipos de años según la precipitación registrada en algunas estaciones próximas al acuífero (modificado de Senciales, 1995). Cifras en mm/año.*

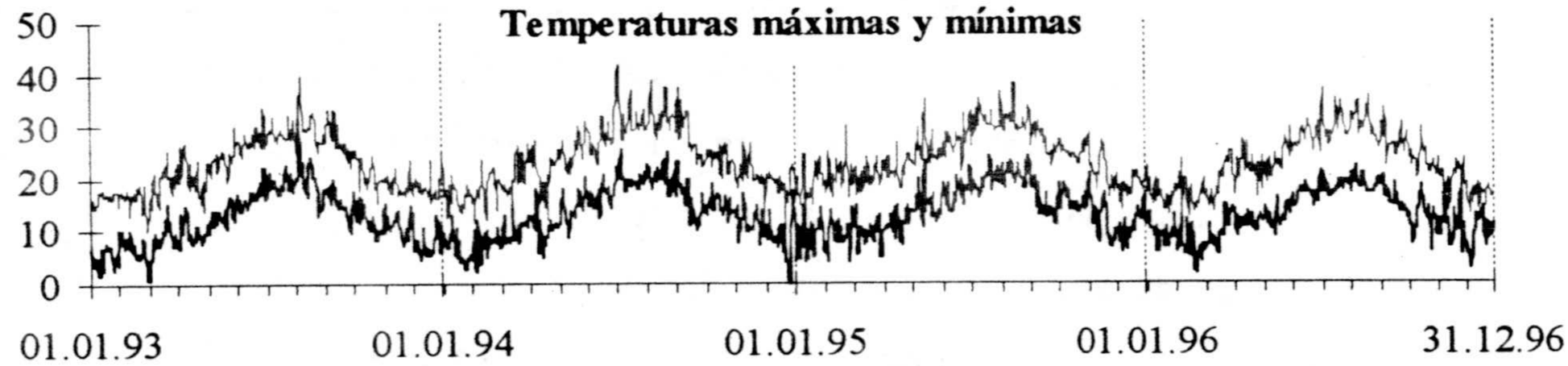
		Año hidrológico 1993/94		Año hidrológico 1994/95		Año hidrológico 1995/96	
Estación	Pp media	Precipitación	Tipo de año	Precipitación	Tipo de año	Precipitación	Tipo de año
Benamargosa	546.3	601.4	Normal	262.4	Muy seco	1137.0	Muy húmedo
Benamocarra	538.1	419.0	Seco	184.5	Muy seco	847.0	Muy húmedo
Vélez Málaga	492.7	413.0	Seco	201.9	Muy seco	730.3	Muy húmedo

Tabla 3-16b. Caracterización de los años hidrológicos 1993/94, 1994/95 y 1995/96 a partir de las cifras de la tabla 3-16a.









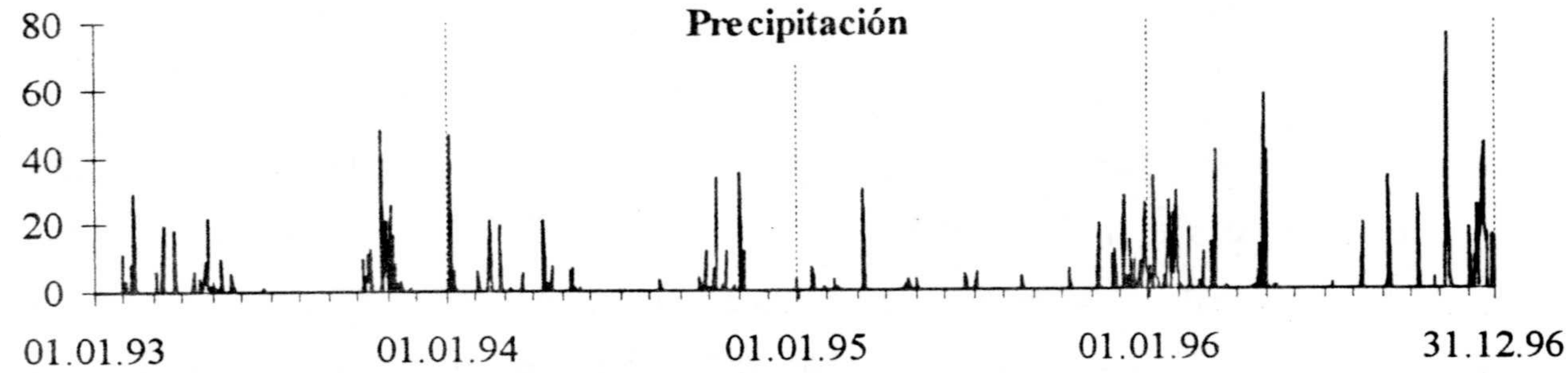


Figura 3-28. *Precipitaciones, temperaturas, evapotranspiración potencial y real, y lluvia útil diaria desde enero de 1993 a diciembre de 1996. Estación de Vélez Málaga.*

3.6. RECURSOS DEL EMBALSE DE LA VIÑUELA Y DE LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RÍO VÉLEZ.

Antes de proceder a la estimación de los componentes involucrados en el balance hídrico del acuífero es necesario explicar algunos aspectos sobre la regulación hídrica de la cuenca del río Vélez y los recursos del embalse de la Viñuela.

El *embalse de la Viñuela*, con 173 hm^3 de capacidad, está construido en el cauce del río Guaro y su cerrada coincide prácticamente con una antigua estación de aforo, la E-14; aguas arriba de ésta, existe otra estación de aforo, la E-13, que controla las aportaciones de la cuenca alta de un importante afluente del río Guaro: el río Sabar.

El *sistema del embalse de la Viñuela* incluye, además de la obra mencionada, las presas de derivación de los ríos Solano, La Cueva, Seco, Alcaucín (o Salia), Bermuza, Almanchares, Granados y Rubite. Tales presas se utilizan para trasvasar el agua al embalse de la Viñuela, que debe recibir, de ese modo, sólo en condiciones de avenida (caudales superiores a 500 l/s), las aportaciones sobrantes de los ríos regulados. Sin embargo, precisamente las avenidas, pueden ser las causantes del aterramiento de estas pequeñas presas de tal manera que finalmente se acaba trasvasando el caudal total; en otros casos los caudales de avenida podrían incluso superar el muro de la construcción. La carga de fondo (material sólido grosero arrastrado por el río) siempre quedará retenida. Las importantes precipitaciones de los años 1995/96 y 1996/97 han producido, además, la obstrucción parcial de la entrada a los túneles de trasvase y por ello se han evidenciado fuertes aportaciones de agua al acuífero (diciembre de 1995 y enero de 1996 y, especialmente, diciembre de 1996 y enero de 1997).

Los transvases se han construido ligeramente aguas arriba de las estaciones de aforo E-14 (actualmente presa), E-15, E-16, E-17, E-18 y E-47 (tabla 3-17 y figura 3-29). Los datos históricos de tales estaciones han sido fundamentales para conocer los recursos del embalse de la Viñuela. La superficie controlada es de 440 km^2 (72 %) de los 610 km^2 totales de la cuenca hidrográfica del río Vélez; a partir de la entrada en funcionamiento de los trasvases, la utilidad de estas estaciones se limita al registro de los caudales no trasvasados y los de la lluvia útil que se genere en la reducida superficie situada entre los trasvases y las estaciones de aforos (7% de la cuenca). La tabla 3-17 muestra la situación, altitud y superficies de cuenca regulada por

cada estación de aforo. En la figura 3-29 se puede observar la ubicación de éstas en relación con los lugares de trasvase así como la superficie de cuenca regulada.

Con lo dicho anteriormente, podemos hacer la siguiente distribución de los 610 km^2 que comprende la cuenca hidrográfica del río Vélez:

- Subcuenca del río Benamargosa hasta el Salto del Negro: 182 km^2
- Subcuenca hasta la confluencia de los ríos Vélez y Rubite: 258 km^2 controlados por las estaciones de aforo y 15 km^2 aguas abajo de aquéllas, hasta la confluencia mencionada. Ello supone una superficie total de 273 km^2.
- Acuífero: 18.8 km^2 (el acuífero en su totalidad ocupa 20.4 km^2 por lo que, en el sector deltaico, existen 1.62 km^2 situados fuera de la cuenca: obsérvese la figura 3-29).
- Resto (subcuencas menores de la cuenca baja del río Vélez): 136 km^2

Los coeficientes de derivación de cada uno de los ríos aforados en las estaciones E-15, E-16, E-17, E-18 y E-47 son del 91%, 99%, 97%, 92% y 97%, respectivamente (cifras del Plan de Riegos del Guaro citadas en el trabajo de CHSE, 1987). La suma de las aportaciones medias calculadas por Senciales (1995) para las estaciones anteriores, junto con las de la E-14 (tabla 3-17), asciende a 80 hm^3/año. Si se aplica a ese dato los coeficientes de derivación mencionados, los recursos anuales medios del sistema del embalse de la Viñuela resultan ser de 78 hm^3/año (61 hm^3/año si se considera la mediana); obviamente este es el caso de transvasar la totalidad de las aportaciones.

Est.	Río	Situación	Altitud (m S.N.M)	Cuenca controlada	Aportación (hm^3/año). Media	Aportación (hm^3/año). Mediana	Años serie
E-13	Sabar	Alfarnatejo	810	39 km^2	5.77	4.81	27
E-14	Guaro	Cortijo del Monte	163	119 km^2	24.96	20.96	39
E-15	Salia	En la Viñuela	150	67 km^2	10.35	7.79	44
E-16	Bermuza	Los González	280	13 km^2	6.62	6.04	44
E-17	Almanchares	Pasada de Granadillos	160	12 km^2	2.67	2.34	42
E-18	Rubite	Hoya del Bujo	180	47 km^2	7.30	6.62	42
E-47	Benamargosa	Salto del Negro	130	182 km^2	28.38	19.66	28

Tabla 3-17. *Estaciones de aforos de la cuenca hidrográfica del río Vélez. Cifras de aportaciones calculadas por Senciales (1995) hasta el año 1993.*

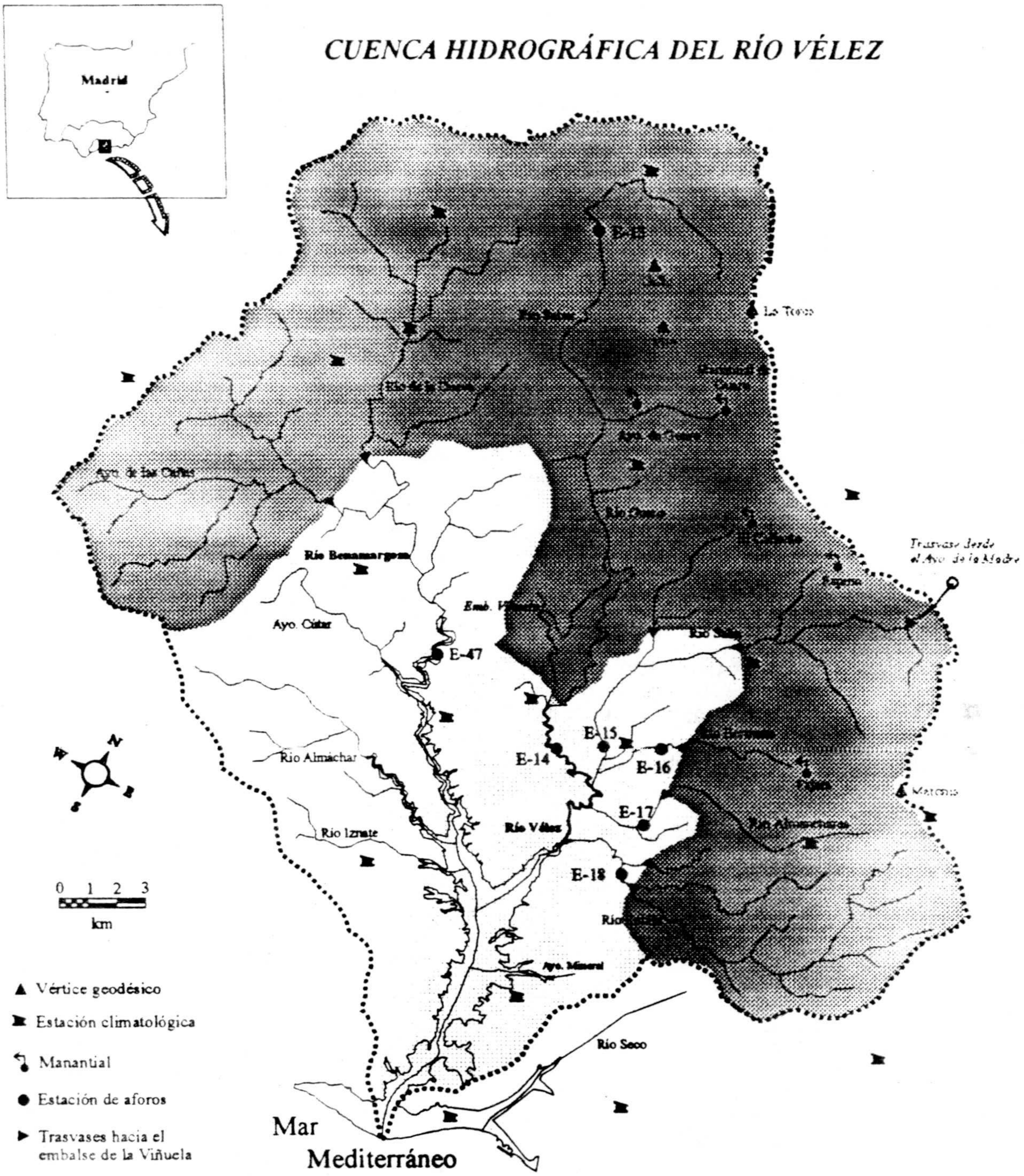


Figura 3-29. *Situación de las estaciones climatológicas, estaciones de aforo y regulación hidrológica en la cuenca hidrográfica del río Vélez (en color marrón se indica la cuenca regulada y en amarillo la no regulada).*

Los cálculos sobre las aportaciones de los ríos realizados en el trabajo de CHSE (1987) difieren de los de Senciales (op. cit.), ya que la suma de la aportación media sería de 96 hm^3/año (tabla 3-18), si bien en el primer caso se realizan ajustes (Goodrich) y tests (Kolgmogoroff) de verificación. Los recursos del embalse de la Viñuela según el estudio de CHSE (op. cit.) son de 93 hm^3/año; no obstante, de nuevo no se tienen en cuenta que los caudales de los ríos inferiores a 500 l/s no deben ser trasvasados.

	Estación	Senciales (1995)	CHSE (1987)
Río Guaro	E-14	24.96	30.03
	E-15	10.35	12.68
	E-16	6.62	6.73
	E-17	2.67	3.47
Río Rubite	E-18	7.30	8.09
Río Benamargosa	E-47	28.38	35.00
SUMA		**80**	**96**
Recursos del embalse		**78**	**93**

Tabla 3-18. *Aportaciones medias (hm^3/año) en las principales estaciones de aforo de la cuenca del río Vélez y recursos del embalse de la Viñuela.*

Los recursos del embalse mencionados se podrán ver incrementados notablemente por las transferencias que se efectúen desde el arroyo de la Madre (fuera del área de la cuenca del río Vélez), desde el bombeo del manantial de Guaro o, incluso, desde los manantiales que drenan el acuífero de Sierra Tejeda-Almijara (figura 3-29).

En cuanto al acuífero de Vélez, a partir de la entrada en funcionamiento del sistema del embalse de la Viñuela, si este se realiza realmente transvasando sólo las aportaciones sobrantes de las avenidas, el régimen hidrológico del acuífero se verá tan modificado. Sin embargo, si se transvasa la totalidad de las aportaciones (véase los recursos del embalse citados con anterioridad), los principales recursos del acuífero provendrán de los eventuales desembalses que se efectúen y de la escorrentía superficial que se genere a partir de la lluvia útil sobre la porción de cuenca no regulada (35% de la superficie total), situada aguas abajo de la presa y derivaciones, cuyas aportaciones están canalizadas a través de ríos como el Cútar, Almáchar e Iznate, o arroyos como el del Mineral (figura 3-29).

La evaluación de los recursos hídricos de la totalidad de la cuenca presenta la dificultad de que sólo está controlado por las estaciones de aforo el 72% de la superficie de la cuenca. No obstante, en algunos trabajos previos se han efectuado evaluaciones de los recursos de la cuenca así como de los coeficientes de escorrentía superficial (CHSE, 1987, y Senciales, 1995).

En efecto, en el trabajo de CHSE (op. cit.) la aportación media en el periodo 1965-1980, correspondiente a la cuenca total, ha sido cifrada en 123.4 hm^3/año; el coeficiente de escorrentía superficial medio es del 26.3%, admitiendo una precipitación media en la cuenca de 769 mm/año.

En el Atlas Hidrogeológico de la Provincia de Málaga se estima que la aportación anual media a la cuenca (periodo 1945/76) es de 129 hm^3/año; la precipitación media considerada es de 739 mm/año y el coeficiente de escorrentía superficial del 29%.

A partir del buen ajuste lineal que se obtiene entre el caudal aforado en las estaciones y la superficie de las cuencas controladas, Senciales (op. cit.) calculó los caudales característicos y, en concreto, el caudal medio anual de cada una de las subcuencas identificadas; la subcuenca de noveno orden, Vélez, es decir la total, tiene una aportación superficial media de 103 hm^3/año (3.256 m^3/s). Para conocer el coeficiente de escorrentía superficial, este mismo autor tiene en cuenta, fundamentalmente, la intensidad de los aguaceros en 24 horas y el tipo de suelo. Los resultados obtenidos muestran que el coeficiente de escorrentía superficial que se genera tras una precipitación menor de 75 mm en 24 horas es muy bajo (inferior al 10%). Sobre suelos húmedos y con aguaceros de 75 mm, se obtienen, para las distintas subcuencas, coeficientes de escorrentía que están comprendidos entre el 12% y el 52%. El porcentaje de escorrentía medio, ante eventos de torrenciales de 75 mm en 24 horas, se sitúa en torno al 30% a lo largo de casi toda la cuenca. Según este autor, al estudiar la relación entre el caudal aforado en las estaciones y el que se generaría a partir de la lluvia útil, se observa que el primero es mayor; ello se debe a la alimentación subterránea de origen kárstico en los nacimientos de algunos ríos.

Finalmente, antes de proceder a la elaboración del balance hídrico del acuífero de Vélez, es interesante reseñar sucintamente los principales aspectos relativos al funcionamiento

del embalse de la Viñuela en los últimos años y al uso de las aguas de éste para riego y abastecimiento:

- El embalse de la Viñuela entró en funcionamiento en el año 1989; el año hidrológico 1989/90, caracterizado por intensas precipitaciones, permitió que se embalsasen unos 50 hm^3 de agua.
- Desde diciembre de 1990 hasta julio de 1995 se realizaron desembalses controlados al cauce del río Vélez para permitir la recarga del acuífero; durante este periodo se ejecutaron los trasvases y los canales del riego y abastecimiento.
- En agosto de 1994 entró en funcionamiento el canal de abastecimiento. A partir de esta fecha, los núcleos de población que se abastecían de las aguas subterráneas (Almáchar, Cútar, Iznate, Benamargosa, Benamocarra y Vélez Málaga, incluyendo este último los anejos de Triana, Trapiche, Torre del Mar, Caleta de Vélez, Lagos, Almayate, Benajarafe, Cajiz y Chilches) comienzan a abastecerse del embalse de forma discontinua.
- Año hidrológico 1994/95: En julio de 1995 se iniciaron los desembalses por medio de las conducciones de riego, algunas de ellas realizadas de forma provisional. Debido a la pertinaz sequía, las aguas del embalse se reservan para el abastecimiento; una pequeña parte de ellas fue conducida a la ciudad de Málaga durante el verano de 1995. Los reducidos desembalses para riego que se efectuaron en agosto y septiembre del mismo año tuvieron el carácter de "emergencia" para la supervivencia de los cultivos.
- Año hidrológico 1995/96: En octubre y noviembre de 1995, y julio, agosto y septiembre de 1996, el embalse de la Viñuela aportó agua a través de las conducciones de riego. En el resto de los meses, dadas las importantes aportaciones pluviométricas de diciembre de 1995, y enero y febrero de 1996, los niveles piezométricos se recuperaron de modo que se bombearon aguas subterráneas para el riego; algunas localidades volvieron a abastecerse de las aguas subterráneas.
- Año hidrológico 96/97 (datos hasta abril de 1997): En octubre y noviembre de 1996, y en marzo y abril de 1997 se utilizaron los canales de riego y abastecimiento desde el embalse. En diciembre de 1996 y enero de 1997 se pusieron en marcha las captaciones de abastecimiento; en estos dos meses las captaciones para riego se utilizaron muy poco debido a las fuertes precipitaciones.

• 3.7. BALANCE HÍDRICO DEL ACUÍFERO

La evaluación precisa de la recarga de un acuífero encierra numerosas dificultades debido a su variabilidad, a los problemas inherentes a la determinación experimental de muchas de las variables involucradas y a las múltiples influencias derivadas de las diversas actuaciones que se efectúan en un territorio. En este apartado se enumeran todos los componentes del balance hídrico del acuífero de Vélez y se presentan los valores obtenidos para cada uno de ellos en los años hidrológicos considerados, mencionando expresamente el grado de incertidumbre de los métodos utilizados en dicha evaluación.

Si importantes son en cualquier acuífero los aspectos relativos a una evaluación global de las aguas subterráneas (recursos y reservas), en el caso del acuífero de Vélez los son más, si cabe, habida cuenta que el adecuado aprovechamiento de las aguas subterráneas de este sistema constituye una pieza clave para lograr una planificación óptima de la gestión de los recursos de la cuenca junto con el embalse de la Viñuela. En este sentido, con el presente trabajo se pretende aportar datos que han de ayudar en la política hidrológica de la comarca, concebida ésta como uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas, del embalse y del acuífero.

Los balances hídricos del acuífero de Vélez realizados hasta la fecha de redacción de la presente Memoria corresponden a los trabajos de CHSE (1987 y 1997). En estos estudios se realizan sendos balances por sectores del acuífero, para lo cual se distinguen 12 zonas del mismo (tabla 3-19 y figura 3-30); los límites de cada zona vienen definidos por los bordes del acuífero y las secciones de la red foronómica establecida al efecto dentro del propio proyecto, para el control de las entradas superficiales. En cada una de las zonas se estimaron, con periodicidad mensual, todos los componentes del balance hídrico; sin embargo, en el caso de las entradas superficiales es muy probable que se haya introducido una notable imprecisión por cuanto se asume que los caudales del río aforados en las distintas secciones, un determinado día del mes, son lo suficientemente representativos como para considerarlos media mensual; en el caso del río Vélez, de alimentación marcadamente pluvial, existen grandes variaciones diarias de caudal.

ZONAS DEFINIDAS	Correspondencia	Sector	Area asignada (km^2)
Zona 1	Sección B1 a B1 bis (Benamargosa)	Valle del río Benamargosa	1.2
Zona 2	B1 bis a B4 (Benamargosa)	Valle del río Benamargosa	1.1
Zona 3	B3 a B4 (Benamargosa)	Valle del río Benamargosa	0.3
Zona 4	Sección de aforo B4 a sección de aforo B2	Valle del río Benamargosa	2.2
Zona 5	Sección de aforo V1 a V2	Valle del río Vélez	0.2
Zona 6	Sección de aforo V2 a V3	Valle del río Vélez	2.1
Zona 7	Sección de aforo V3 a V4	Valle del río Vélez	0.8
Zona 8	Sección de aforo V4 a V5	Río Vélez	3.0
Zona 9	Sección de aforo V5 a V6	Río Vélez	2.6
Zona 10	Sección de aforo V6 a V7	Río Vélez	1.2
Zona 11	Sección de aforo V7 a V8	Río Vélez	0.6
Zona 12	Sección de aforo V8 a V9	Delta del río Vélez	2.2
		TOTAL	**17.5**

***Tabla 3-19**. Zonas identificadas en el acuífero del río Vélez por CHSE (1987).*

En la presente investigación se ha procedido a establecer el balance del acuífero para los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95. El estudio se ha realizado a escala del conjunto del acuífero y con carácter anual, es decir, no se han analizado separadamente distintas zonas del mismo y se consideran cifras anuales porque se carece de datos mensuales fiables de algunos componentes del balance. No obstante, la situación hidrológica excepcional de los años referidos permitiría una buena aproximación, dado que la mayor parte del periodo de estudio no circuló agua por el río y las derivaciones de las acequias fueron ocasionales.

A continuación se irán exponiendo los distintos elementos que intervienen en el balance del acuífero para los cuales se ha contado con varias fuentes de datos que se detallan oportunamente en cada apartado. Los cálculos se han efectuado para los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95, dado que este ha sido el periodo en el que se ha desarrollado la fase de campo de la presente investigación, si bien, se reproducen también las cifras correspondientes al año hidrológico 1985/86 y a los años 1995/96 y 1996/97 tal como figuran en los trabajos de CHSE (1987) y CHSE (1997).

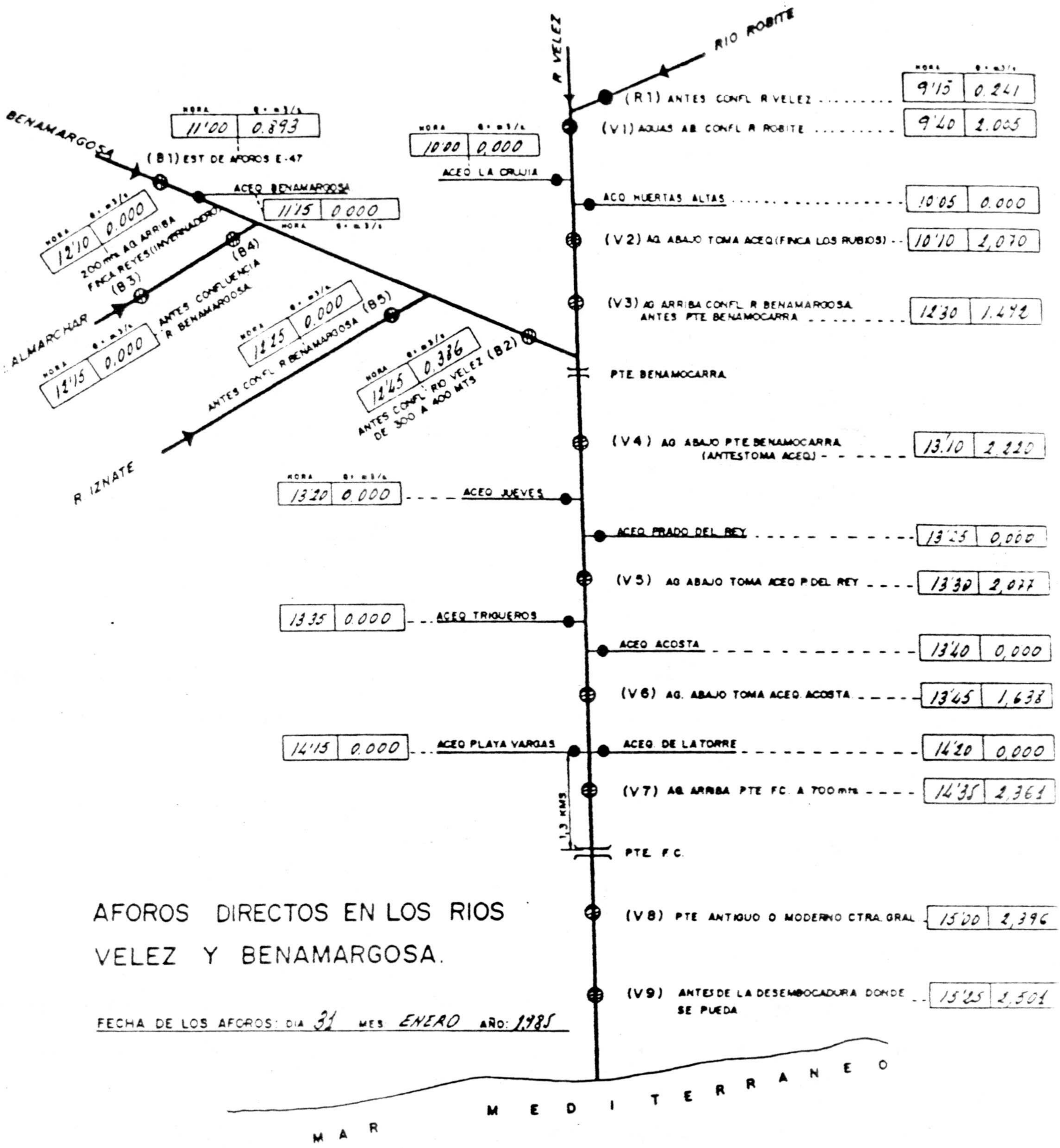


Figura 3-30. *Esquema de la red foronómica de enero de 1985 establecida para el estudio de CHSE (1987). Leyenda: Las cifras de las casillas indican la hora a la que se comenzó el aforo y el caudal en m^3/s.*

3.7.1. Entradas superficiales por los ríos Vélez, Benamargosa y Rubite

La ubicación de las estaciones de aforo en relación con el acuífero de Vélez (figura 3-29) permite conocer con cierto detalle las aportaciones superficiales al acuífero; una vez construido el sistema del embalse de la Viñuela, hay que añadir a dichas cifras, las correspondientes a los desembalses. En el sector de estudio, una parte las aguas superficiales se infiltrará a lo largo del cauce de los ríos y recargará de esta manera el acuífero, otra parte será derivada por las acequias para el riego de los cultivos y una última parte será vertida al mar.

En la tabla 3-20 se muestran las cifras relativas a las aportaciones superficiales, de las que se indica a continuación el método de evaluación:

- Por el río Vélez, antes de la confluencia con el río Rubite, las entradas superficiales corresponden a la suma de las aportaciones de los ríos en las estaciones E-15, E-16 y E-17 junto con los desembalses.
- Las entradas a través del río Rubite se obtienen a partir de los datos de la estación N° 18 (Hoya del Bujo).
- El borde noroccidental del acuífero coincide aproximadamente con la estación de aforos N° 47 (Salto del Negro, Río Benamargosa), por lo que sus datos representan las aportaciones superficiales al acuífero a través de dicho río.

AÑOS HIDROLOGICOS CONSIDERADOS		84/85	93/94	94/95	95/96	96/97
Entradas superficiales (hm^3/año)	Río Vélez	28.00	6.96	0.76	7.11	8.88
	Río Rubite		2.06	0.17	4.17	27.12
	Río Benamargosa		9.61	0.00	17.37	26.26
	Desembalses	-----	8.22	3.13	0.00	100

Tabla 3-20. *Entradas superficiales por los ríos Vélez, Rubite y Benamargosa.(año 96/97 sólo hasta abril).*

Los desembalses se realizan con objeto de recargar el acuífero del río Vélez, para aliviar el volumen embalsado excedentario en determinadas épocas o bien por que se produce

la apertura "rutinaria" de compuertas para verificar su correcto funcionamiento; esta última operación, dada su corta duración, apenas supone aporte de agua al acuífero. Tras la finalización de la presa de la Viñuela, en 1989, los desembalses al cauce han constituido casi la única recarga del acuífero hasta el año 1995; como se puede observar en la tabla 3-20, estos han supuesto una importante aportación de agua al acuífero en los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95 que sin embargo ha sido nula durante el año hidrológico 1995/96. En el año hidrológico siguiente, las fuertes precipitaciones de diciembre de 1996 y enero de 1997 llevaron a la decisión de la apertura de compuertas debido al gran volumen de agua embalsado y como medida de precaución frente a nuevas precipitaciones intensas; al encontrarse en esa época muy altos los niveles piezométricos, los volúmenes de agua desalojados, más de 100 hm^3, fueron a parar al mar casi en su totalidad, sin producir apenas una recarga del acuífero.

3.7.2. Entradas superficiales por las subcuencas laterales

Aguas abajo de los puntos de transvase y de las subcuencas controladas por las estaciones de aforo, existe una porción de la cuenca del río Vélez, de 136 km^2 de superficie, no regulada, cuyas aguas van a parar al acuífero del río Vélez. Las entradas por este concepto se han evaluado a partir de los cálculos de lluvia útil diaria efectuados en el apartado 3.5 (Climatología). La mayor parte de estas entradas están canalizadas por los ríos Cútar, Almáchar e Iznate y los arroyos del Mineral y Salinas.

Para los años considerados (1993/94 y 1994/95), las entradas laterales al acuífero procedentes de la lluvia útil que se genera en la porción de cuenca no regulada fueron muy reducidas; el único mes donde se ha generado lluvia útil ha sido noviembre de 1993, con 45 l/m^2 de un total de 72 l/m^2 de precipitación, registrados en la estación meteorológica de Vélez en dicho mes. En consecuencia, la aportación de las subcuencas laterales asciende a 6.13 hm^3 en el año 1993/94, concretamente en el mes referido, mientras que en el año hidrológico 1994/95 no se producen entradas de las subcuencas laterales.

3.7.3. Entradas subterráneas

Además de las entradas superficiales, existe una aportación de aguas subterráneas a través del material aluvial, aportación que puede ser estimada utilizando la ley de Darcy.

En el presente trabajo y en el de CHSE (1997) se han calculado las entradas subterráneas al borde norte del acuífero a través de los ríos Vélez, Rubite y Benamargosa. La permeabilidad se ha obtenido a partir de los datos de los ensayos de bombeo realizados en los años 1984 y 1985 (tabla 3-2). La sección ha sido definida teniendo en cuenta los cortes geológicos del acuífero y el nivel piezométrico en los puntos más cercanos a la sección. Por último, el gradiente hidráulico se ha obtenido a partir de la diferencia de nivel piezométrico entre dos puntos conocidos, próximos a la sección, situados en una misma línea de flujo.

Las cifras anuales de las entradas subterráneas (tabla 3-21) han sido obtenidas a partir de la suma de los resultados para cada mes de estudio, dado que las medidas de nivel piezométrico se han efectuado con esta periodicidad. En los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95, las entradas subterráneas por los aluviales de los ríos Vélez y Rubite son muy parecidas. Durante el año hidrológico 1994/95, las entradas subterráneas de agua por el río Benamargosa son prácticamente inexistentes.

AÑOS CONSIDERADOS	84/85	93/94	94/95	95/96	96/97
Sección en Río Vélez	-----	0.45	0.44	0.55	0.33
Sección en Río Rubite	-----	0.22	0.22	0.28	0.17
Sección en Río Benamargosa	-----	0.23	0.00	0.62	0.45

Tabla 3-21. Entradas subterráneas a través del material aluvial (hm^3/año)

3.7.4. Infiltración de la precipitación sobre el acuífero.

De igual manera que para el cálculo de las entradas laterales procedentes de las subcuencas menores que vierten sus aguas al acuífero, la infiltración de la lluvia útil sobre el acuífero ha sido considerada teniendo en cuenta los cálculos diarios de excedentes de agua realizados en el apartado de Climatología (balance de agua del suelo). Durante los años

hidrológicos 1993/94 y 1994/95, solamente en noviembre de 1993 las precipitaciones registradas dieron lugar a que se generase una lluvia útil de 45 mm; tal cifra supone una entrada al acuífero por infiltración de la precipitación de 0.8 hm^3 en el año 1993/94.

3.7.5. Evaluación de las entradas por retornos de riegos

La programación de un riego ha de tener en cuenta que las necesidades de agua del cultivo se pueden ver satisfechas por el agua de lluvia o por el agua retenida en el suelo tras riegos o lluvias previas; se procede a efectuar un riego cuando tales necesidades no están cubiertas o en caso de que se desee eliminar el exceso de sal que pudiese estar presente en el suelo. El agricultor, en base a su experiencia determina si procede o no regar.

La dotación de riego aplicada a un cultivo puede variar notablemente de un año a otro en función de las condiciones meteorológicas; la técnica de riego utilizada (riego por gravedad, aspersión o goteo) es otro de los factores que determinan el volumen de agua aportada en un riego. Los retornos de riegos están condicionados en consecuencia tanto por la dotación de agua aportada a cada cultivo como por la técnica de riego utilizada, si bien se debe considerar, además, la naturaleza y permeabilidad del suelo, la pendiente y los factores climáticos.

En el sector de estudio, la técnica de riego utilizada con mayor frecuencia es el goteo; dicho método es usado con exclusividad en 2119 ha de cultivos, ubicados, sobre todo, fuera del acuífero. La técnica de riego por gravedad (a manta) se usa de forma minoritaria en el sector. En la tabla 3-22 se indican las superficies de cultivos regados con las técnicas anteriores; se considera, además, lo que se denomina riego alternativo por ambas técnicas, que se refiere a parcelas donde, en función del cultivo, los propietarios utilizan goteo o riego superficial (en un año agrícola, es frecuente que el primer cultivo, la patata, se riegue a manta y el segundo, por ejemplo tomate, se riegue por goteo). En los cultivos del sector no se utiliza la técnica de riego por aspersión.

PARCELAS SOBRE EL ACUÍFERO (Zona de vega)		
Superficie total de riego dentro del acuífero		**1424 ha**
Técnica de riego	Riego sólo por goteo	381 ha (27%)
	Riego sólo a manta	33 ha (2%)
	Riego alternativo por ambas técnicas	1010 ha (71%)

PARCELAS FUERA DEL ACUÍFERO (Nuevos regadíos)		
Superficie total de riego fuera del acuífero		**2474 ha**
Técnica de riego	Riego sólo por goteo	1738 ha (70%)
	Riego sólo a manta	36 ha (1.5%)
	Riego alternativo por ambas técnicas	700 (28.5%)

Tabla 3-22. *Superficies de cultivos que utilizan las técnicas de riego por goteo y por gravedad.*

Durante el periodo de estudio, la procedencia de las aguas utilizadas para el riego se puede resumir de la manera siguiente:

- a) Aguas superficiales derivadas por las acequias: su procedencia puede ser de aguas que circulan en "régimen natural" por los ríos Vélez y Benamargosa o de los eventuales desembalses al cauce (ver epígrafe de entradas superficiales). Las especiales relaciones río-acuífero producen con frecuencia que las acequias situadas aguas abajo del "umbral" del sustrato puedan tomar aguas a pesar de que no se produzcan entradas superficiales "naturales" por la cabecera de los ríos; ello se debe a que el acuífero cede agua al río en este sector.
- b) Aguas procedentes de la presa de la Viñuela, salvo los desembalses al cauce considerados anteriormente. Se pueden distinguir a su vez:
  - b.1) Aguas introducidas directamente en las acequias a través del canal de riego desde el embalse.
  - b.2) Aguas procedentes del lavado de filtros de la Estación de Tratamiento de Aguas Potables (ETAP) del Trapiche. Estas aguas se utilizan para riego.
- c) Aguas residuales
- d) Aguas subterráneas extraídas por pozos y bombeos.

Cada una de las aguas de riego citadas genera un agua de retorno de calidad diferente, cuyo volumen se estima en los próximos epígrafes. En líneas generales, se puede distinguir entre el riego con aguas de las 10 acequias existentes en el sector (ver tabla 2-8 y la figura 2-4 en el capítulo 2) o bien con agua subterránea extraída del acuífero. En el primer caso, se utilizan mayores dotaciones de agua ya que buena parte del año ésta procede de las aguas superficiales que circulan por el río y el riego se hace a manta. En los riegos efectuados con aguas subterráneas las dotaciones aplicadas suelen ser menores, la técnica de riego suele ser el goteo y los cultivos beneficiados se ubican mayoritariamente fuera del acuífero. En la tabla 3-23 se resumen los retornos de riegos que se han evaluado.

a) Evaluación de los retornos de los riegos efectuados con aguas superficiales derivadas por las acequias.

El riego con las acequias, tradicionalmente, se efectúa con aguas superficiales puesto que, de seis a ocho meses al año, el río lleva agua. El volumen de aguas superficiales derivado por las acequias es considerado como una salida del sistema (epígrafe 3.7.7), del que una porción se infiltra hacia el acuífero.

En los estudios de CHSE (1987 y 1997), la evaluación del retorno de riegos parte del conocimiento del volumen mensual derivado por cada acequia, obtenido por los aforos realizados con periodicidad mensual (se acepta que el aforo realizado corresponde a la media mensual). Según estos trabajos, el retorno de riegos supone sólo el 5% de la cantidad derivada por las acequias.

Durante los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95, las derivaciones de aguas superficiales por las acequias han sido muy escasas. Para evaluar el volumen de agua derivado en este periodo se ha contado con la colaboración de los encargados de las distintas acequias y con información de los trabajos de CHSE (1987 y 1997). Los pasos seguidos son los siguientes:

- Los citados trabajos proporcionan los porcentajes de agua que se infiltran tras un riego por goteo (3%), un riego a manta (18%) o el caso mixto de parcelas que

utilicen alternativamente ambos métodos (11%). Estas cifras fueron obtenidas a partir de la consulta de expertos locales y por experiencias de campo.

- Se conoce el porcentaje de superficie de cultivos de la zona de vega tradicional que utilizan cada técnica de riego: 27%, 2% y 71% para las técnicas de riego por goteo, a manta y ambas, respectivamente (tabla 3-22).

- La mayor parte de las acequias suelen derivar agua de forma continua mientras exista circulación superficial en el río. Para la evaluación del retorno, se considera que sólo es utilizada para riego durante unas 12 horas al día; el resto del tiempo, durante la noche, las aguas retornan al río o se vierten al mar en el caso de las acequias de Almayate y Torre del Mar.

En el año hidrológico 1993/94, el caudal de aguas superficiales derivado por las acequias, incluidos los desembalses, ha sido de 3.56 hm^3/año, del que el 4%, es decir, 0.16 hm^3/año, se han infiltrado. En el año hidrológico 1994/95 no se han derivado aguas superficiales por las acequias y, por tanto, no se han producido retornos de riego.

b) Evaluación de los retornos de los riegos efectuados con aguas procedentes de la presa de la Viñuela (salvo desembalses al cauce)

- b.1) Evaluación de los retornos de riegos efectuados con aguas del embalse de la Viñuela, introducidas directamente en las acequias a través de los canales de riego.

En el caso del suministro de agua para riego desde el embalse de la Viñuela, siempre se ha seguido la política de no facilitar agua para riego mientras exista circulación superficial en el río suficiente para alimentar las acequias. Los reducidos riegos con aguas de este origen registrados durante los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95 apenas han producido retorno. En los años hidrológicos 1995/96 y 1996/97, el retorno se ha cifrado en 0.1 hm^3/año (CHSE, 1997).

- b.2) Evaluación de los retornos de riegos efectuados con aguas procedentes del lavado de filtros de la Estación de Tratamiento de Aguas Potables (ETAP) del Trapiche.

Desde agosto de 1994, el embalse de la Viñuela viene suministrando agua para abastecimiento, de forma discontinua, a las localidades del sector costero central de la comarca de la Axarquía y, en especial, a Vélez Málaga. El agua es conducida a través de su correspondiente canal, desde el embalse de la Viñuela hasta la Estación de Tratamiento situada en la localidad del Trapiche; posteriormente, el agua se introduce en la red de abastecimiento. Las operaciones de lavado de filtros efectuadas en la citada estación suponen aportación adicional al acuífero, puesto que estas aguas son frecuentemente utilizadas por los agricultores del sector bajo de la acequia de Huertas Altas (ver situación en figura 2-4 del capítulo 2) que, por tanto, a veces no ponen en funcionamiento sus captaciones. El retorno de riegos que se genera es muy escaso dado el poco volumen de agua aportado, si bien puede tener repercusión en la calidad de las aguas subterráneas; en concreto, se estima nulo en los años hidrológicos 1993/94, 1994/95 y 1995/96; en el año 1996/97 ha sido estimado en 0.02 hm^3/año (CHSE, 1997).

c) Evaluación del retorno de riegos efectuados con aguas residuales urbanas

La contaminación de las aguas subterráneas a partir de las aguas residuales es un problema ampliamente reconocido. Estas aguas normalmente se vierten a los cauces más próximos o bien, como es el caso, se utilizan directamente para el riego.

Entre las localidades cuyas aguas de saneamiento pueden afectar más inmediatamente al acuífero, tan sólo Benamocarra dispone de sistema de depuración, aunque se desconoce su eficacia. El municipio de Benamargosa y las entidades de población de Triana y Los Vados de Arenas vierten sus aguas directamente al cauce del río y parte de ellas son recogidas unos cientos de metros aguas abajo por los agricultores para destinarlas al riego. En la actualidad, el escaso volumen de efluentes generados en los casos citados no parece plantear problemas de contaminación en el acuífero, a la vista de los análisis efectuados en las zonas donde se efectúan los vertidos.

El municipio de Vélez Málaga, con una población de derecho de 53,071 habitantes (censo de 1996), dispone desde 1985 de un emisario submarino para el vertido de las aguas residuales a 1.5 km de la línea de costa. A pesar de ello, parte de los efluentes generados en la ciudad de Vélez, son utilizados por los agricultores para el riego de los cultivos del la mayor parte de la acequia del Jueves (ver figura 2-4, capítulo 2). En concreto, este volumen se estima en 1.6 hm^3/año, aunque si bien no se trata de un vertido continuo sino que tiene gran variabilidad a nivel diario y estacional. El porcentaje de retorno de riego asociado a estos vertidos se puede estimar en el 10%, dado que parte del riego se efectúa por gravedad y parte se realiza por goteo. En el capítulo de Hidroquímica se comentarán los aspectos relativos a la contaminación química y microbiológica de las aguas subterráneas que producen tales vertidos.

El núcleo urbano de Torre del Mar vierte la totalidad de sus aguas de saneamiento a través del emisario submarino.

Finalmente, la localidad de Almayate dispone de depuradora, pero, a tenor de diversas consultas realizadas, parece que su rendimiento está por debajo del que puede considerarse óptimo; los efluentes se vierten en la orilla del mar. Dado el reducido volumen emitido, éste no se ha considerado en el balance.

d) Evaluación de los retornos de riegos efectuados con aguas subterráneas.

Para el estudio de los retornos de riego, cuando éstos se han efectuado con aguas subterráneas extraídas del acuífero, se han de considerar las superficies de cultivos situadas dentro y fuera del acuífero, entre otras razones, por que el terreno no tiene la misma permeabilidad (el drenaje del riego es distinto) y las técnicas de riego son también diferentes.

El porcentaje de retorno de los riegos con aguas subterráneas obtenidos en los estudios de CHSE (1987 y 1997) son similares: alrededor del 3% del volumen anual de agua subterránea extraída para uso agrícola (ver epígrafe siguiente). En el presente trabajo se ha aplicado el mismo porcentaje a los años 1993/94 y 1994/95. En la tabla 3-23 se reflejan los resultados obtenidos.

En resumen, la suma de todos los retornos de riegos considerados no supone un volumen de entradas importantes al acuífero (tabla 3-23). Obviamente, los años con reducidas precipitaciones dan lugar a menores retornos de riegos procedentes de las captaciones de aguas subterráneas. En los años lluviosos se usan más las aguas superficiales. Con independencia de los factores meteorológicos, en los últimos años el retorno de riegos se cifra por encima de 1 hm^3/año.

AÑOS CONSIDERADOS	84/85	93/94	94/95	95/96	96/97
Retornos a partir de los riegos con aguas superficiales	-----	0.16	0.00	0.73	0.66
Retornos a partir de riegos con aguas introducidas directamente el las acequias desde el embalse de la Viñuela	-----	0.00	0.00	0.09	0.03
Retornos de los riegos efectuados con aguas de la ETAP del Trapiche	-----	0.00	0.00	0.00	0.02
Retorno de los riegos con aguas residuales	-----	0.16	0.16	0.16	0.10
Retorno a partir de los riegos dentro del acuífero con aguas de captaciones		0.71	0.71	0.36	0.12
Retorno a partir de los riegos efectuados fuera del acuífero con aguas de captaciones		0.22	0.22	0.11	0.04
TOTAL	3.20	1.25	1.09	1.45	0.97

Tabla 3-23. Entradas por retornos de riegos (cifras en hm^3/año). Cifras del año 1996/97 hasta abril.

3.7.6. Salidas debidas a la extracción por bombeos.

La medida y evaluación de las extracciones de aguas subterráneas en los acuíferos españoles es sin duda una de las asignaturas pendientes más importantes que tiene la Administración para cumplir la actual Ley de Aguas (LA 29/1985, de 2 de agosto). Se estima que en España existen más de medio millón de captaciones, la mayor parte de ellas destinadas al uso agrícola; lógicamente, el control continuo de las extracciones es inviable por el momento para los Organismos de Cuenca. Sin embargo, en los estudios hidrogeológicos de la Administración o de cualquier otro organismo público o privado, se suele incluir un capítulo en el que se evalúa la explotación por bombeo. Los métodos de tal evaluación, salvo en casos puntuales, son indirectos y raramente consideran todas las captaciones del acuífero investigado. La cifra final resultante suele ser meramente orientativa.

Para profundizar algo más en la cuestión, parece conveniente hacer algunas consideraciones sobre los métodos de evaluación de las extracciones de agua subterránea:

■ Métodos directos:

Según la LA, en casos como la declaración definitiva de acuífero sobreexplotado, el Organismo de cuenca podrá imponer, con carácter general, la instalación de aparatos de medida a la salida de las captaciones con objeto de controlar adecuadamente las extracciones de agua subterránea. Algunas Confederaciones, a la hora de resolver una concesión de aguas subterráneas, requieren la colocación de un contador volumétrico en la captación; sin embargo, en la actualidad, el porcentaje de captaciones que disponen de él es muy bajo.

En el acuífero del río Vélez, la evaluación de la extracción no se puede realizar por métodos directos, puesto que tan sólo 9, de los 428 aprovechamientos que se ponen habitualmente en funcionamiento, tienen instalado contador volumétrico (CHSE, 1997). Además de este hecho, hay que destacar que no existe norma sobre el modelo de contador a instalar; en el trabajo citado se constata que cada contador es de un fabricante distinto y algunos de fiabilidad dudosa.

■ Métodos indirectos:

Es frecuente efectuar encuestas a los propietarios de los aprovechamientos, aunque más usuales son los métodos basados en el balance hídrico. En estos últimos, el procedimiento común para el cálculo de la explotación se basa en asignar la parte restante de cierre del balance a la explotación por bombeo por lo que, sino se conocen con detalle el resto de componentes del balance, sobre todo los relacionados con la lluvia útil y los parámetros hidráulicos, tales métodos pueden proporcionar resultados de la extracción por bombeo muy alejados de la realidad. También hay que destacar que muchos balances hídricos han sido realizados para un determinado año hidrológico con datos de la extracción que corresponden a otro periodo, sin tener en cuenta que ésta puede ser muy variable en el tiempo, dado que la mayor parte del uso de las aguas subterráneas de los acuíferos españoles es el agrícola; en estos casos es obvio que el grado de explotación estará muy condicionado por las precipitaciones y su evolución temporal dependerá, además, del aumento o disminución de la

superficie de riego. El resto de los métodos tienen un uso minoritario y son la teledetección, las estadísticas de producción agraria y el estudio de consumos energéticos. Todos ellos normalmente se han aplicado en proyectos expresamente destinados al conocimiento de la explotación por bombeo de un acuífero. Entre ellos se encuentran los estudios efectuados por la Confederación Hidrográfica del Sur en el acuífero de Vélez.

⇒ En efecto, en los trabajos de CHSE (1987 y 1997) se han realizado sendos estudios de la explotación de las aguas subterráneas del acuífero de Vélez con procedimientos similares. Se parte del inventario de puntos de agua que identifica los aprovechamientos más importantes a controlar. Para las captaciones con motor eléctrico (83% del total censado en el acuífero de Vélez, según CHSE ,1997), se trata de establecer la relación entre la energía eléctrica consumida (kilowatio hora) y el volumen de agua extraído (m^3); esta relación es conocida como equivalencia (kwh/m^3) y se establece a partir del control del gasto del motor durante una hora (o porción) al mismo tiempo que se afora el caudal que arroja dicha captación. En el último trabajo citado se consideró interesante anotar el número de fabricante del contador eléctrico puesto que con él, la compañía suministradora de electricidad puede facilitar el consumo histórico. Durante todo el periodo de control se debe contar con la disponibilidad de los propietarios de las captaciones y a pesar de ello siempre se plantean dificultades como las que siguen:

- Hay que asegurarse que el gasto registrado en el contador corresponda únicamente a la captación, ya que es frecuente que se incluya el gasto de casas, naves agrícolas y maquinaría.

- Determinados contadores poseen lo que se denomina constante, cifra por la que hay que multiplicar la lectura para obtener el valor real. En muchos casos, la única forma de conocer este valor es a través de la factura de la compañía suministradora de electricidad (Sevillana de Electricidad, S.A., en nuestro sector de estudio).

- Los contadores pueden ser de tarifa única, doble o triple. Los últimos suelen corresponder a captaciones importantes y de uso nocturno. Hay que llevar el registro de todas ellas.

- Suele ser dificil aforar el caudal. En el caso de que el agua se eleve a un depósito y a partir de ahí se utilice, el aforo es más fácil y fiable. Sin embargo, a veces se vierte a un lugar donde es imposible medir, ni siquiera con micromolinete, e incluso se introduce directamente en la red de riego por goteo. En estos casos se pueden utilizar fórmulas empíricas que tienen en cuenta, entre otras, la potencia óptima del motor y el nivel del agua. Determinadas captaciones pueden, de forma alternativa, pueden elevar el agua a pie de pozo (vacie) o impulsar el agua a gran altura; según funcionen de uno u otro modo, el caudal varía notablemente.

- La equivalencia puede variar bastante de una fecha de medida a otra. El gasto del motor suele mantenerse constante, pero el caudal varía la época de aguas bajas a la de aguas altas.

En el caso de las captaciones con motor de combustión (normalmente de gasoil), la mejor manera de conocer la explotación por bombeo es partir del control periódico, mediante encuestaa, de las horas de bombeo, una vez aforado el caudal. El porcentaje de captaciones de este tipo en el acuífero de Vélez es del 18% (CHSE, 1997).

En ambos trabajos (CHSE, 1987 y 1997) se controlaron, con periodicidad bimestral, más de 400 captaciones en el acuífero de Vélez. El último proyecto mencionado (CHSE, 1997) señala las enormes dificultades encontradas en el campo para evaluar la extracción por bombeo: se encontraron casos extremos como los de captaciones (pozos abiertos) con hasta 8 motores, no todos eléctricos, cada uno con su contador; en otras captaciones existían varios motores de distinta potencia, lo que implica distintos caudales de bombeo y consumos energéticos, con un sólo contador que registraba el gasto.

En resumen (tabla 3-24), los estudios de CHSE (1987 y 1997) permiten conocer la extracción por bombeo durante los años hidrológicos 1984/85, 1995/96 y, parcialmente, durante el año 1996/97. Los datos de la explotación por bombeo del año hidrológico 1993/94 incluidos en la presente Memoria, se han estimado por métodos indirectos basados en el balance hídrico, aunque se han tenido muy en cuenta las superficies y dotaciones de riego

existentes en la actualidad; los resultados obtenidos muestran que la extracción de aguas subterráneas es muy parecida a la del año 1984/85, si bien, la explotación con fines agrícolas es ligeramente menor en el primero de los años hidrológicos mencionados, y, por el contrario, algo mayor el uso para abastecimiento. El inventario de puntos de agua efectuado en agosto de 1995 (ver apartado 3.3) permitió cifrar la explotación por bombeo, en el año hidrológico 1994/95, en 28 hm^3 (figura 3-31); en este caso, la explotación del acuífero para el abastecimiento se redujo considerablemente en comparación con el año hidrológico anterior, debido a la entrada en funcionamiento del canal de abastecimiento del embalse de la Viñuela (agosto de 1994).

AÑOS CONSIDERADOS	84/85	93/94	94/95	95/96	96/97
Uso agrícola	33.53	28.12	27.30	14.06	5.27
Abastecimiento y otros	5.87	11.34	0.56	3.78	0.43
TOTAL	**39**	**39**	**28**	**18**	**6**

Tabla 3-24. *Explotación por bombeo del acuífero del río Vélez (hm^3/año). Las cifras correspondientes al año 19 96/97 incluyen sólo hasta el mes de abril.*

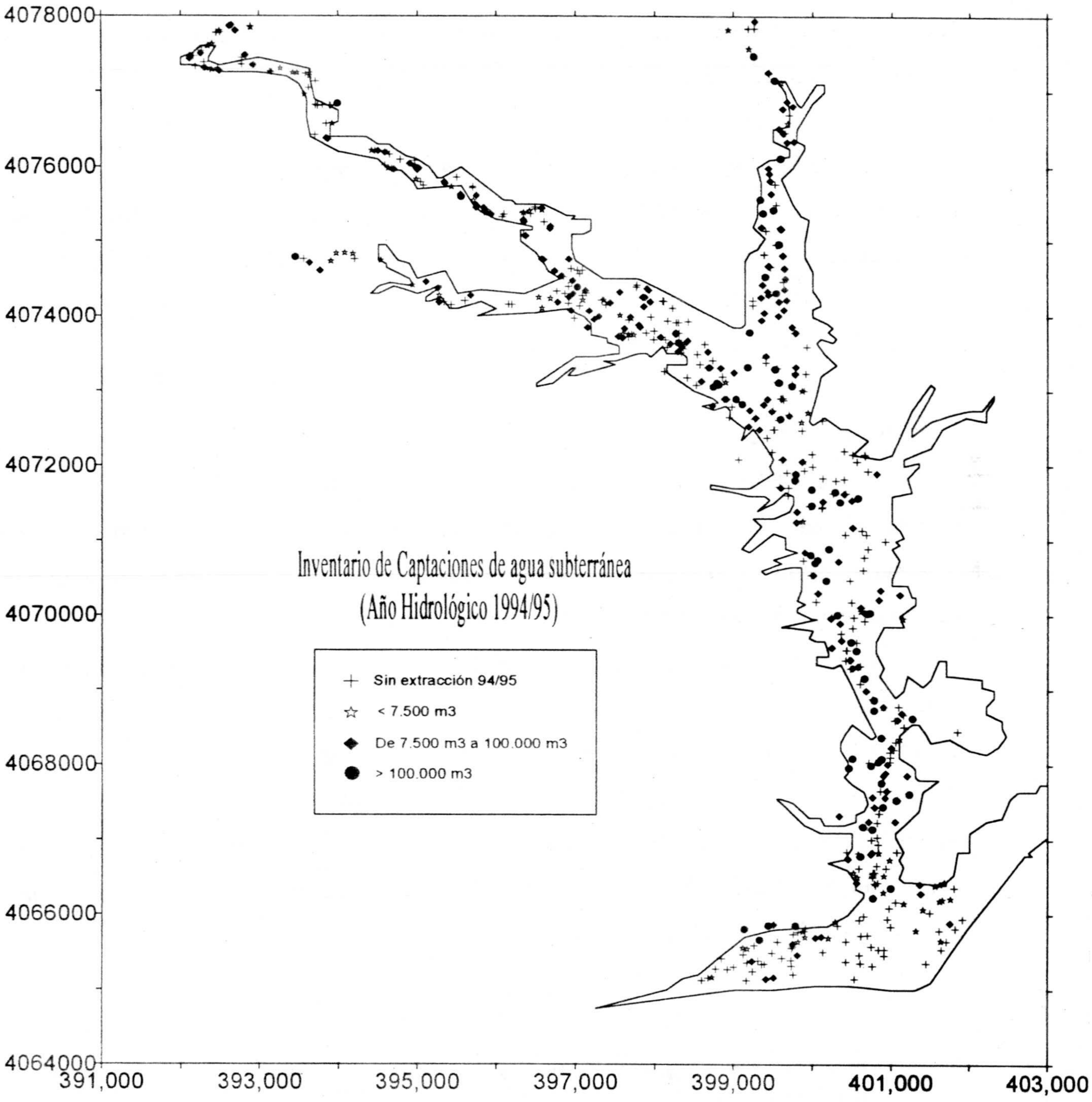


Figura 3-31. *Mapa con la situación de las captaciones inventariadas en 1995, clasificadas según la magnitud de la explotación por bombeo durante el año hidrológico 1994/95.*

3.7.7. Salidas superficiales del sistema

Junto a los bombeos, las salidas superficiales del sistema constituyen un componente importante del balance. En ellas hay que distinguir entre las que se efectúan por el río Vélez y las que se realizan por las acequias.

Las aportaciones del río han sido estimadas en los proyectos de CHSE citados, a partir de los aforos mensuales en la estación V9 de la red foronómica, situada en la propia desembocadura del río Vélez (ver inicio del presente apartado y figura 3-30). En el año hidrológico 1993/94, la descarga superficial al mar ha sido muy escasa (sólo 0.77 hm^3/año) y en el año 1994/95 no se ha producido descarga superficial alguna.

En el caso de las acequias ha ocurrido algo parecido (tabla 3-25). En los trabajos realizados por CHSE (1987 y 1997) para los años 1984/85, 1995/96 y 1996/97, se ha controlado el caudal derivado por cada una de las acequias con periodicidad mensual, lo que ha permitido evaluar con precisión el volumen total derivado por éstas. En el presente trabajo, la estimación se ha efectuado con la ayuda de los encargados de las acequias tal y como se ha comentado en el epígrafe de retornos de riego; los resultados obtenidos muestran que en los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95 apenas ha sido posible que las acequias deriven agua, lo que ha obligado a la consiguiente puesta en funcionamiento de las captaciones de agua subterránea. En estos años se ha realizado un uso del agua más racional puesto que han sido muy reducidas las descargas superficiales al mar. En total, se obtienen unas descargas del sistema por acequias de 3.23 hm^3/año en el 1993/94 y nulas en el 1994/95. Las mayores derivaciones se han realizado en los años 1995/96 y 1996/97.

AÑOS CONSIDERADOS	84/85	93/94	94/95	95/96	96/97
Río Vélez al mar	18.40	0.77	0.00	7.84	130.06
Ac. Almayate		0.34	0.00	4.52	5.09
Ac. Torre del Mar		0.34	0.00	3.01	2.65
Resto de acequias		2.88	0.00	8.69	6.96
TOTAL	**18**	**4**	**0.00**	**24**	**145**

Tabla 3-25. *Salidas superficiales del sistema acuífero (hm^3/año).*

3.7.8. Salidas subterráneas

La descarga subterránea del sistema se produce a lo largo de la línea de costa. Las estimaciones se ven dificultadas por la presencia, en el sector deltaico, de dos niveles acuíferos superpuestos. Para los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95, el cálculo de este componente del balance hídrico se ha realizado en cada nivel acuífero aplicando la ley de Darcy; para ello se han tomado los datos relativos a gradientes hidráulicos mensuales de los piezómetros ranurados en uno y en otro nivel. En el acuífero superior, la sección de salida de flujo subterráneo considerada ha sido de 15000 m^2 (10 m de espesor saturado medio por una longitud de costa de 1500 m) y en acuífero profundo se ha evaluado en 20000 m^2 (20 m de espesor medio del acuífero por una longitud de borde costero de 1000 m). La permeabilidad media considerada para los acuíferos superior e inferior ha sido de 125 y de 85 m/día, respectivamente, aunque de este último no se dispone de datos experimentales. Los resultados obtenidos deben ser tomados con precaución habida cuenta que las cifras anteriores y, especialmente, las referentes a la sección y a la permeabilidad son aproximadas; además no se considera la posible presencia de aguas salobres o salinas que modificarían los parámetros hidráulicos.

En la mayor parte de los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95 se obtienen gradientes hidráulicos negativos lo que indica una entrada de agua del mar que ha sido evaluada en el presente trabajo debido a que no se dispone de datos suficientes (entre otras aspectos se han de considerar permeabilidades y densidades del agua salada).

La descarga subterránea anual se ha obtenido a partir de la suma de las descargas mensuales en aquellos con gradientes hidráulicos positivos (salida subterránea de agua dulce). En el año hidrológico 1993/94, las salidas subterráneas han sido de 0.05 hm^3/año por el acuífero superior y 0.02 hm^3/año por el acuífero inferior, mientras que, al contrario de lo que se podía esperar durante el año hidrológico 1994/95, considerablemente más seco, las descargas subterráneas han sido mayores, 0.15 hm^3/año por el acuífero superior y 0.43 hm^3/año por el acuífero inferior; hay que decir que en este último año los niveles piezométricos en el sector deltaico han estado más altos que en el año 1993/94 y, sólo en algunas zonas, la intrusión ha sido menos intensa (ver apartado de intrusión marina en el capítulo de Hidroquímica).

3.7.9. Resultados del balance hídrico y estimación del volumen de agua subterránea almacenado

Teniendo en cuenta las cifras y consideraciones explicadas anteriormente, se obtienen los balances para los años de los que se ha dispuesto de información (tabla 3-26).

AÑOS HIDROLOGICOS CONSIDERADOS				84/85	93/94	94/95	95/96	96/97
Entradas hm³/año	*Superficiales*	Río Vélez		28.00	6.96	0.76	7.11	8.88
		Río Rubite			2.06	0.17	4.17	27.12
		Río Benamargosa			9.61	0.00	17.37	26.26
		Desembalses		-----	8.22	3.13	0.00	100
		Resto de subcuencas (laterales)		-----	6.13	0.00	24.89	25.13
	Subterráneas	Río Vélez		-----	0.45	0.44	0.55	0.33
		Río Rubite		-----	0.22	0.22	0.28	0.17
		Río Benamargosa		-----	0.23	0.00	0.62	0.45
	Precipitación útil sobre acuífero			1.70	0.83	0.00	3.38	3.41
	Retornos de riegos	Riego con aguas superficiales derivadas por las acequias		-----	0.16	0.00	0.73	0.66
		Aguas del Emb. de la Viñuela	Acequias	-----	0.00	0.00	0.09	0.03
			ETAP Trapiche	-----	0.00	0.00	0.00	0.02
		Riegos con aguas residuales		-----	0.16	0.16	0.16	0.10
		Riegos con aguas subterráneas	Riego dentro del acuífero	3.20	0.71	0.71	0.36	0.12
			Fuera acuífero		0.22	0.22	0.11	0.04
Salidas hm³/año	*Superficiales*	Río Vélez al mar		-18.40	-0.77	0.00	-7.84	-30.06
		Acequias	Almayate		-0.34	0.00	-4.52	-5.09
			Torre del Mar		-0.34	0.00	-3.01	-2.65
			Resto		-2.88	0.00	-8.69	-6.96
	Subterráneas	Acuífero superficial delta		-1.50	-0.05	-0.15	-1.13	-1.22
		Acuífero profundo delta			-0.02	-0.43	-1.20	-1.30
	Explotación por bombeo	Uso agrícola		-33.53	-28.12	-27.30	-14.06	-5.27
		Abastecimiento		-5.87	-11.34	-0.56	-3.78	-0.43

Entradas totales de agua dulce al acuífero (hm³/año)	33	36	6	60	193
Salidas totales de agua dulce del acuífero (hm³/año)	-59	-44	-28	-44	-153
Diferencia (hm³/año)	**-26**	**-8**	**-23**	**16**	**40**

***Tabla 3-26**. Balances hídricos del acuífero del río Vélez.*

Los datos del año 1984/85 pertenecen al trabajo de CHSE (1987) y corresponden al **periodo de estudio de noviembre** de 1984 a octubre de 1985; los resultados de algunos **elementos del balance hídrico** fueron obtenidos por modelización matemática. Los resultados **de los años hidrológicos** 1993/94 y 1994/95 han sido obtenidos en esta investigación conforme

a los métodos y fuentes expuestas con anterioridad. Las cifras de los años 1995/96 y 1996/97 corresponden al trabajo de CHSE (1997); en el último año citado, el balance realizado es parcial puesto que el periodo de toma de datos de campo finalizó en mayo de 1997.

En los años hidrológicos 1984/85, 1993/94 y 1994/95 las salidas superan a las entradas. Durante estos años se produce un consumo importante de las reservas del acuífero, se evidencian los efectos de la sobreexplotación y, en el sector costero, la intrusión salina es manifiesta. En el caso del año 1994/95 los niveles piezométricos experimentan descensos importantes de modo que se reduce considerablemente el volumen de acuífero saturado, en buena medida debido a que el año hidrológico anterior es de por sí bastante deficitario en agua.

A continuación se incluye el cálculo del volumen de agua subterránea almacenado cada mes del periodo de estudio (octubre de 1993 a julio de 1995). Dado que las entradas al sistema deben coincidir aproximadamente con la suma de las salidas y la variación de reservas en el periodo de tiempo considerado, este cálculo aporta otro criterio para evaluar la fiabilidad del balance hídrico. Al tratarse de un acuífero costero, los cálculos se complican ya que cuando existe déficit de agua, se produce entrada de agua del mar. En la tabla 3-27 se muestran los resultados obtenidos. Aparentemente, en las condiciones más desfavorables, el volumen de material acuífero saturado es importante, unos 275 hm^3 y si aceptamos como válido un coeficiente de almacenamiento del 5%, el volumen de agua subterránea almacenado sería de unos 14 hm^3, aunque una parte de este volumen se encuentra en el sector deltaico del acuífero, parcialmente salinizado.

En octubre de 1993 y septiembre de 1994, el volumen de agua almacenado es el mismo, 14 hm^3. Según el balance hídrico realizado, ese año hidrológico finaliza con un déficit de -8 hm^3. Tal diferencia no sólo puede radicar en un cálculo incorrecto de los componentes del balance hídrico (por ejemplo, haber asignado un valor excesivo a la extracción por bombeo), sino que también puede deberse a que una parte de los 14 hm^3 de agua almacenada subterráneamente en el acuífero puede ser agua del mar. Las escasas diferencias entre el volumen almacenado en octubre de 1994 y en julio de 1995 (equivalente al de septiembre de 1995, del que no disponemos de datos piezométricos) deben tener la misma explicación.

	Superficie de acuífero con n.p. por encima de 0 m (km^2)	*Superficie de acuífero con n.p. por debajo de 0 m (km^2)*	*Volumen de material acuífero saturado (hm^3)*	*Porcentaje de volumen de material acuífero saturado (%)*	*Volumen de agua almacenado (hm^3). * Se considera un 5% de Coef. de Alm.*
Octubre de 1993	16.6	3.8	275.0	52	14
Noviembre de 1993	20.3	0.1	354.6	67	18
Enero de 1994	19.1	1.3	372.5	70	19
Febrero de 1994	18.8	1.6	384.7	72	19
Marzo de 1994	18.7	1.7	395.8	75	20
Abril de 1994	18.7	1.7	412.0	78	21
Mayo de 1994	18.8	1.6	399.1	75	20
Junio de 1994	17.6	2.8	364.6	69	18
Julio de 1994	16.9	3.5	315.6	59	16
Agosto de 1994	16.6	3.8	299.9	57	15
Septiembre de 1994	17.7	2.7	277.9	52	14
Octubre de 1994	20.1	0.3	290.1	55	15
Noviembre de 1994	20.4	0.0	292.8	55	15
Diciembre de 1994	20.4	0.0	284.6	54	14
Enero de 1995	20.4	0.0	274.8	52	14
Febrero de 1995	20.3	0.1	277.1	52	14
Marzo de 1995	20.4	0.0	282.4	53	14
Abril de 1995	20.4	0.0	286.2	54	14
Julio de 1995	18.5	1.9	262.3	49	13
Caso de N.P. máximo histórico	20.4	0.0	477.2	90	24
***Volumen de material** acuífero*			**530.7**	**100**	**27**

Tabla 3-27. *Volúmenes de material acuífero saturado y de agua almacenada, y superficies positivas (superficie con niveles piezométricos por encima de 0 m S.N.M.) y negativas (niveles piezométricos por debajo de 0 m S.N.M.) del acuífero para cada mes de estudio de los años 1993/94 y 1994/95.*

En el capítulo de Anexos se muestran los volúmenes de material saturado para cada una de las zonas del acuífero que se distinguieron en el epígrafe 3.2.1 (Geometría del acuífero); los cálculos se han efectuado para los mismos meses que figuran en la tabla 3-27.

Consideraciones sobre la capacidad de embalse del acuífero:

En el estudio de CHSE (1987) se aportan unas ecuaciones, obtenidas por modelización matemática, que permiten calcular el volumen de agua subterránea embalsado partiendo de la profundidad del nivel del agua en determinados piezómetros, representativos de cada zona establecida. Sin embargo, creemos que los volúmenes que resultan de utilizar dichas ecuaciones son mayores que los que realmente existen, como consecuencia de que el valor del coeficiente de almacenamiento considerado en tales estimaciones ha sido del 15% para todo el acuífero. En concreto, en el citado proyecto se afirma que las reservas del acuífero en aguas altas son de 80 hm^3. Si se efectúa el mismo cálculo, en este caso con los niveles piezométricos del verano de 1995 (situación de aguas bajas), el volumen almacenado superaría sorprendentemente los 30 hm^3; obviamente, tal cifra es muy elevada, dado que en dicha época la mayor parte de las captaciones estaban secas.

Para una evaluación más precisa de la capacidad real de embalse del acuífero se puede tener en cuenta la especial situación de comienzos del año hidrológico 1995/96. A mediados de noviembre de 1995 el volumen de agua almacenado subterráneamente en el acuífero era extraordinariamente reducido, hasta el punto de que casi todas las captaciones de los valles de los ríos Vélez y Benamargosa estaban secas, no había flujo subterráneo por el "umbral" del sustrato y la intrusión salina era manifiesta. Entre los meses de diciembre de 1995 y enero de 1996 los niveles piezométricos se situaron en su cota más alta de modo que el balance hídrico detallado en este periodo (tabla 3-28) permite conocer la capacidad de embalse del acuífero.

En efecto, para esta verificación se han utilizado, en primer lugar, los resultados del balance hídrico del trabajo de CHSE (1997) correspondientes a los meses de diciembre de 1995 y enero de 1996, pero modificando los relativos a las aportaciones laterales, dado que fueron obtenidos considerando que la lluvia útil supone el 25% de la precipitación: en nuestro caso los hemos evaluado con datos de la lluvia útil diaria (ver apartado de Climatología).

En el periodo mencionado (diciembre de 1995 y enero de 1996), la suma de las aportaciones de los ríos registradas en las estaciones de aforo (río Vélez: E-15, E-16 y E-17; río Rubite: E-18; río Benamargosa: E-47) fueron de 10.1 hm^3. Según nuestros resultados, las subcuencas laterales no controladas aportaron 16.4 hm^3 (esta cifra se obtiene al aplicar, sobre

136 km^2 de superficie, una lluvia útil 38.6 mm en diciembre de 1995 y 80.6 mm en enero de 1996). El resto de las entradas, procedentes en su mayor parte de la infiltración de la lluvia útil sobre el acuífero, suponen 3.0 hm^3. Las salidas por bombeo, en este periodo, se reducen considerablemente debido a las precipitaciones: en concreto se han cifrado en 3.0 hm^3. Por último, las salidas superficiales en diciembre de 1995 fueron escasas y en enero de 1996 algo mayores.

AÑO HIDROLOGICO 1995/96				dic.95	ene.96
Entradas m^3/mes	*Superficiales*	Río Vélez		575856	2555194
		Río Rubite		196000	1036000
		Río Benamargosa		561000	5202000
		Desembalses		0	0
		Resto de subcuencas (laterales)		5261141	11127319
	Subterráneas	Río Vélez		29351	78025
		Río Rubite		14676	39013
		Río Benamargosa		89422	86338
	Precipitación útil sobre acuífero			714100	1850000
	Retornos de riegos	Riego con aguas superficiales derivadas por las acequias		18039	36078
		Aguas del Emb. de la Viñuela	Acequias	0	0
			ETAP Trapiche	0	0
		Riegos con aguas residuales		13392	13392
		Riegos con aguas subterráneas	Riego dentro del acuífero	6505	1710
			Fuera acuífero	3454	3435
Salidas m^3/mes	*Superficiales*	Río Vélez al mar		-79905	-197219
		Acequias	Almayate	-133920	-401760
			Torre del Mar	-133920	-401760
			Resto	-133920	0
	Subterráneas	Acuífero superficial delta		-------	-22766
		Acuífero profundo delta		-------	-24284
	Explotación por bombeo	Uso agrícola		-473536	-242555
		Abastecimiento		-387950	-452915

Entradas totales de agua dulce al acuífero (hm^3/mes)	7.48	22.03
Salidas totales de agua dulce del acuífero (hm^3/mes)	-1.34	-1.74
Diferencia (hm^3/mes)	**6.14**	**20.29**

Tabla 3-28. *Balance hídrico para los meses de diciembre de 1995 y enero de 1996.*

Los resultados obtenidos muestran que, aún considerando las reducidas salidas superficiales, el volumen máximo de aguas subterráneas que se puede almacenar sería de unos 26 hm^3, valor considerablemente menor que los 80 hm^3 citados en el trabajo de CHSE (1987).

CAPÍTULO 4.

HIDROQUÍMICA

CAPÍTULO 4. HIDROQUÍMICA

4.1. INTRODUCCION

Los antecedentes existentes sobre la química de las aguas subterráneas del acuífero de Vélez se refieren una vez más a los proyectos CHSE (1987 y 1997). Además de estos estudios, se tienen los trabajos de los investigadores alemanes Müller (1992) y Rusch (1993). De todos ellos y también de las investigaciones sobre la intrusión marina (Trucks, 1992 y Winchenbach, 1993) se darán cumplidas referencias a lo largo de este capítulo.

La estrecha relación entre aguas superficiales y subterráneas (relación acuífero-cauces de superficie) nos ha llevado a la caracterización hidroquímica conjunta de ambas. Las propiedades fisicas, químicas y biológicas son generalmente distintas: a igualdad de otros factores, las aguas superficiales suelen presentar una menor mineralización; y las características fisico-químicas de las aguas subterráneas dependen, entre otros factores, del clima, de la naturaleza de la cobertera edáfica, de las condiciones hidrodinámicas del acuífero y la litología del mismo, del tiempo de contacto agua - acuífero y de la mezcla con otras aguas de características químicas diferentes.

Para proceder a la caracterización, durante el periodo de estudio de la presente investigación se han efectuado veinte muestreos mensuales en el periodo comprendido entre septiembre de 1993 y julio de 1995 (tabla 4-1). Si exceptuamos el muestreo del mes de septiembre de 1993, en el que sólo se recogió agua de cuatro de los abastecimientos del sector, la media mensual de puntos muestreados ha sido de 36. Para la selección de los puntos de control se tuvieron en cuenta aquellos de los que ya se disponía de datos relativos a la calidad (campañas de toma de datos hidroquímicos de: CHSE, 1987; Müller, 1992 y Rusch, 1993), así como los que, por ser abastecimientos o por pertenecer a Comunidades de Regantes importantes, parecían interesantes de controlar. Además de estos motivos, en la elección de la red se procuró cubrir toda la zona de estudio y, en especial, el sector deltaico dados los problemas de contaminación de las aguas por nitratos e intrusión marina de los que se tenían referencias.

Mes	Año	Nº de Muestras			
		Subterr.	Superf.	Otras	Total
Septiembre	1993	4	----	----	4
Octubre	1993	31	----	----	31
Noviembre	1993	42	2	----	44
Enero	1994	42	3	----	45
Febrero	1994	40	3	----	43
Marzo	1994	41	3	----	44
Abril	1994	41	3	----	44
Mayo	1994	39	1	----	40
Junio	1994	41	----	----	41
Julio	1994	42	----	----	42
Agosto	1994	36	1	----	37
Septiembre	1994	27	----	3	30
Octubre	1994	35	1	----	36
Noviembre	1994	31	1	1	33
Diciembre	1994	27	1	----	28
Enero	1995	33	1	1	35
Febrero	1995	29	----	----	29
Marzo	1995	27	----	1	28
Abril	1995	28	----	1	29
Julio	1995	19	----	2	21
TOTAL		**655**	**20**	**9**	684

Tabla 4-1. *Número de muestras tomadas entre septiembre de 1993 y julio de 1995.*

El total de determinaciones realizadas en el mismo periodo anterior ha sido de 11014, lo que significa una media de 647 determinaciones para cada uno de los 17 parámetros fisico-químicos analizados que aparecen en la tabla 4-2. Además de estos, se han efectuado algunos análisis más específicos como los de plaguicidas y elementos metálicos que se comentarán más adelante.

La primera comprobación de la calidad global de los datos analíticos ha sido el cálculo de los errores de balance iónico (figura 4-1). El 77% de las muestras tienen errores menores del 5% (en valor absoluto), cifra que se eleva al 92% para los errores menores del 10%. Existen 30 muestras (4% del total analizado), correspondientes en su mayor parte al mes de julio de 1995, en las que sólo se pudieron determinar aniones debido a ciertas dificultades surgidas en los equipos analíticos del laboratorio. En las muestras analizadas que han dado altos errores sólo se han tenido en cuenta, en los tratamientos estadísticos, aquellos parámetros de los que se tiene certeza de su fiabilidad.

La distribución de los puntos de la red de control de la calidad de las aguas cubre todo el acuífero, aunque la densidad de puntos es mayor en la zona deltaica (figura 4-2). En algunos meses se sustituyeron algunos puntos de muestreo por otros cercanos con objeto de no perder información sobre la variación espacial de los parámetros analizados. En los anexos 5 y 6 se muestran las características principales de los puntos que componen la red de calidad establecida y las determinaciones efectuadas junto con algunos parámetros nuevos calculados.

Parámetros	Nº de determinaciones
pH	610
T	678
Conductividad eléctrica	682
Na^+	654
K^+	649
Mg^{2+}	654
Ca^{2+}	654
NH_4^+	569
Cl^-	683
SO_4^{2-}	681
NO_3^-	680
NO_2^-	681
HCO_3^-	663
CO_3^{2-}	660
PO_4^{3-}	684
SiO_2	606
B	526
Total (sobre 684 muestras)	**11014**

Tabla 4-2. *Número de determinaciones realizadas entre septiembre de 1993 y julio de 1995.*

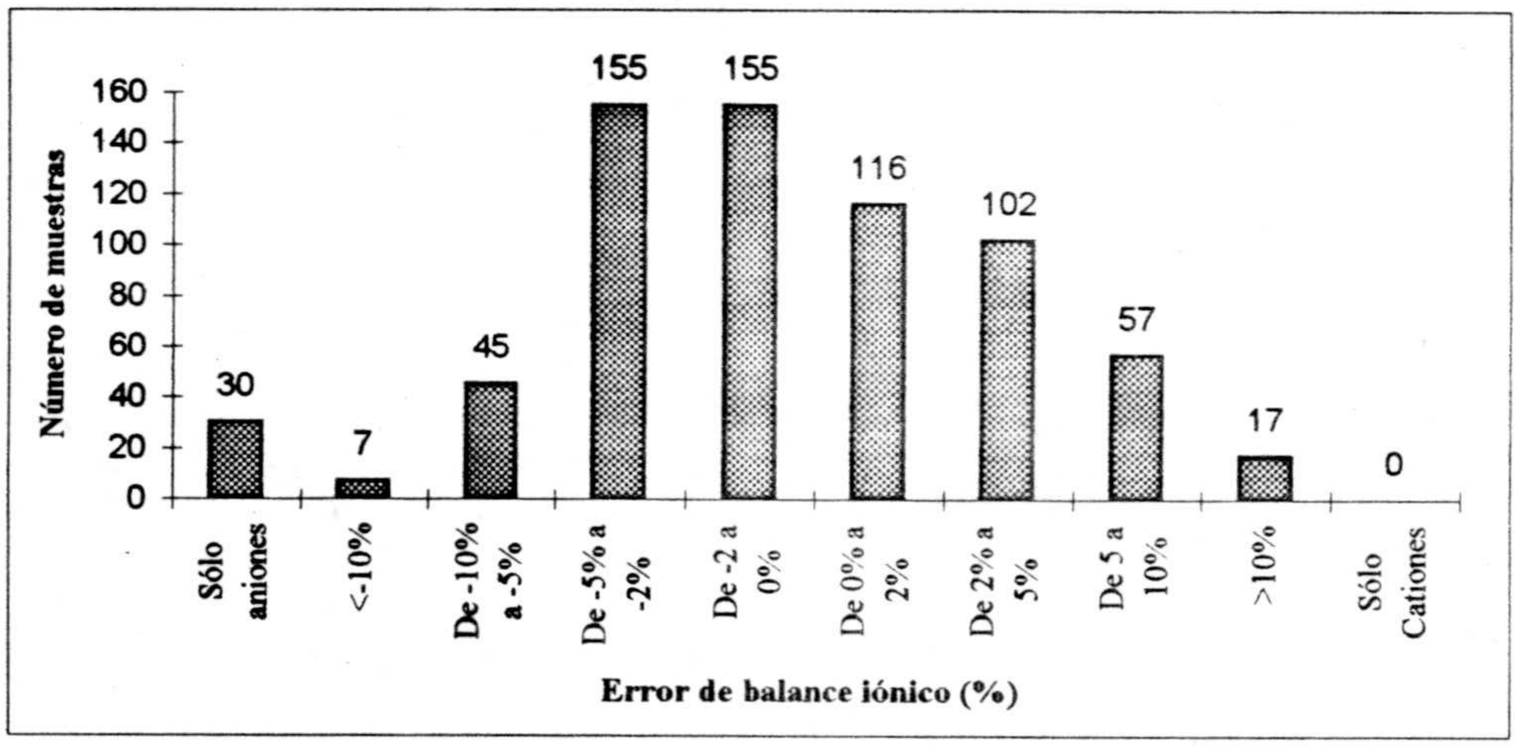


Figura 4-1. *Errores de balance iónico en las determinaciones realizadas entre septiembre de 1993 y julio de 1995.*

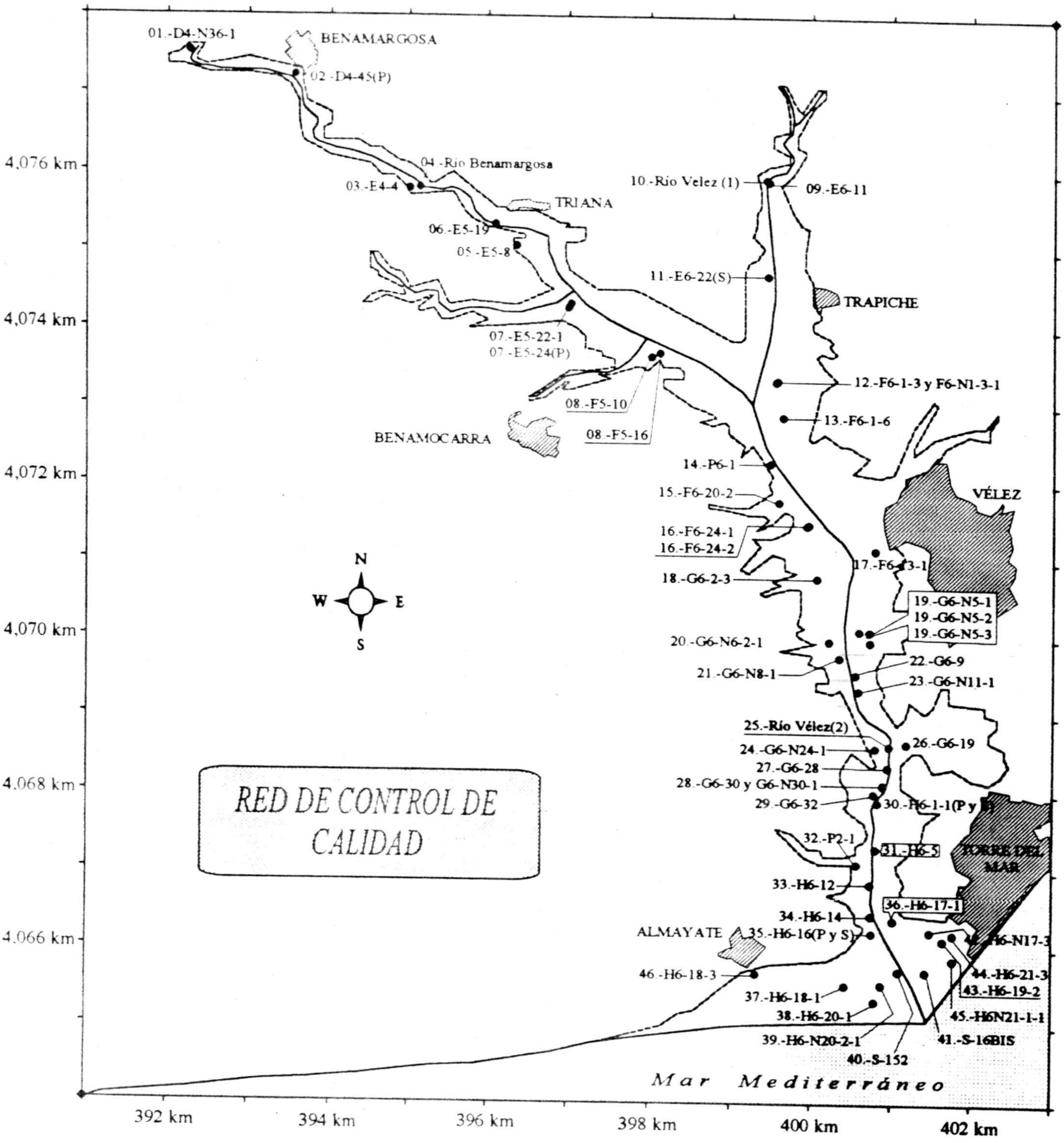


Figura 4-2. *Situación de los puntos de muestreo de la red de calidad.*

4.2. VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS, QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS DE LAS AGUAS.

Los diecinueve muestreos realizados entre octubre de 1993 y julio de 1995 permiten elaborar un número elevado de tablas de datos y gráficos (diagramas de facies, mapas con la distribución espacial de cada parámetro analizado, secciones del acuífero que muestren la calidad de las aguas) que pueden facilitar la comprensión de los características hidroquímicas del acuífero. Para efectuar toda esta labor de tratamiento y descripción gráfica de los datos hidroquímicos ha sido imprescindible el uso del siguiente software informático:

- Base de datos hidroquímicos Hydrowin 3.x (Calmbach, 1995; versión modificada por el autor para el Instituto del Agua). Todas las muestras fueron introducidas en este programa que ha sido utilizado sobre todo para consulta aunque también ha permitido elaborar algunos gráficos y cálculos.

- La mayor parte de los tratamientos de los datos (tablas, cálculos y gráficos) han sido efectuados con distintas versiones de la hoja de cálculo Excel de Microsoft.

- Los mapas de isovalores de contenidos y los perfiles hidroquímicos del acuífero han sido elaborados con el programa Surfer 5.02 de Golden Software (Colorado).

- El análisis estadístico de los datos ha sido efectuado con Statgraphics Plus 2.0

Con carácter general para cada parámetro fisicoquímico medido en el campo o analizado en el laboratorio, se han efectuado los siguientes cálculos, mapas o gráficos, parte de los cuales se muestran en los anexos a la presente Memoria:

- **Cálculos de los estadísticos básicos**: número de determinaciones, máximo, mínimo, **media, mediana, desviación típica** y coeficiente de variación. Esta labor se ha efectuado **para las muestras tomadas** en los sectores aluvial, delta y para todo el acuífero, agrupados **los parámetros por puntos, meses**, años hidrológicos (1993-94 y 1994-95, aunque éste **último sólo hasta julio)** y para la totalidad del periodo. En la tabla 4-3 se muestran los **estadísticos citados** calculados para todo el periodo de estudio; los resultados se irán

explicando en la descripción de cada parámetro. Por otro lado, se han seleccionado 10 de los 46 puntos que constituyen la red de muestreo, que representan en líneas generales la hidroquímica del acuífero; de ellos, las aguas extraídas por los puntos D4-45, E5-19, F6-1-6 y H6-5 se dedican al abastecimiento y, el resto, a la agricultura; los estadísticos básicos de estos puntos se muestran en la tabla 4-4 (en el anexo 7 se pueden consultar los resultados de todos los puntos).

■ Para comprender con mayor facilidad la hidroquímica del acuífero y dar explicación a ciertos valores anómalos encontrados han sido de gran ayuda los gráficos de evolución temporal de los resultados obtenidos de los parámetros medidos en el campo (nivel piezométrico, temperatura, conductividad eléctrica y pH) o analizados en el laboratorio en cada uno de los puntos de muestreo (anexo 8). De ellos se han seleccionado los 10 puntos de la tabla 4-4 y las evoluciones se irán mostrando conforme se efectúe la explicación de cada parámetro. Hay que mencionar que, en algunos gráficos, se indican los valores correspondientes a los niveles guía (N.G.) y las concentraciones máximas admisibles (C.M.A.) establecidos en la reglamentación vigente sobre calidad de aguas potables.

■ Gráficos de evolución temporal del valor medio mensual obtenido para cada parámetro distinguiendo entre la totalidad de las muestra y aquellas recogidas en los sectores aluvial y deltaico. Estas figuras permiten explicar las tendencias de algunos parámetros analizados (figura 4-3); la interpretación se irá efectuando a lo largo del capítulo.

■ Mapas de isovalores de los principales parámetros analizados en dos de los meses escogidos para representar la piezometría del acuífero en aguas altas y aguas bajas (ver capítulo de Hidrogeología), enero y julio de 1994, respectivamente; hay que hacer constar que, en tales meses, se tomaron un importante número de muestras de aguas subterráneas (42 en cada mes) lo que permite efectuar mapas de isovalores precisos. Por otro lado, es obvio que los valores extremos de los parámetros analizados pueden no coincidir con los meses representados, si bien, para ello se presentan los gráficos de evolución temporal. En cada mapa se indican los puntos que han servido para efectuar la interpolación (krigeaje).

■ A partir de los mapas anteriores se han efectuado perfiles hidroquímicos del acuífero, para los meses anteriores y para los valores medios de cada parámetro en cada punto

(media de los valores obtenidos en cada punto de muestro desde octubre de 1993 a julio de 1995). Los perfiles se han realizado en la margen izquierda del río Vélez y en el río Benamargosa y margen derecha del río Vélez.

Durante el periodo de estudio, la intrusión marina ha afectado fundamentalmente al sector deltaico del acuífero (se incluye también el tramo más distal del aluvial); este es el motivo de diferenciar en este capítulo de hidroquímica entre las muestras recogidas en los sectores aluvial (puntos 1 al 33 - ambos incluidos - con excepción de los puntos 4, 10 y 25 que son muestras de aguas superficiales), y el sector deltaico (puntos 34 al 46).

Para el estudio de la zona deltaica se ha tenido en cuenta la existencia de dos niveles acuíferos superpuestos con características hidroquímicas distintas que se derivan, principalmente, de la problemática de la intrusión marina. La mayor parte de las captaciones ubicadas en este sector son poco penetrantes debido a que, por una parte, los propietarios son conscientes de que si perforan más abajo pueden encontrar agua salada y por otra parte, debido a que encuentran el nivel limo-arcilloso que no les proporciona agua, el cual suele ser la base de todos los aprovechamientos. En la red de control establecida, los puntos 35 (H6-16-Pozo) al 45, salvo el nº 40, captan únicamente el acuífero superior; los puntos 34 y 35 (H6-16-Sondeo) captan aguas de ambos niveles acuíferos, ya que son totalmente penetrantes y están ranurados en todo el espesor perforado; en el lugar donde se ubica la captación 46 no existe acuífero inferior, pero como se trata de un sondeo bastante profundo, la elevada salinidad de las aguas extraídas refleja la cercana presencia de la interfase agua dulce-agua salada. En cuanto al punto 40.-S-152, se considera que debe ser tratado aparte, ya que no es una captación sino un piezómetro ranurado en ambos niveles acuíferos, que presenta una elevada salinidad de modo que distorsiona los resultados referentes a las características hidroquímicas del sector (muestras tomadas siempre a la cota -2 m B.N.M.). En el apartado de la intrusión marina se incidirá más en las características de los acuíferos superior e inferior.

A continuación se procederá a la interpretación de los resultados obtenidos para las 632 muestras de aguas subterráneas tomadas en el periodo octubre de 1994 a julio de 1995 (no se tienen en cuenta las 19 muestras recogidas en el punto 40 (S-152) ya que capta los acuíferos superior e inferior). También se estudiará la relación de la calidad entre las aguas subterráneas y las superficiales.

93-94 y 94-95 / ALUVIAL	T	pH	Conduct.	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	HCO_3^{-}	CO_3^{2-}	SiO_2	B	PO_4^{3-}	NO_3^{-}	NO_2^{-}	NH_4^{+}
Nº de determinaciones	453	404	454	437	437	437	437	453	453	442	439	406	357	454	453	452	371
Máximo	22.0	8.8	1913	261.0	131.0	284.2	13.0	126.8	394.5	564.3	0.1	23.6	1.34	18.26	333.7	10.04	5.85
Mínimo	14.9	6.3	462	22.1	16.0	17.5	0.1	12.9	42.7	144.9	0.0	1.4	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00
Media	18.9	7.3	1043	124.3	39.0	44.4	2.5	55.3	149.4	357.6	0.0	11.5	0.12	0.81	61.2	0.06	0.11
Mediana	19.0	7.3	1034	120.6	36.0	39.9	2.3	53.8	142.9	351.0	0.0	11.5	0.10	0.20	52.1	0.00	0.00
Desv. Típica	1.1	0.3	317	42.5	15.3	21.4	1.2	20.4	60.3	78.6	0.0	6.5	0.10	4.86	60.4	0.49	0.48
Coef. de variación	6%	4%	30%	34%	39%	48%	49%	37%	40%	22%	2095%	57%	89%	602%	99%	796%	427%
93-94 y 94-95 / DELTA (AC. SUP.)	**T**	**pH**	**Conduct.**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Na^{+}**	**K^{+}**	**Cl^{-}**	**SO_4^{2-}**	**HCO_3^{-}**	**CO_3^{2-}**	**SiO_2**	**B**	**PO_4^{3-}**	**NO_3^{-}**	**NO_2^{-}**	**NH_4^{+}**
Nº de determinaciones	177	162	178	170	170	170	166	178	177	172	172	155	132	178	177	177	147
Máximo	24.7	8.4	22700	1312.0	448.0	3008.0	243.0	8307.0	2836.8	617.6	0.0	16.0	0.70	25.26	424.5	10.00	14.20
Mínimo	14.2	6.6	1012	103.1	31.8	20.1	1.0	63.2	116.7	251.6	0.0	2.6	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00
Media	19.4	7.3	3921	330.6	115.6	375.6	12.1	820.0	425.0	392.1	0.0	10.2	0.20	1.39	163.3	0.14	0.32
Mediana	19.5	7.2	3050	296.0	95.8	189.0	7.4	424.9	387.0	388.9	0.0	10.1	0.20	0.00	149.1	0.00	0.00
Desv. Típica	2.1	0.3	3025	165.5	72.0	455.9	20.2	1036.0	285.8	61.5	0.0	4.0	0.12	10.89	100.7	0.83	1.49
Coef. de variación	11%	5%	77%	50%	62%	121%	167%	126%	67%	16%		39%	60%	783%	62%	588%	473%
93-94 y 94/95 / TOTAL	**T**	**pH**	**Conduct.**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Na^{+}**	**K^{+}**	**Cl^{-}**	**SO_4^{2-}**	**HCO_3^{-}**	**CO_3^{2-}**	**SiO_2**	**B**	**PO_4^{3-}**	**NO_3^{-}**	**NO_2^{-}**	**NH_4^{+}**
Nº de determinaciones	630	566	632	607	607	607	603	631	630	614	611	561	489	632	630	629	518
Máximo	24.7	8.8	22700	1312.0	448.0	3008.0	243.0	8307.0	2836.8	617.6	0.1	23.6	1.34	25.26	424.5	10.04	14.20
Mínimo	14.2	6.3	462	22.1	16.0	17.5	0.1	12.9	42.7	144.9	0.0	1.4	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00
Media	19.1	7.3	1853	182.1	60.5	137.2	5.1	271.0	226.8	367.2	0.0	11.2	0.14	0.97	89.9	0.08	0.17
Mediana	19.1	7.3	1118	134.0	41.0	47.0	2.8	59.4	160.9	366.0	0.0	11.2	0.13	0.00	59.6	0.00	0.00
Desv. Típica	1.5	0.3	2078	132.4	52.9	283.6	11.4	648.4	202.1	75.8	0.0	6.1	0.12	7.14	87.0	0.60	0.90
Coef. de variación	8%	4%	112%	73%	87%	207%	222%	239%	89%	21%	2472%	55%	82%	734%	97%	721%	526%

Tabla 4-3. *Estadísticos básicos de los análisis hidroquímicos efectuados en el periodo octubre de 1993 a julio de 1995. Unidades de las variables: Temperatura en ºC, conductividad en µS/cm e iones en* ***mg/l.***

D4-45	T	pH	Conduct.	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	HCO_3^{-}	CO_3^{2-}	SiO_2	B	PO_4^{3-}	NO_3^{-}	NO_2^{-}	NH_4^{+}
N° de determinaciones	9	8	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	7	9	9	9	8
Máximo	19.0	7.5	908	110.2	33.7	37.1	4.0	72.1	156.4	297.4	0.0	13.0	0.1	0.91	25.9	0.07	0.60
Mínimo	16.8	6.8	728	90.0	24.0	26.4	1.3	43.2	108.7	221.1	0.0	9.5	0.0	0.00	15.6	0.00	0.00
Media	17.9	7.3	821	100.7	27.1	33.5	2.2	52.0	121.9	281.3	0.0	11.2	0.1	0.33	19.9	0.01	0.09
Mediana	17.9	7.4	820	100.0	26.8	34.7	1.7	49.3	118.1	289.8	0.0	11.5	0.1	0.22	21.3	0.00	0.00
Desv. Típica	0.8	0.2	48	6.5	2.9	3.3	0.9	9.0	14.4	24.6	0.0	2.8	0.0	1.0	3.5	0.02	0.21
Coef. de variación	4%	3%	6%	6%	11%	10%	41%	17%	12%	9%		25%	67%	310%	18%	260%	228%

E5-19	T	pH	Conduct.	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	HCO_3^{-}	CO_3^{2-}	SiO_2	B	PO_4^{3-}	NO_3^{-}	NO_2^{-}	NH_4^{+}
N° de determinaciones	14	12	14	13	13	13	13	13	13	14	14	14	12	14	13	13	10
Máximo	19.1	7.4	1070	134.0	52.6	49.2	2.3	68.2	164.2	366.0	0.0	13.4	0.23	3.25	38.2	0.00	0.42
Mínimo	17.4	6.8	835	95.9	24.0	31.9	0.8	43.3	108.5	297.4	0.0	9.8	0.00	0.00	14.0	0.00	0.00
Media	18.5	7.3	934	112.3	32.9	38.3	1.7	56.2	134.0	324.5	0.0	11.6	0.1	0.60	26.5	0.00	0.07
Mediana	18.6	7.4	890	105.4	32.0	37.4	1.7	54.1	121.6	316.5	0.0	11.4	0.1	0.04	24.2	0.00	0.00
Desv. Típica	0.5	0.2	97	14.4	7.3	5.4	0.4	8.0	22.2	24.5	0.0	2.5	0.1	3.4	7.6	0.00	0.14
Coef. de variación	3%	3%	10%	13%	22%	14%	24%	14%	17%	8%		22%	58%	559%	29%		189%

E6-22	T	pH	Conduct.	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	HCO_3^{-}	CO_3^{2-}	SiO_2	B	PO_4^{3-}	NO_3^{-}	NO_2^{-}	NH_4^{+}
N° de determinaciones	18	16	18	17	17	17	17	18	18	17	17	15	13	18	18	18	13
Máximo	22.0	7.9	790	76.5	32.9	31.2	4.1	42.7	207.6	312.0	0.0	9.0	0.21	1.43	12.2	0.09	0.81
Mínimo	15.6	6.9	479	55.6	16.0	17.5	1.2	12.9	42.7	221.1	0.0	4.8	0.00	0.00	3.8	0.00	0.00
Media	18.6	7.6	591	64.9	21.7	24.4	2.2	26.8	77.6	247.6	0.0	6.5	0.1	0.36	6.9	0.01	0.10
Mediana	18.5	7.7	584	63.6	22.0	25.1	2.1	26.8	68.1	244.0	0.0	6.4	0.1	0.10	7.3	0.00	0.00
Desv. Típica	1.6	0.3	74	6.6	4.7	4.1	0.8	9.5	36.5	23.8	0.0	2.1	0.1	1.6	2.1	0.02	0.24
Coef. de variación	9%	4%	13%	10%	22%	17%	35%	35%	47%	10%		32%	62%	444%	31%		241%

F6-1-6	T	pH	Conduct.	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	HCO_3^{-}	CO_3^{2-}	SiO_2	B	PO_4^{3-}	NO_3^{-}	NO_2^{-}	NH_4^{+}
N° de determinaciones	9	8	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	7	9	9	9	9
Máximo	18.9	7.7	674	81.0	25.2	27.1	3.1	30.0	82.0	297.4	0.0	9.4	0.13	1.33	34.4	0.00	0.30
Mínimo	17.7	7.5	570	60.5	18.0	21.5	1.4	17.9	60.6	236.4	0.0	6.4	0.00	0.00	10.0	0.00	0.00
Media	18.0	7.6	621	72.4	21.4	24.3	2.4	24.5	68.9	258.9	0.0	7.8	0.0	0.16	19.5	0.00	0.04
Mediana	17.9	7.6	606	70.5	20.9	24.2	2.4	26.0	65.0	259.3	0.0	7.7	0.0	0.00	15.8	0.00	0.00
Desv. Típica	0.4	0.1	39	7.8	2.4	1.9	0.5	3.7	6.9	19.7	0.0	1.9	0.0	1.4	8.2	0.00	0.10
Coef. de variación	2%	1%	6%	11%	11%	8%	22%	15%	10%	8%		24%	88%	844%	42%		228%

F6-24-1	T	pH	Conduct.	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	HCO_3^{-}	CO_3^{2-}	SiO_2	B	PO_4^{3-}	NO_3^{-}	NO_2^{-}	NH_4^{+}
N° de determinaciones	16	14	16	15	15	15	15	16	16	15	14	13	11	16	16	16	13
Máximo	19.2	7.4	1190	149.4	57.6	44.2	2.5	61.6	313.2	396.5	0.0	15.7	0.15	3.50	109.4	0.20	0.20
Mínimo	17.8	6.7	695	100.0	26.0	27.0	1.1	36.8	103.7	251.6	0.0	10.9	0.00	0.00	33.7	0.00	0.00
Media	18.6	7.2	940	117.2	36.7	34.6	1.8	46.4	137.2	330.0	0.0	12.3	0.1	0.45	59.8	0.02	0.04
Mediana	18.6	7.2	910	113.9	33.1	35.9	1.7	44.2	121.1	323.3	0.0	11.9	0.1	0.05	52.6	0.00	0.00
Desv. Típica	0.4	0.2	119	12.7	8.7	4.8	0.5	7.2	50.5	37.3	0.0	3.3	0.1	2.8	19.9	0.06	0.07
Coef. de variación	2%	3%	13%	11%	24%	14%	26%	16%	37%	11%		27%	82%	637%	33%	276%	179%

G6-N6-2-1	T	pH	Conduct.	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	HCO_3^{-}	CO_3^{2-}	SiO_2	B	PO_4^{3-}	NO_3^{-}	NO_2^{-}	NH_4^{+}
N° de determinaciones	18	17	18	18	18	18	18	18	18	18	18	16	14	18	18	18	15
Máximo	21.9	7.4	1913	261.0	86.5	85.0	4.7	105.0	363.0	465.1	0.0	23.2	0.19	9.61	333.7	0.70	2.00
Mínimo	18.6	6.6	1653	214.0	52.0	43.0	0.1	87.0	229.4	350.8	0.0	14.5	0.00	0.00	196.1	0.00	0.00
Media	20.2	7.0	1804	239.8	68.2	53.7	2.7	95.3	267.8	395.7	0.0	18.4	0.1	1.86	295.8	0.11	0.16
Mediana	20.2	7.1	1833	239.0	67.0	51.6	2.9	95.7	266.6	387.6	0.0	18.0	0.1	0.53	312.4	0.00	0.00
Desv. Típica	0.8	0.2	84	16.5	9.7	9.4	1.1	5.6	27.3	34.3	0.0	4.5	0.1	8.8	39.7	0.23	0.52
Coef. de variación	4%	2%	5%	7%	14%	18%	41%	6%	10%	9%		24%	73%	475%	13%	200%	325%

G6-9	T	pH	Conduct.	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	HCO_3^{-}	CO_3^{2-}	SiO_2	B	PO_4^{3-}	NO_3^{-}	NO_2^{-}	NH_4^{+}
N° de determinaciones	14	13	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	12	14	14	14	11
Máximo	21.9	7.5	1300	168.0	63.2	83.0	3.8	91.6	195.0	495.6	0.0	14.3	0.25	3.73	77.1	0.30	0.00
Mínimo	18.9	6.8	1107	108.0	34.4	38.5	2.4	50.4	145.7	297.4	0.0	7.8	0.11	0.00	47.5	0.00	0.00
Media	19.5	7.1	1169	135.7	42.2	53.4	3.1	65.4	167.9	406.4	0.0	11.2	0.2	0.62	61.5	0.02	0.00
Mediana	19.3	7.2	1162	135.2	40.2	53.3	3.1	64.9	170.0	402.8	0.0	10.9	0.2	0.01	60.8	0.00	0.00
Desv. Típica	0.8	0.2	53	13.2	7.5	11.4	0.5	10.5	12.6	47.2	0.0	3.9	0.0	3.4	7.2	0.08	0.00
Coef. de variación	4%	2%	5%	10%	18%	21%	16%	16%	8%	12%		35%	23%	551%	12%	374%	

H6-5	T	pH	Conduct.	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	HCO_3^{-}	CO_3^{2-}	SiO_2	B	PO_4^{3-}	NO_3^{-}	NO_2^{-}	NH_4^{+}
N° de determinaciones	9	8	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	7	9	9	9	9
Máximo	19.6	7.6	1219	143.1	53.8	55.7	3.3	74.6	182.4	442.3	0.0	13.3	0.16	1.55	77.2	0.20	0.26
Mínimo	18.6	7.2	1020	118.0	33.0	38.8	2.0	49.0	138.1	350.8	0.0	9.1	0.02	0.00	53.4	0.00	0.00
Media	19.1	7.3	1104	130.7	39.3	46.3	2.9	59.9	151.2	384.5	0.0	11.8	0.1	0.38	61.3	0.02	0.04
Mediana	19.1	7.3	1089	129.3	38.3	46.1	3.1	58.0	149.7	378.2	0.0	11.9	0.1	0.06	59.8	0.00	0.00
Desv. Típica	0.3	0.1	72	9.4	6.3	5.8	0.5	7.1	13.7	33.3	0.0	2.6	0.0	2.0	6.8	0.07	0.09
Coef. de variación	2%	2%	7%	7%	16%	13%	16%	12%	9%	9%		22%	41%	531%	11%	300%	226%

H6-18-1	T	pH	Conduct.	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	HCO_3^{-}	CO_3^{2-}	SiO_2	B	PO_4^{3-}	NO_3^{-}	NO_2^{-}	NH_4^{+}
N° de determinaciones	16	15	16	15	15	15	14	16	15	16	16	15	12	16	15	15	13
Máximo	22.4	7.4	7020	608.5	202.5	697.0	36.5	1726.0	544.4	472.8	0.0	13.3	0.24	5.86	329.0	0.04	0.20
Mínimo	17.8	6.8	2500	247.8	79.4	108.8	2.9	288.7	327.0	350.8	0.0	8.0	0.02	0.00	133.8	0.00	0.00
Media	19.7	7.1	3680	377.6	127.0	239.5	12.9	646.1	427.6	404.3	0.0	10.3	0.2	0.44	248.0	0.00	0.03
Mediana	19.6	7.1	3050	348.0	115.5	165.0	8.0	422.7	433.2	400.3	0.0	10.1	0.2	0.00	263.4	0.00	0.00
Desv. Típica	1.6	0.2	1528	106.5	40.2	177.0	10.5	496.5	58.8	30.7	0.0	3.3	0.1	4.6	55.8	0.01	0.08
Coef. de variación	8%	2%	42%	28%	32%	74%	82%	77%	14%	8%		32%	48%	1035%	22%	387%	244%

H6-19-2	T	pH	Conduct.	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	HCO_3^{-}	CO_3^{2-}	SiO_2	B	PO_4^{3-}	NO_3^{-}	NO_2^{-}	NH_4^{+}
N° de determinaciones	19	17	19	18	18	18	18	19	19	18	18	16	14	19	19	19	15
Máximo	24.7	7.7	3080	488.1	96.0	221.3	11.1	422.3	2836.8	404.1	0.0	13.0	0.23	9.14	353.7	1.30	2.00
Mínimo	17.2	7.0	1776	206.2	48.0	85.9	2.8	89.4	266.1	286.7	0.0	7.7	0.05	0.00	137.4	0.00	0.00
Media	20.2	7.3	2276	264.8	71.4	134.5	5.7	241.2	521.7	347.5	0.0	10.0	0.2	1.93	213.0	0.07	0.23
Mediana	19.6	7.4	2190	229.6	70.5	126.5	6.0	227.3	395.2	354.0	0.0	10.0	0.2	0.00	217.6	0.00	0.00
Desv. Típica	2.4	0.1	432	69.7	15.9	37.7	2.0	94.2	566.4	33.1	0.0	3.1	0.1	9.8	55.7	0.30	0.57
Coef. de variación	12%	2%	19%	26%	22%	28%	34%	39%	109%	10%		31%	39%	505%	26%	436%	250%

muestreo que se indican *(véase su situación en la figura 4-2). Unidades de las variables:* ***Temperatura en*** *°C, conductividad en µS/cm e iones en mg/l.*

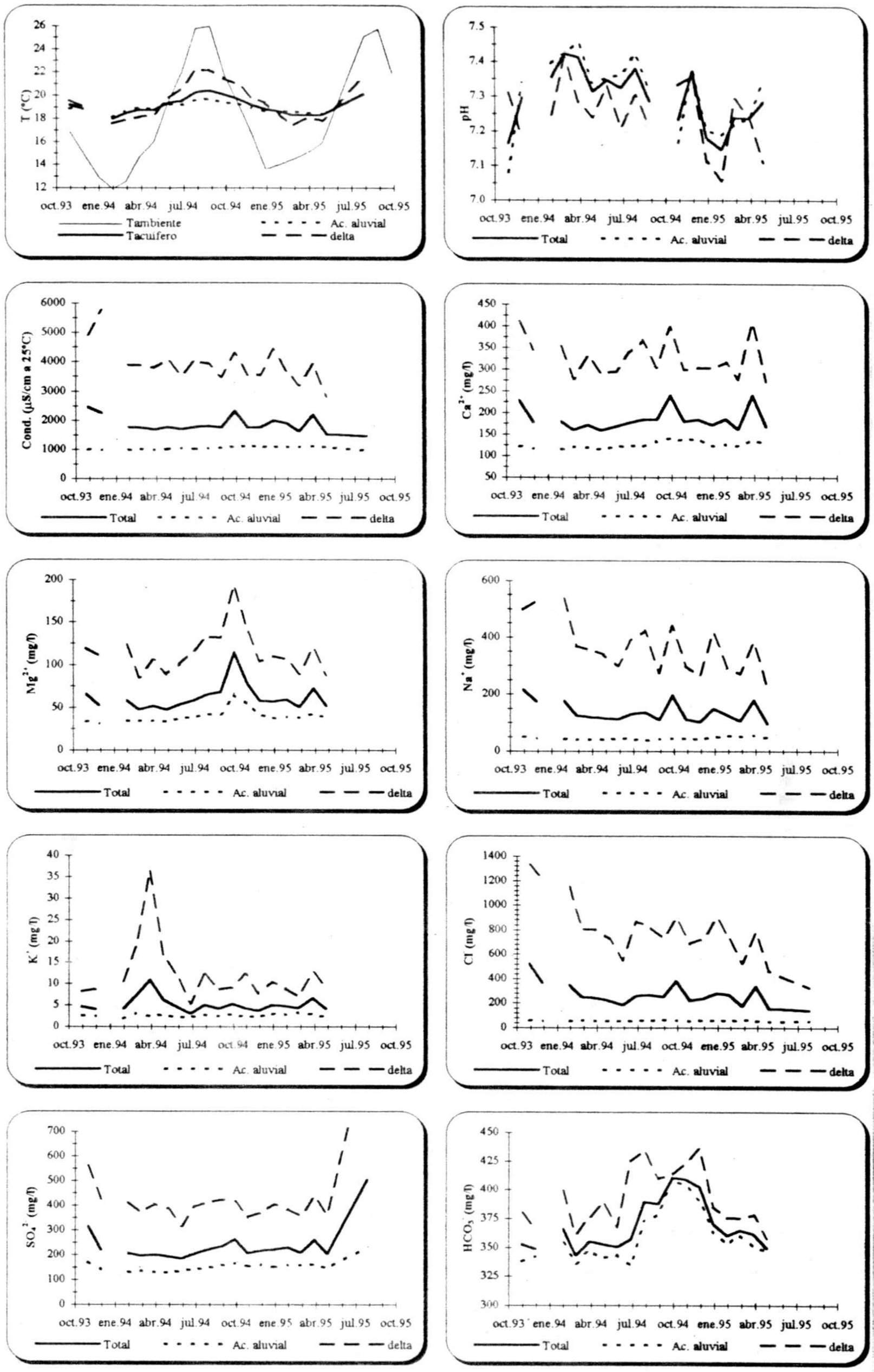


Figura 4-3. *Gráficos de variación mensual de los parámetros que se indican en el periodo octubre de 1993 a julio de 1995 (valores medios de las muestras mensuales obtenidas).*

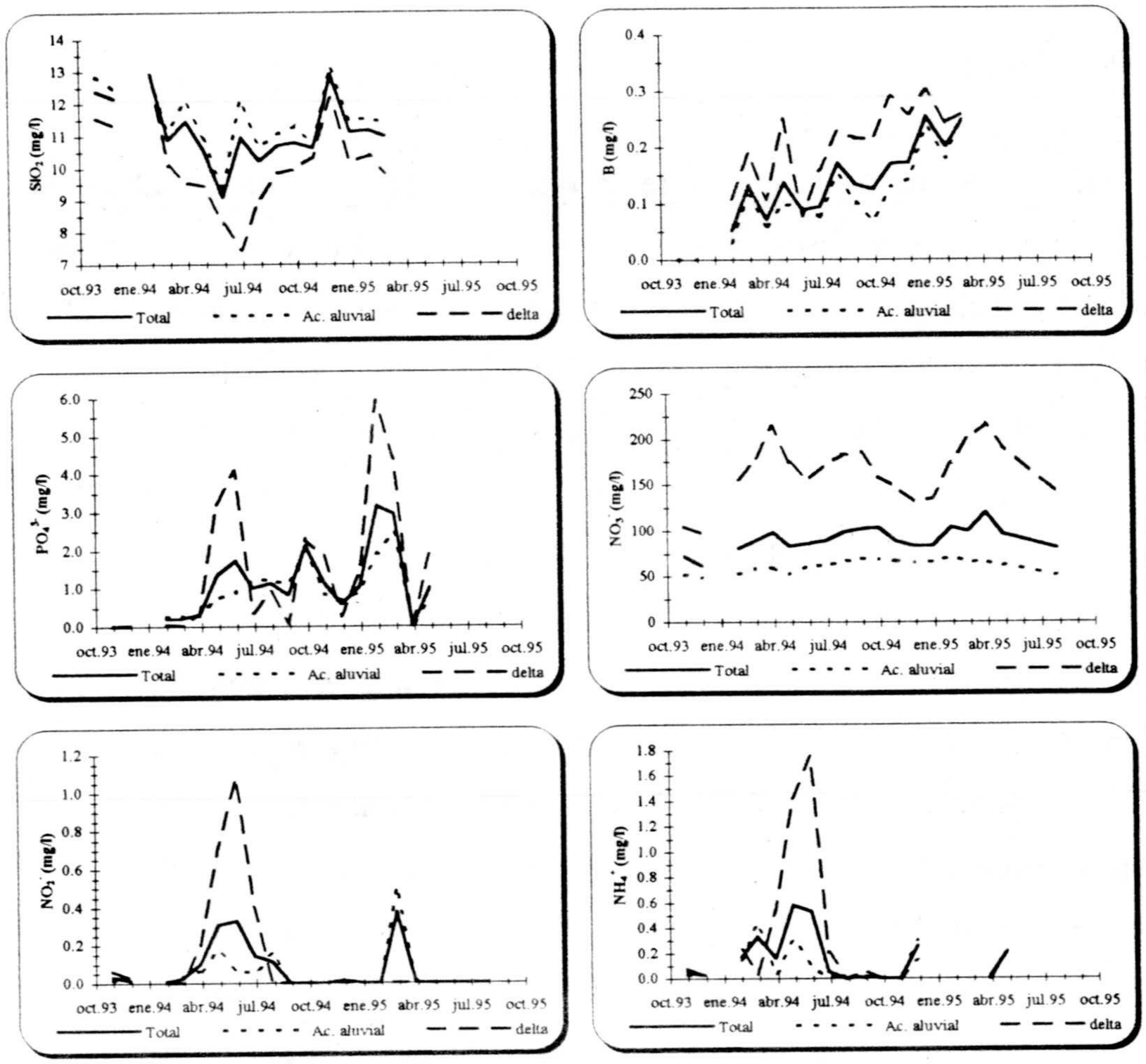


Figura 4-3(cont.). *Gráficos de variación mensual de los parámetros que se indican en el periodo octubre de 1993 a julio de 1995 (valores medios de las muestras mensuales obtenidas).*

4.2.1. Parámetros no específicos

4.2.1.1. Temperatura

En el periodo estudiado, la temperatura media de las aguas subterráneas ha sido de 19.1 °C, con valores comprendidos entre 14.2 y 24.7 °C, y un coeficiente de variación bastante pequeño (8%) en comparación con el los otros parámetros analizados. En el sector aluvial la media de las temperaturas ha sido de 18.9 °C y en el delta de 19.4 °C; en este último lugar el coeficiente de variación es mayor que en el sector aluvial (6% y 11%, respectivamente, para los sectores aluvial y deltaico). El total de medidas efectuadas ha sido de 630 de las que 453 corresponden al sector aluvial y el resto, 177, al deltaico.

En acuíferos como el del río Vélez, en donde el nivel piezométrico se encuentra a poca profundidad, la temperatura de las aguas subterráneas, en general poco variable a lo largo del año, se puede ver muy afectada por la temperatura ambiente; normalmente la temperatura de las aguas subterráneas suele ser igual o algo superior a la media anual de la temperatura ambiente la zona. En el caso del sector estudiado, la media de la temperatura ambiente entre octubre de 1993 y julio de 1995 ha sido de 17.4 °C (estación meteorológica de Vélez Málaga), es decir, 1.4 °C menor que la temperatura media de las aguas subterráneas (19.1 °C), aunque si consideramos que la temperatura media anual registrada entre los años 1962 a 1996 (en la misma estación meteorológica) ha sido de 18.3 °C, la diferencia anterior es incluso menor: 0.8 °C.

La oscilaciones estacionales que se observan en la evolución temporal de la temperatura de las aguas subterráneas coinciden, en periodo, con las de la temperatura del aire, aunque estas últimas son de mayor amplitud (figura 4-3) y, en concordancia con los estadísticos básicos anteriormente mencionados, se observa que la amplitud de la variación de la temperatura es mayor en el sector deltaico que en el sector aluvial; en esta última zona, al situarse los niveles piezométricos más cerca de la superficie y dado que la mayor parte de las captaciones muestreadas son poco penetrantes, los valores de temperatura de las aguas subterráneas se ven influenciados por la temperatura del aire (ver apartado de intrusión marina).

Durante el periodo de estudio se puede afirmar que, la mayor parte del año, las temperaturas de las aguas subterráneas del delta son mayores que las del aluvial; sólo durante 4 meses al año (de mediados de enero a mediados de mayo de los años 1994 y 1995), las aguas del aluvial presentan mayor temperatura que las del delta (figura 4-3).

Hasta el momento hemos hablado de valores medios obtenidos en las muestras tomadas en los sectores aluvial y deltaico. En la figura 4-4 se presentan las evoluciones temporales de la temperatura del agua subterránea registradas en 10 puntos del acuífero; en casi todos ellos se observa que los incrementos de temperatura se producen en las estaciones de verano y otoño. En las épocas en que circula agua por el río (meses de invierno), las temperaturas de los puntos más cercanos al cauce son menores que las de los más alejados situados en una misma transversal. Las captaciones muestreadas del sector deltaico H6-18-1 y H6-19-2, son las que presentan mayores variaciones de temperatura de unos meses a otros.

Por último, los mapas de isovalores de temperatura de las aguas subterráneas no muestran mucha más información de la ya expuesta. En general, la temperatura de las aguas subterráneas aumenta de norte a sur (figura 4-5), pero analizando con más detalle cada sector se observa que:

- Las aguas subterráneas del sector aluvial del río Vélez antes de la confluencia con el Benamargosa presentan unas temperaturas más influenciadas por la temperatura ambiente que las del aluvial del río Benamargosa, lo que se traduce en que en invierno las aguas subterráneas del primer sector citado están más frías que las del segundo sector mencionado, fenómeno que se invierte durante el verano.
- Las menores variaciones de temperatura de un mes a otro se presentan en el sector central del acuífero; las temperaturas oscilan entre los 18 y los 20 °C.
- En enero de 1994 hay un descenso de las temperaturas de las aguas subterráneas del sector deltaico, mientras que en julio de 1994 se produce un incremento.

Por último, hay que señalar que en ningún sector se aprecian anomalías térmicas y la totalidad de las aguas subterráneas, desde el punto de vista de la temperatura, serían normales según la clasificación establecida por Schöeller (1962).

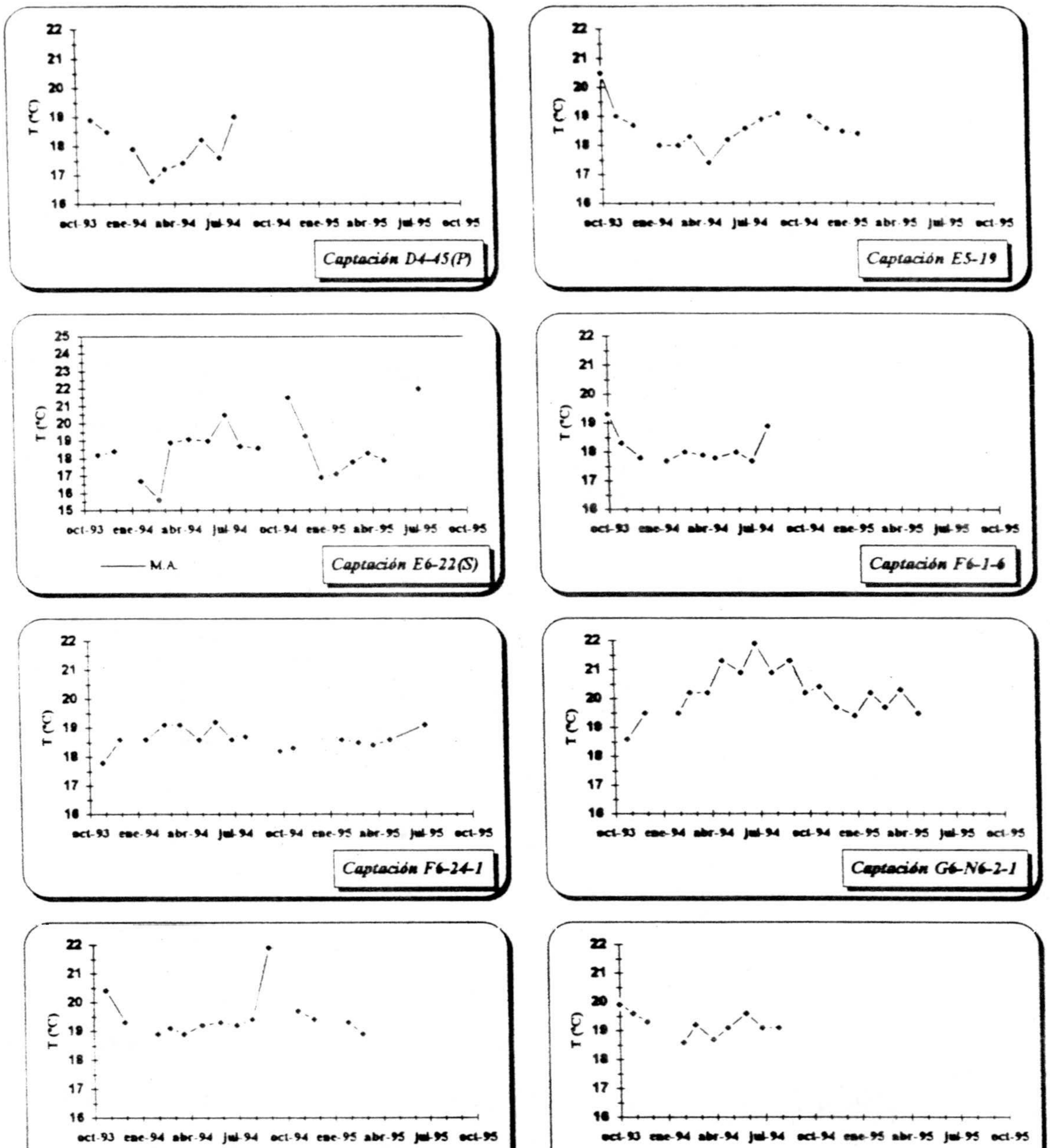


Figura 4-4. *Evolución temporal de la temperatura de las aguas subterráneas en diez captaciones representativas del acuífero.*

4.2.1.2. Valores de pH

Este parámetro representa la acidez de una solución acuosa, lo que depende habitualmente de la concentración en anhídrido carbónico disuelto.

Los resultados obtenidos para los valores de pH de las aguas subterráneas son bastante homogéneos: están comprendidos entre 8.8 y 6.3, el valor medio y la mediana coinciden, 7.3, y el coeficiente de variación es bajo, 4% (tabla 4-3).

La evolución temporal de la media de los valores de pH (figura 4-3) es un típico diagrama en "sierra" que proporciona poca información, aunque parece manifestarse un descenso de los valores de este parámetro, tanto para el aluvial como para el delta, en el periodo de investigación. En la mayor parte de los puntos muestreados el pH se ha mantenido bastante constante en torno al valor medio de 7.3 (figura 4-6).

En términos generales, los valores más altos de pH aparecen en las aguas subterráneas de los aluviales de los ríos Vélez y Benamargosa, antes de su confluencia, y decrecen ligeramente hacia el sur del acuífero (figura 4-7).Las aguas subterráneas del tramo aluvial del río Vélez presentan valores de pH mayores que los del río Benamargosa.

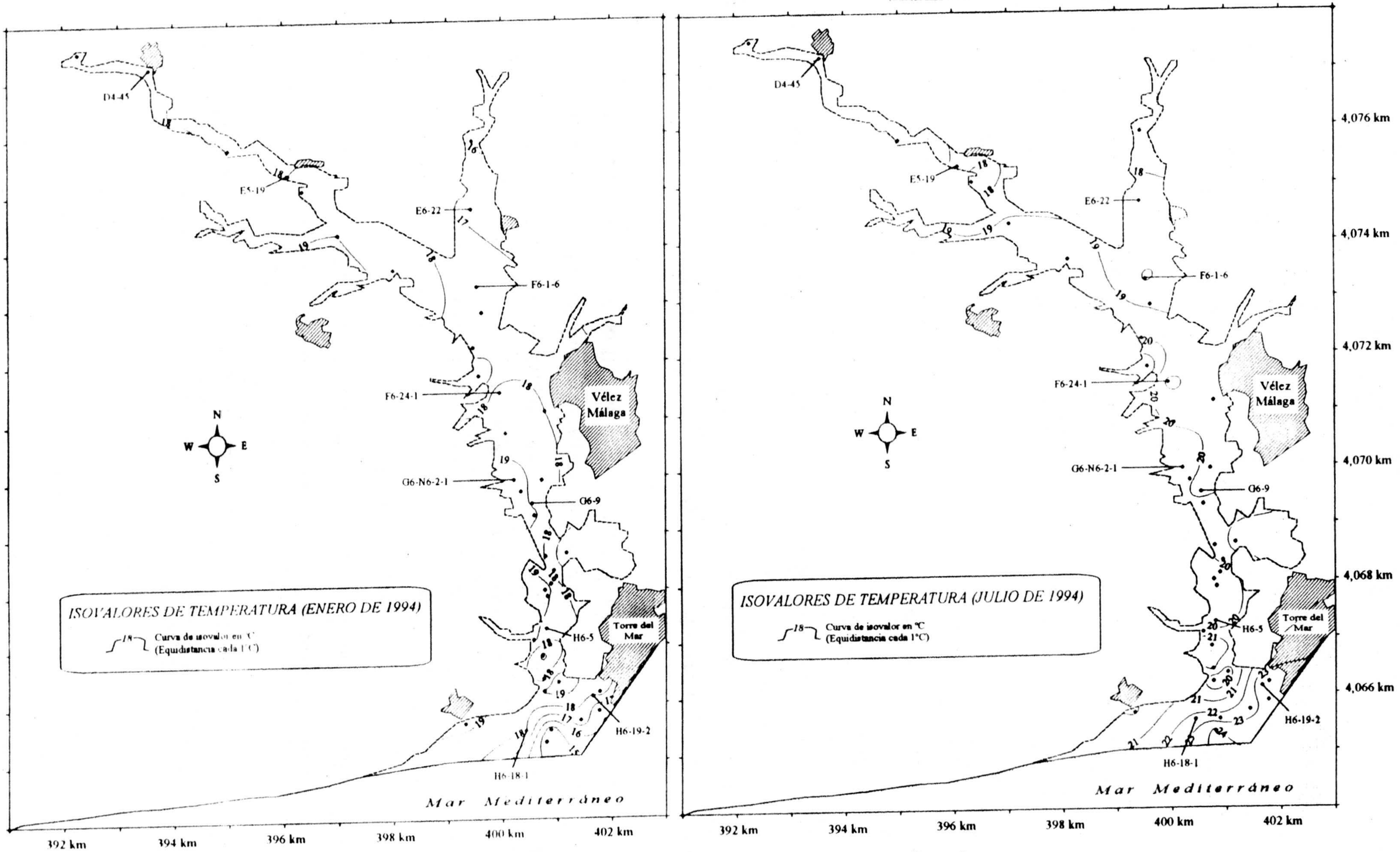
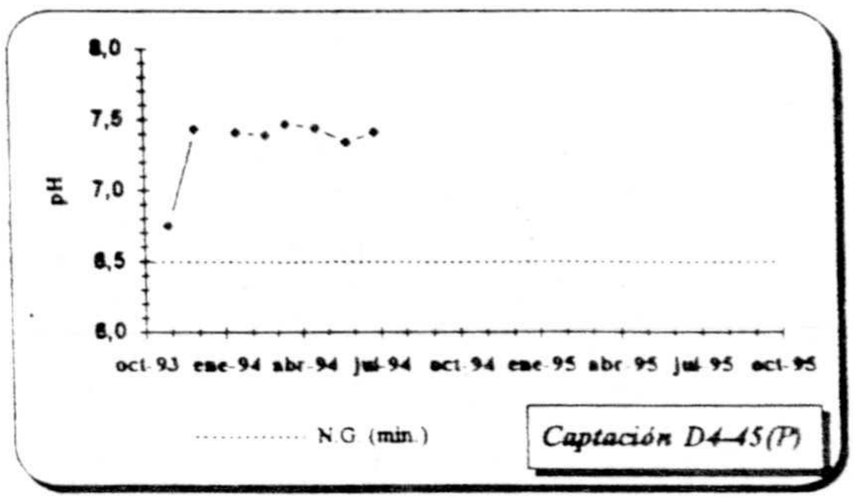
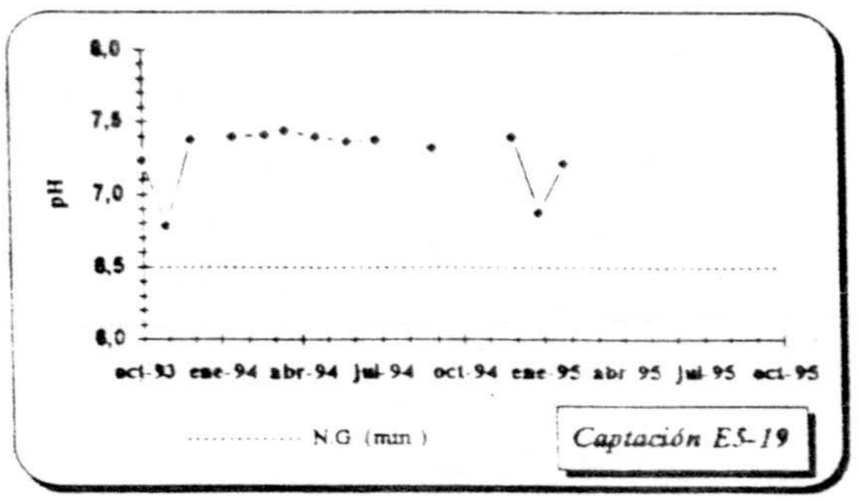
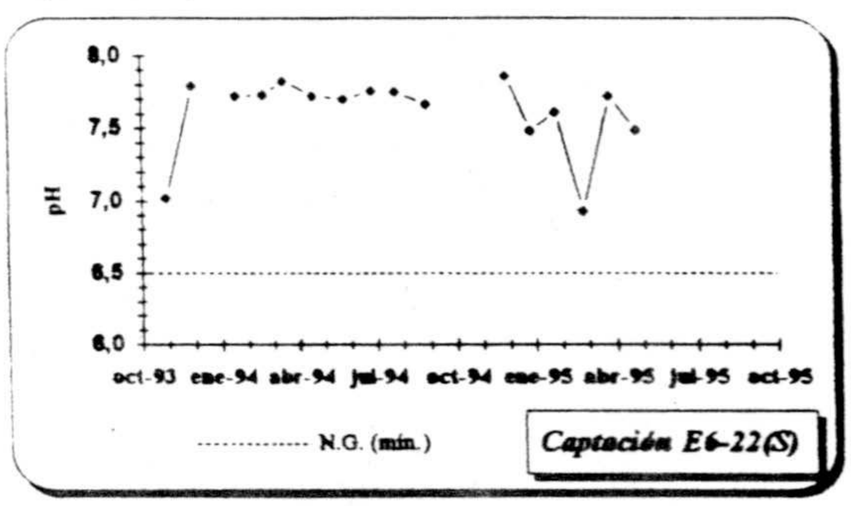
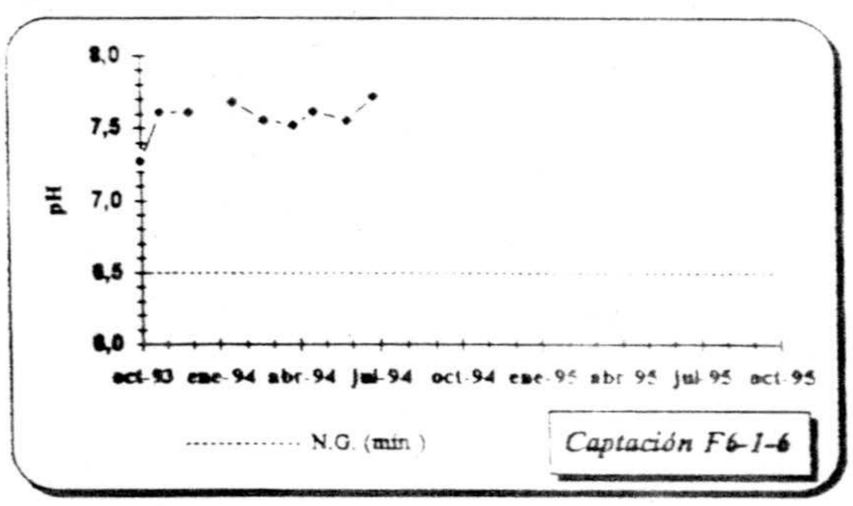


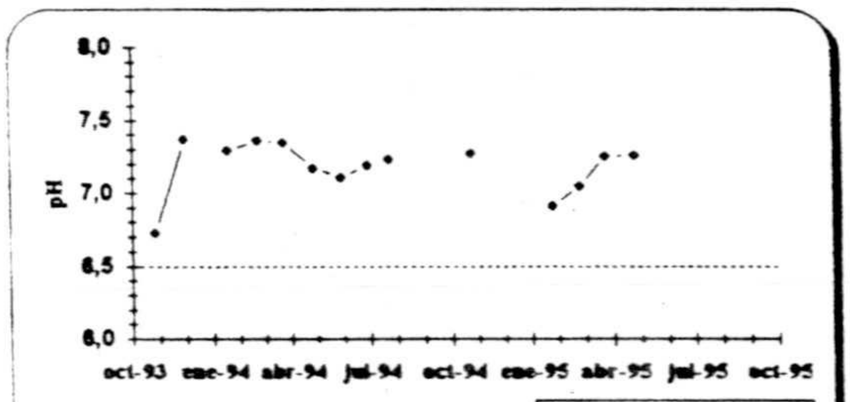
Figura 4-5. *Mapas de isovalores de temperatura de las aguas subterráneas.*

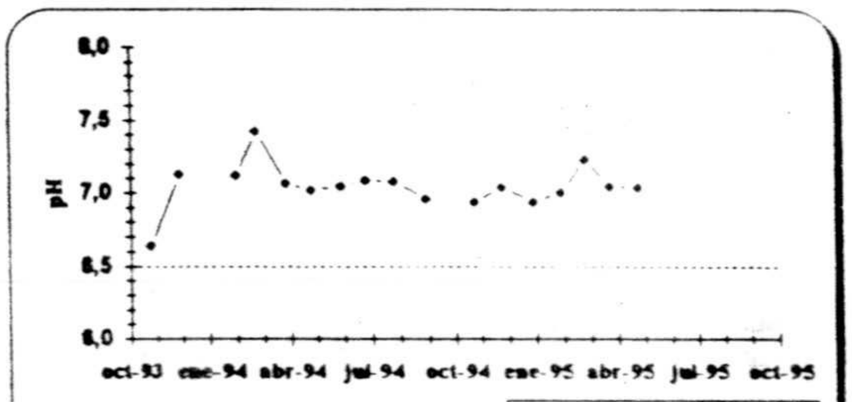


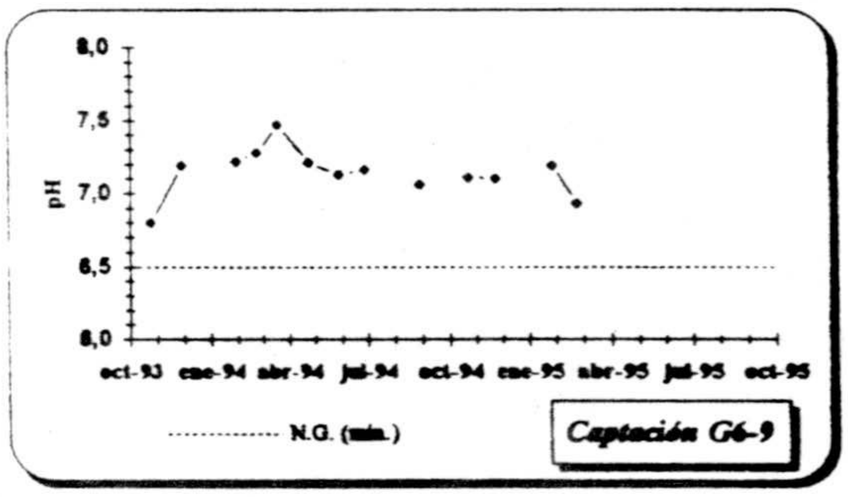


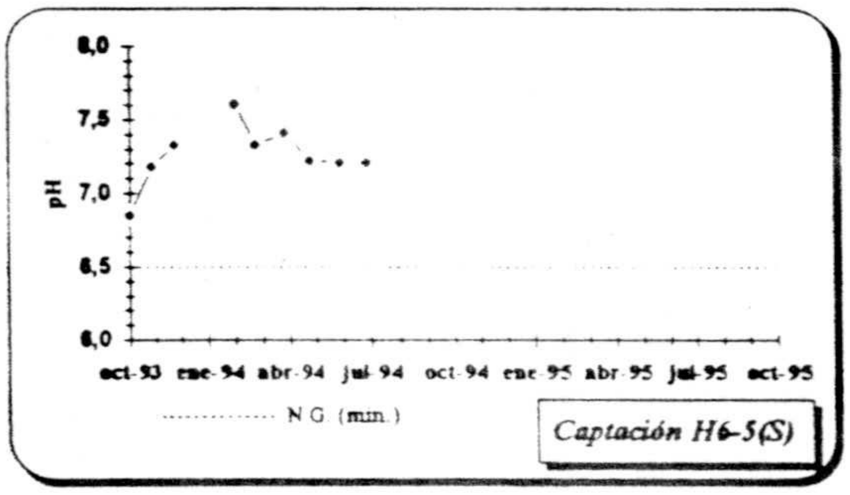


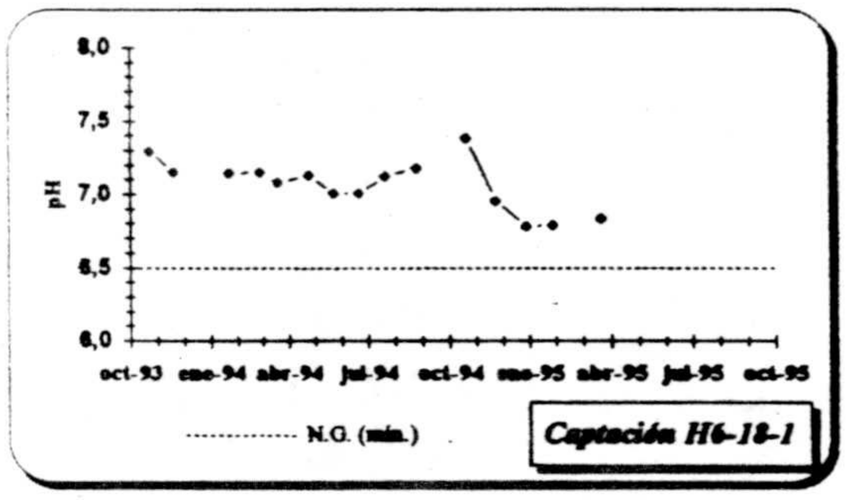












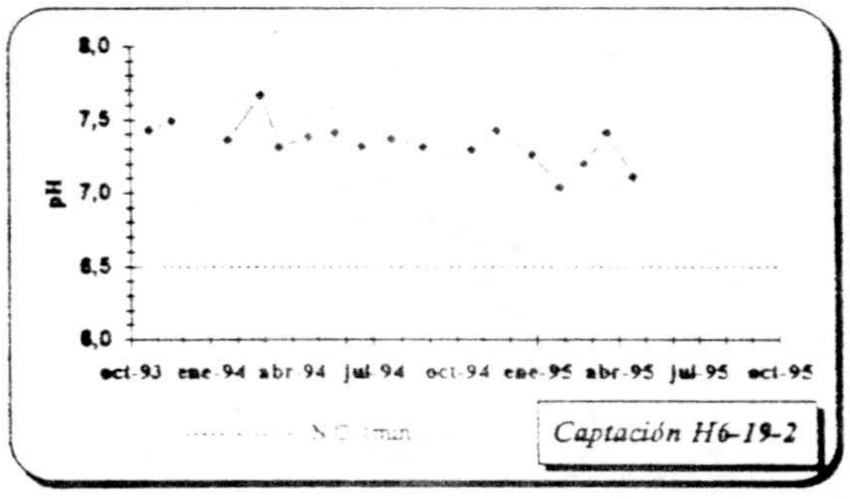
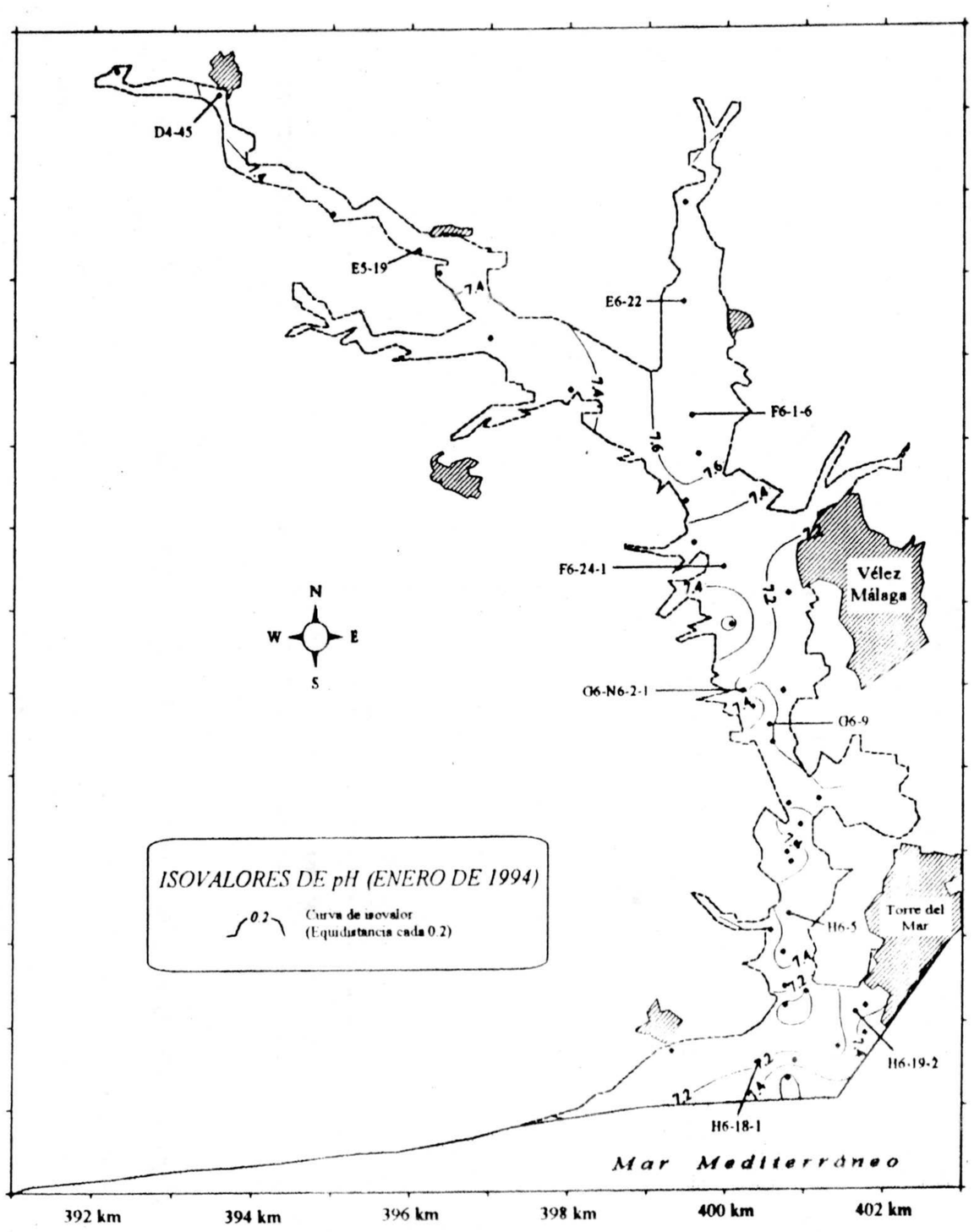


Figura 4-6. *Evolución temporal del pH de las aguas subterráneas en diez captaciones representativas del acuífero.*



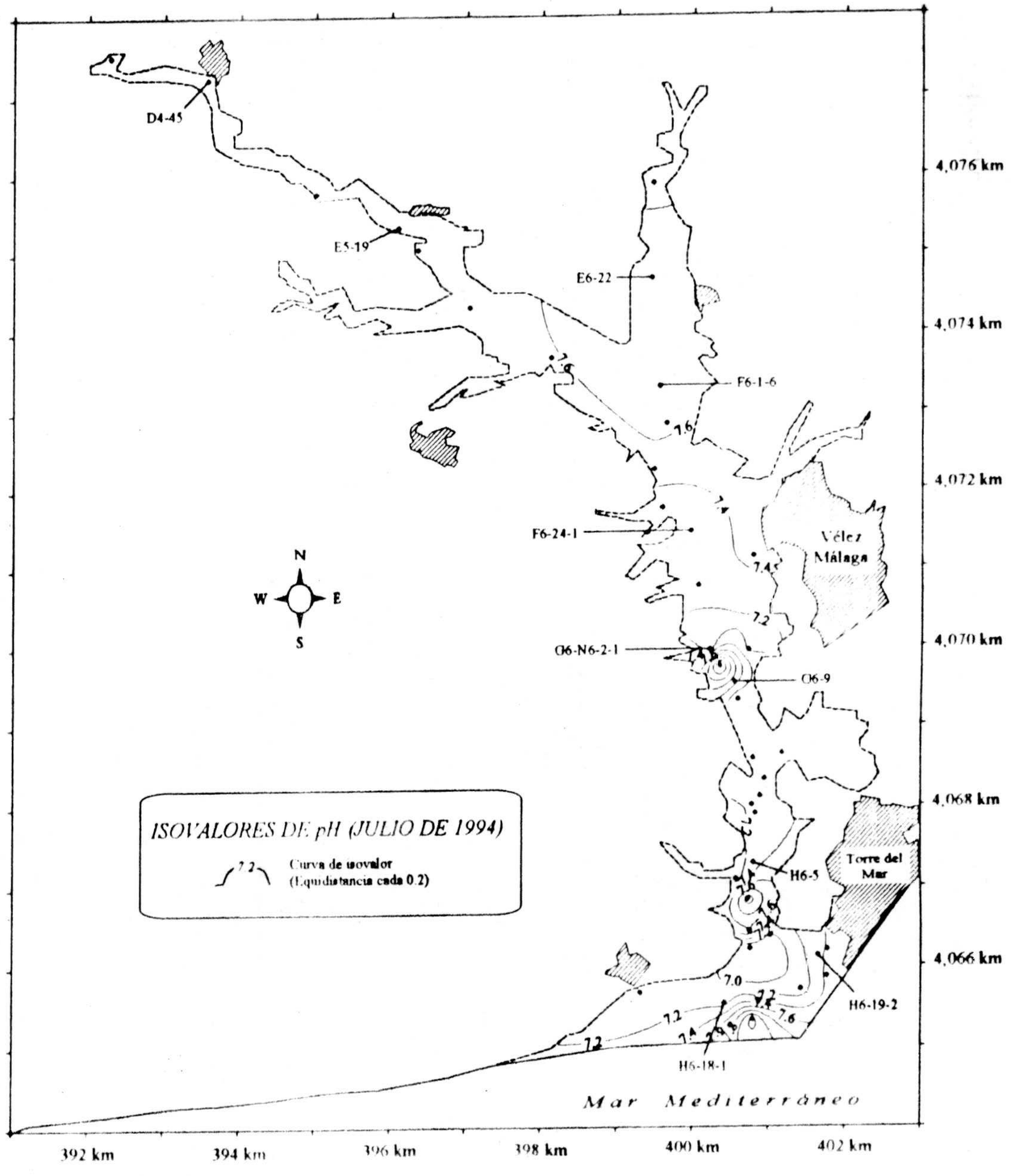


Figura 4-7. Mapas de isovalores de pH de las aguas subterráneas.

4.2.1.3. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica del agua es la capacidad que tiene ésta para conducir la corriente eléctrica; es un parámetro que refleja muy bien el contenido iónico total del agua. Su valor aumenta con la temperatura (2% / °C); por ello las medidas de este parámetro se han efectuado "in situ" y se han referido a la temperatura de 25°C.

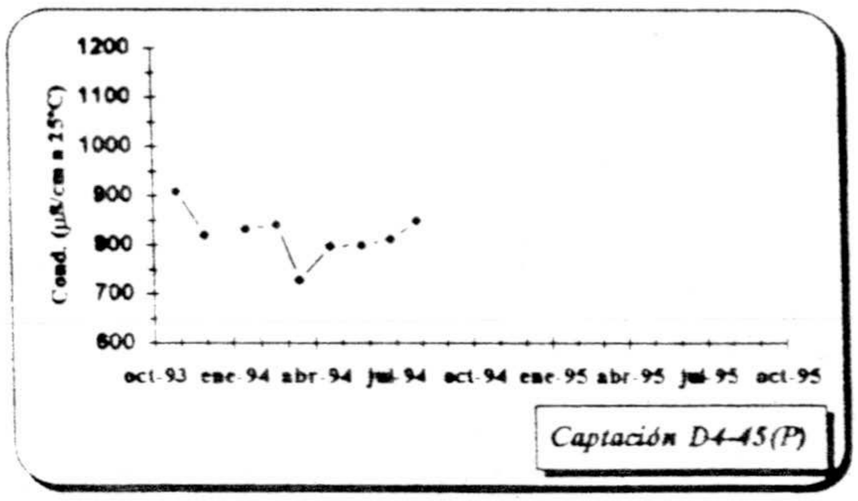
El número total de medidas realizadas de la conductividad eléctrica del agua subterránea ha sido de 632, de las que 404 corresponden a los puntos muestreados en el sector aluvial y el resto al sector deltaico (tabla 4-3). La conductividad media es de 1853 µS/cm, considerablemente mayor que la mediana (1118 µS/cm) ya que ésta se ve menos afectada por los valores extremos; la desviación típica es muy elevada, 2078 µS/cm, y en consecuencia, también existe un coeficiente de variación elevado, 112%. Lógicamente, si observamos los estadísticos básicos calculados para las muestras tomadas en el aluvial y las del delta, encontramos que en este último sector la dispersión de valores es mucho mayor, ya que es donde se produce la intrusión marina.

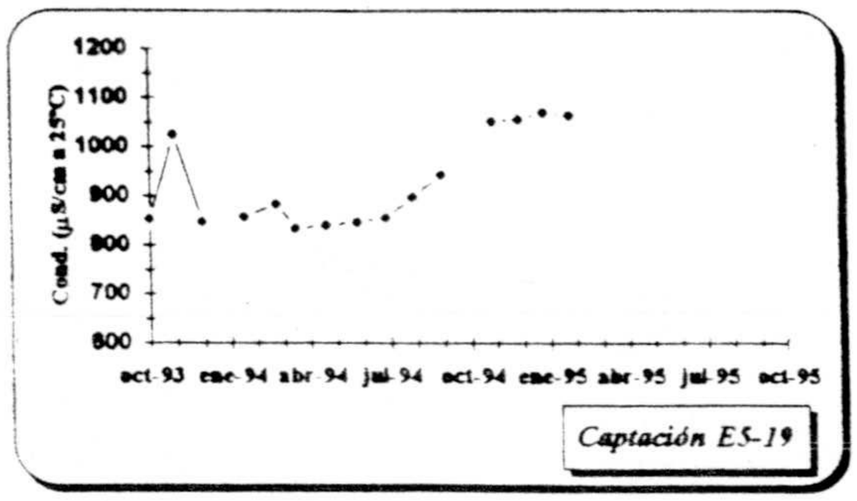
En el periodo estudiado, el parámetro conductividad eléctrica no ha variado mucho de un mes a otro, lo que se puede apreciar en las evoluciones temporales de valores medios de la figura 4-3; tan sólo las aguas subterráneas de los sectores de los aluviales del río Vélez y del río Benamargosa antes de su confluencia, presentan una tendencia de ligero aumento de los valores de conductividad.

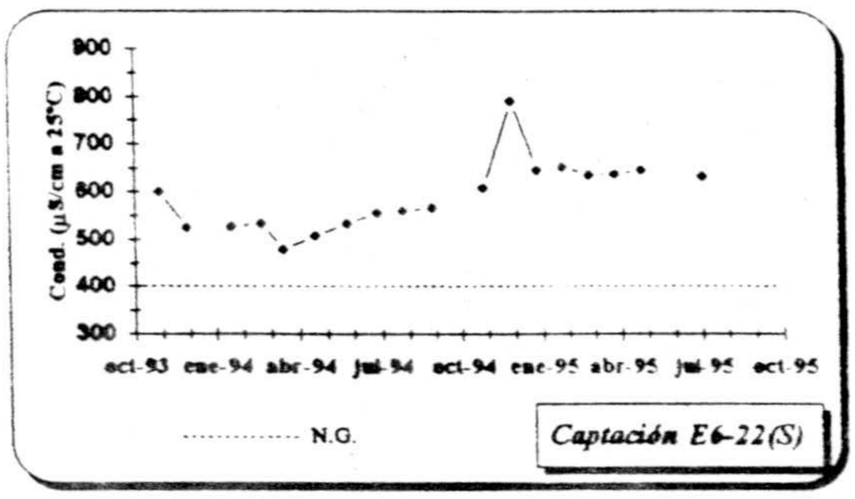
En efecto, las tendencias particulares de los puntos D4-45 y E5-19, en el valle del Benamargosa, y el E6-22, en el valle del río Vélez y, aunque menos acusadas, en el resto de puntos de la figura 4-8, reflejan claramente el aumento de la salinidad de las aguas debido a la disminución de los aportes hídricos y a la recirculación del agua como consecuencia de las prácticas agrícolas (ciclo extracción-riego-infiltración-extracción). En la parte central del acuífero las conductividades llegan a ser elevadas en algunos puntos como consecuencia de la intensa fertilización de los cultivos. En el caso del sector deltaico son los fenómenos de

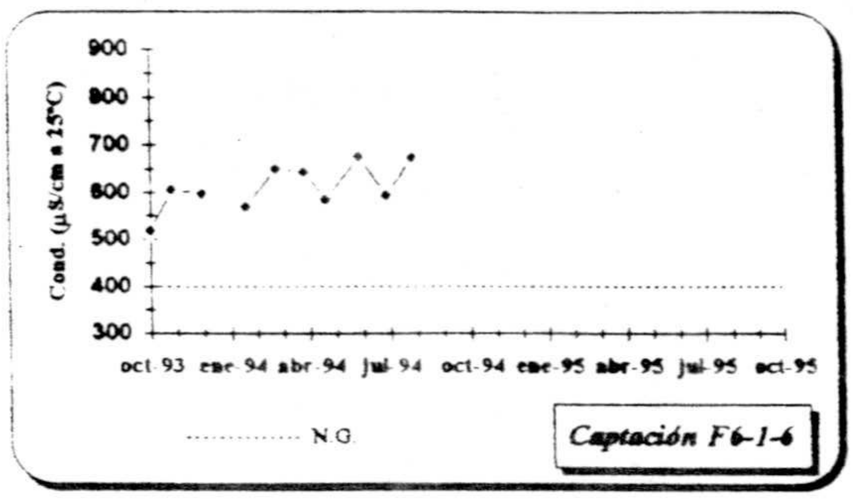
intrusión los que provocan los elevados contenidos salinos en algunos puntos de muestreo, que se ven acentuados en la margen derecha a partir del mes de enero de 1995.

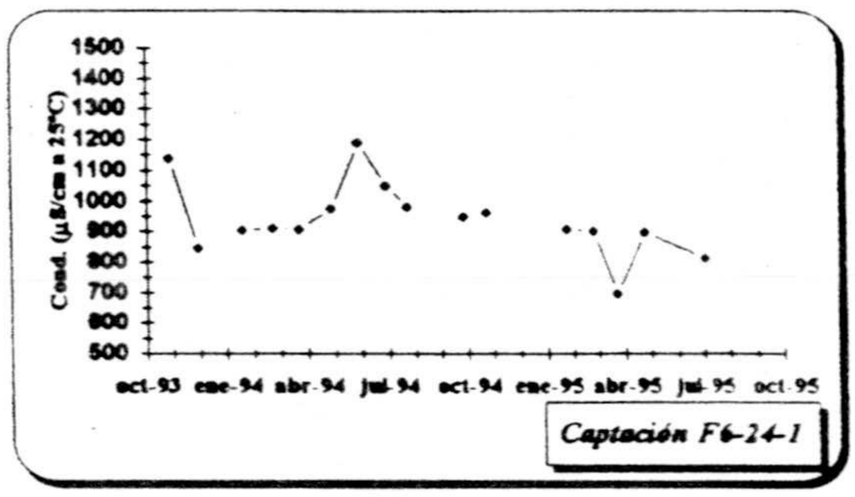
La observación de los resultados de variación espacial obtenidos (figura 4-9), muestran un aumento progresivo de la mineralización de las aguas en el sentido del flujo subterráneo. Este efecto se debe al desarrollo de los procesos de disolución a medida que aumenta el tiempo de residencia de las aguas y, en el caso del sector deltaico, es debido también a la intrusión marina en determinados meses del año. Se aprecia, además, una ligera diferencia entre las aguas subterráneas de los aluviales de ambos ríos antes de su confluencia; las conductividades de las aguas del tramo del aluvial del río Benamargosa son algo superiores a las del Vélez.

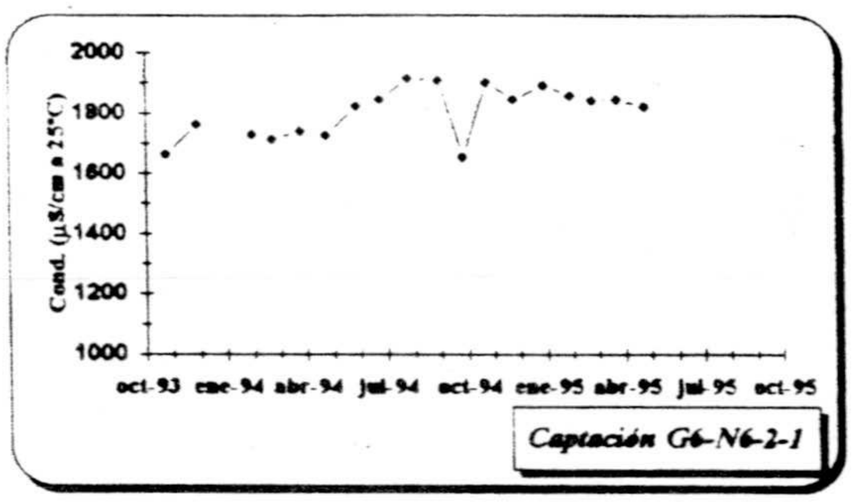


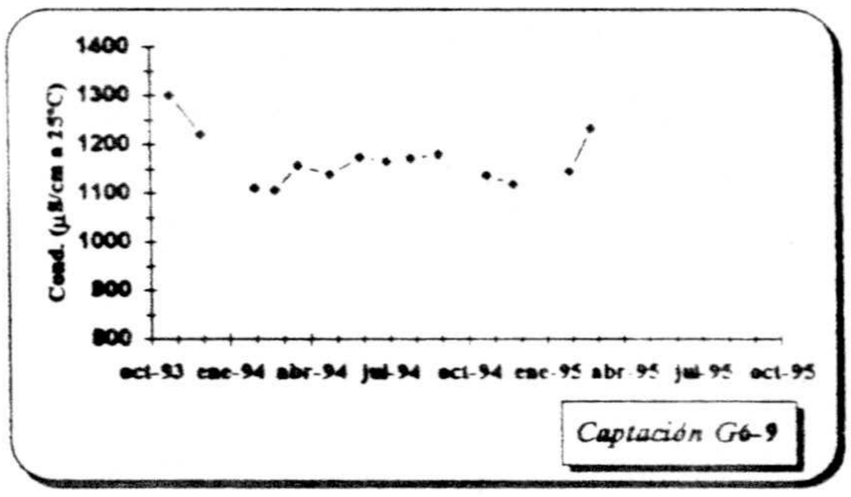


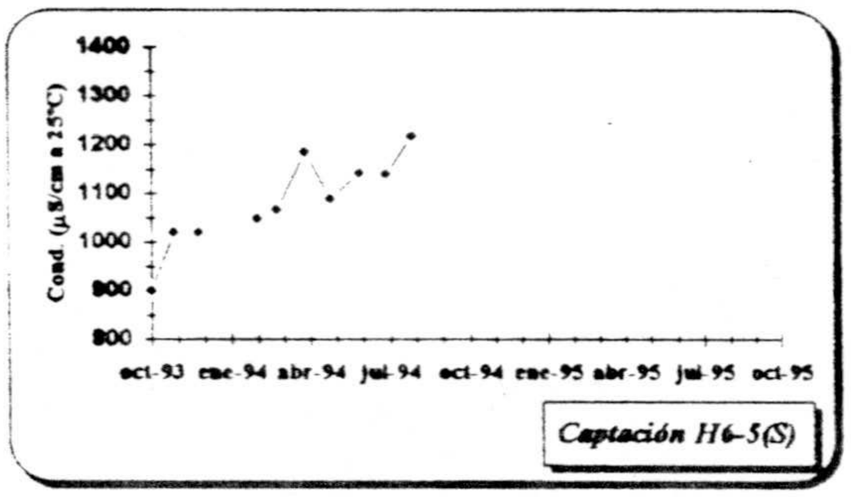


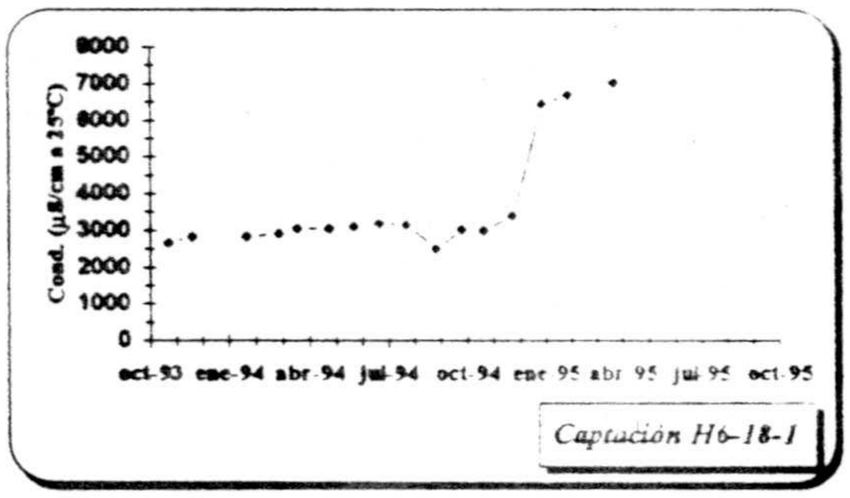












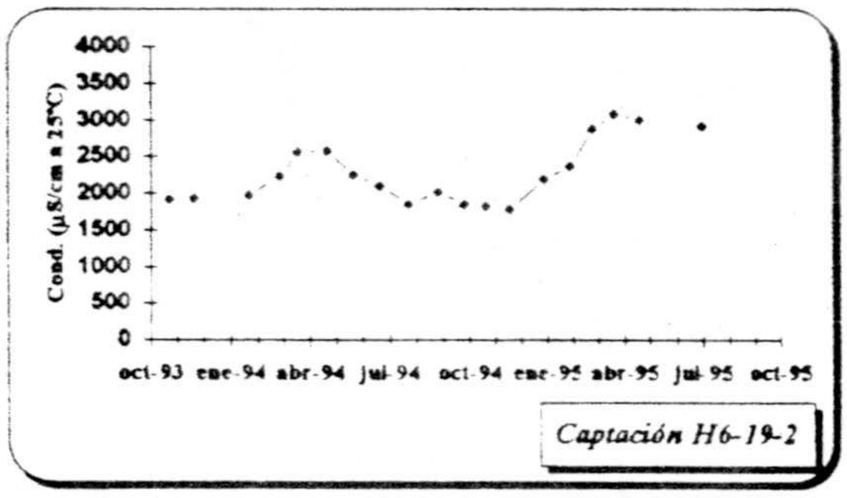
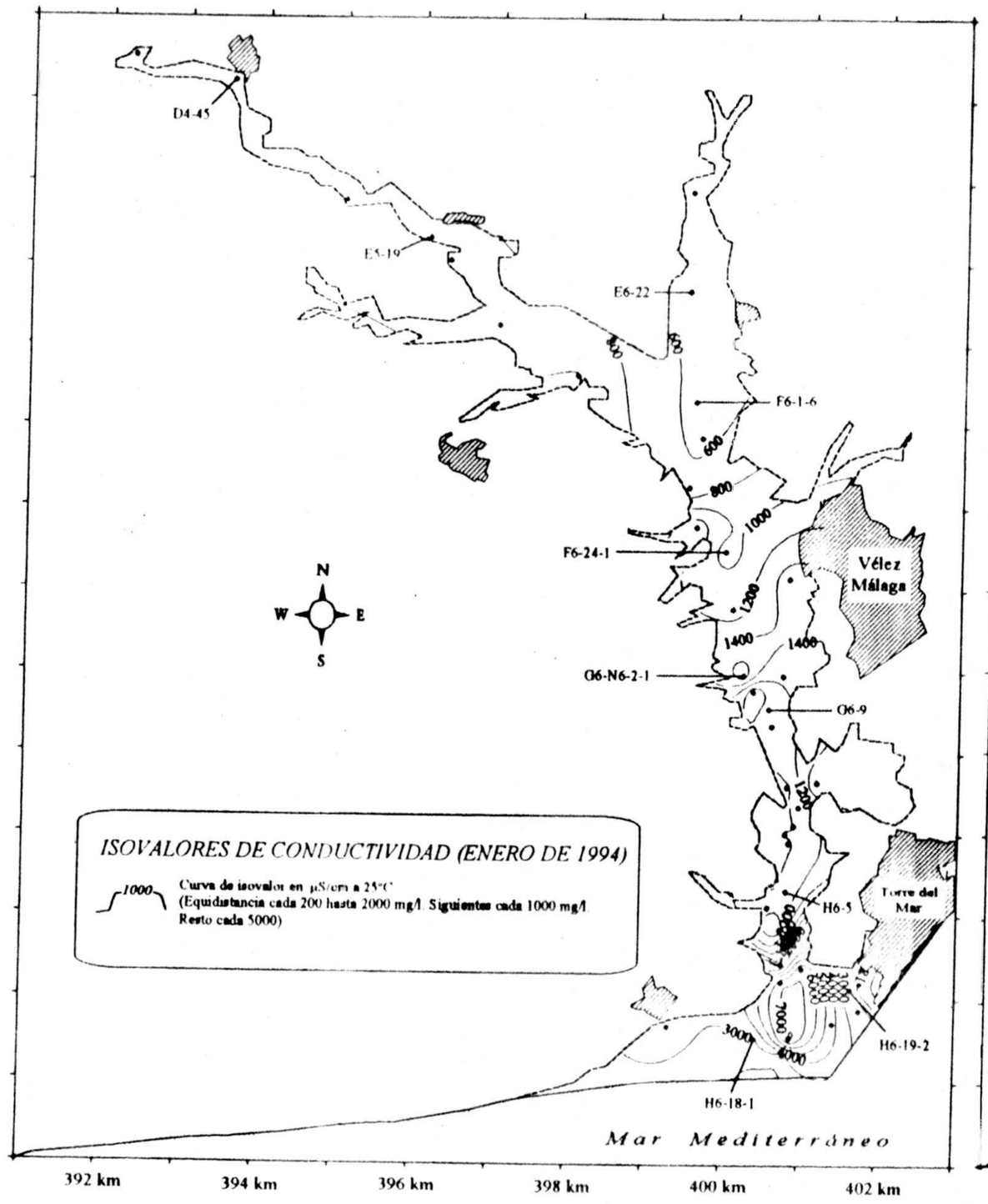


Figura 4-8. *Evolución temporal de la conductividad eléctrica de las aguas subterráneas en diez captaciones representativas del acuífero.*



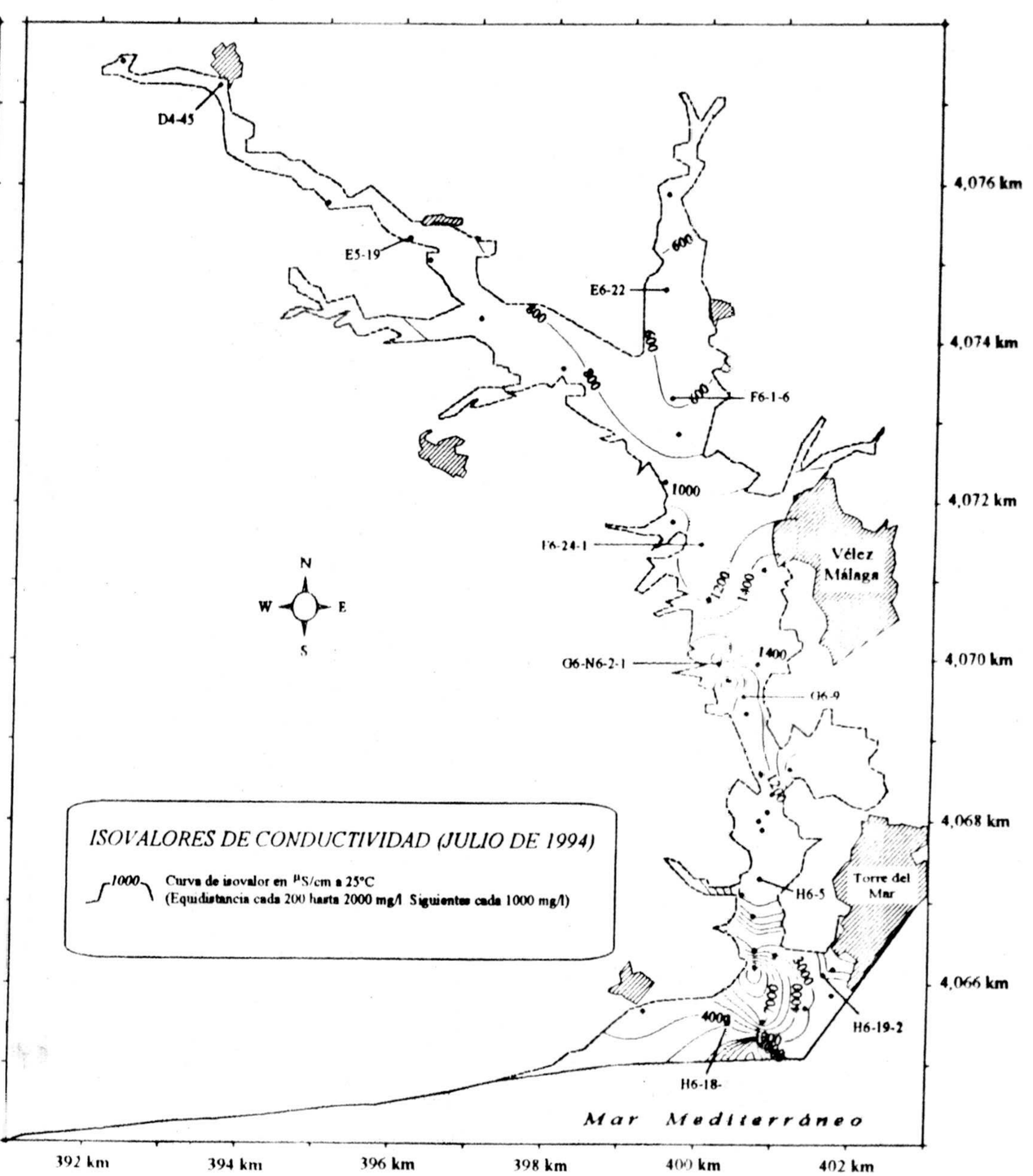


Figura 4-9. *Mapas de isovalores de conductividad eléctrica de las aguas subterráneas.*

4.2.2. Constituyentes mayoritarios

4.2.2.1. Calcio

El origen natural del aporte del ión calcio a las aguas subterráneas del acuífero del Vélez se encuentra en la disolución de rocas carbonatadas (dolomías y calizas), de la matriz calcárea de las rocas detríticas y de las evaporíticas (yeso y anhidrita). La intrusión del agua del mar es otro de los mecanismos de aporte a las aguas subterráneas de calcio. Otra procedencia del calcio puede encontrarse a la aplicación de fertilizantes en los cultivos del sector (ver apartado de compuestos nitrogenados). Hay que considerar que este elemento puede ver afectada su solubilidad por efecto de adición de un ión común

Las aguas superficiales de los ríos Vélez (punto 10) y Benamargosa (punto 4) que recargan el acuífero, son esencialmente de naturaleza bicarbonatadas cálcico-magnésicas. Poseen un contenido en calcio que oscila entre los 27 y 60 mg/l para el río Vélez y los 67 y 94 mg/l para el río Benamargosa. Como se puede observar el contenido en calcio del río Benamargosa prácticamente duplica a al encontrado en el río Vélez lo que se traduce en que las aguas subterráneas del valle aluvial del Benamargosa también posean mayores contenidos que las del Vélez.

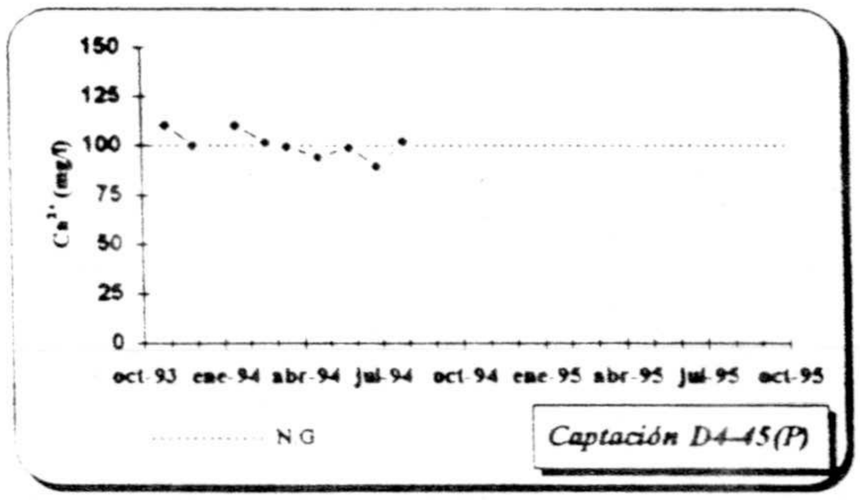
En el seno del acuífero, se produce un incremento generalizado en el sentido del flujo. El contenido medio de calcio en las aguas subterráneas es de 182 mg/l para las 632 determinaciones efectuadas, con un relativamente alto coeficiente de variación, 73% (tabla 4-3). El contenido en este ión en las aguas del sector aluvial está comprendido entre 22 y 261 mg/l, con un valor medio de 124 mg/l. En el delta los valores obtenidos se sitúan entre 103 y 1312 mg/l, con una media de 331 mg/l. Los coeficientes de variación para los dos sectores anteriores son del 34% y 50%, respectivamente según el orden citado.

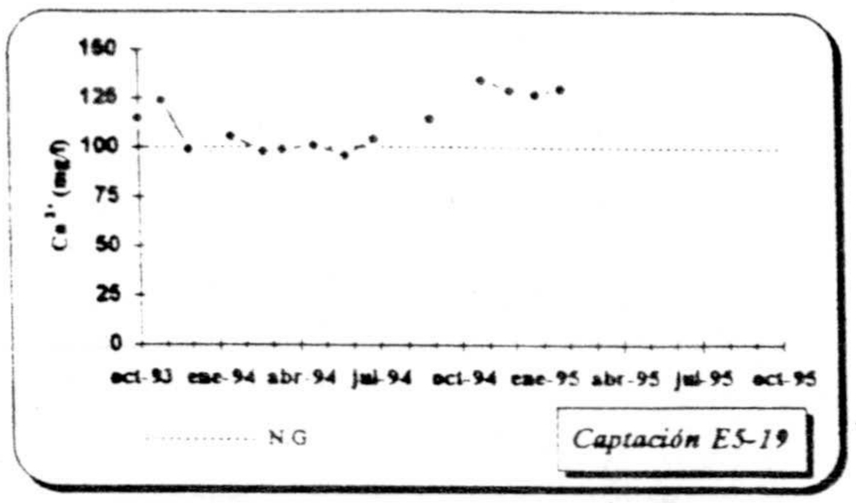
Durante el periodo de control, el contenido en calcio presenta una evolución análoga a la de otros parámetros como la conductividad, magnesio, sodio, cloruros y los sulfatos (figura 4-3).La relación con el ión nitrato es menor si bien parece interesante su consideración ya que una parte del origen del calcio proviene de los fertilizantes aplicados a los cultivos del sector.

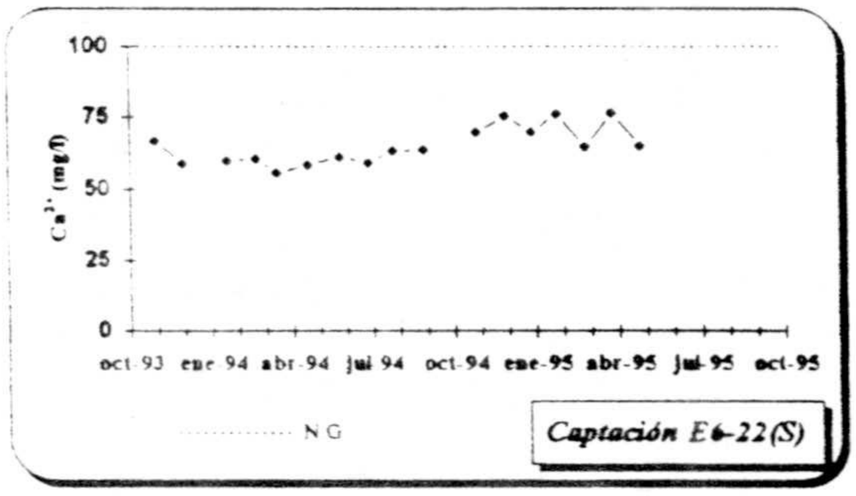
Los contenidos medios de calcio en las aguas subterráneas del sector aluvial han experimentado un ligero ascenso a lo largo del periodo (figura 4-3). Este hecho se pone de manifiesto también en el sector deltaico pero en este caso es menos evidente. En los puntos seleccionados se mantienen las mismas pautas (figura 4-10) y los valores mayores se localizan al final del estiaje.

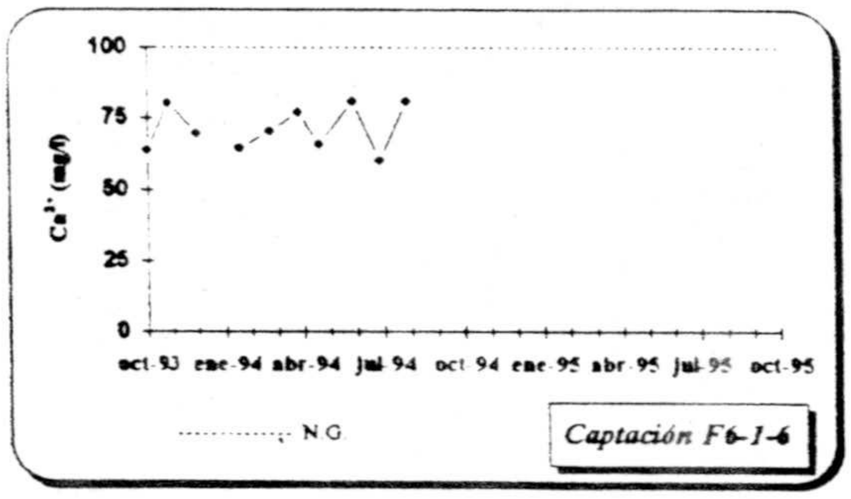
En cuanto al origen antrópico del calcio, la intensa fertilización de los cultivos de patata y tomate mediante estercolado y, en menor medida, con el abono químico nitrato cálcico (véanse las dietas fertilizantes patrón del anexo 9), son los responsables de la presencia de valores anormalmente altos en el sector central del acuífero (punto G6-N6-2-1; figura 4-10 y 4-11).

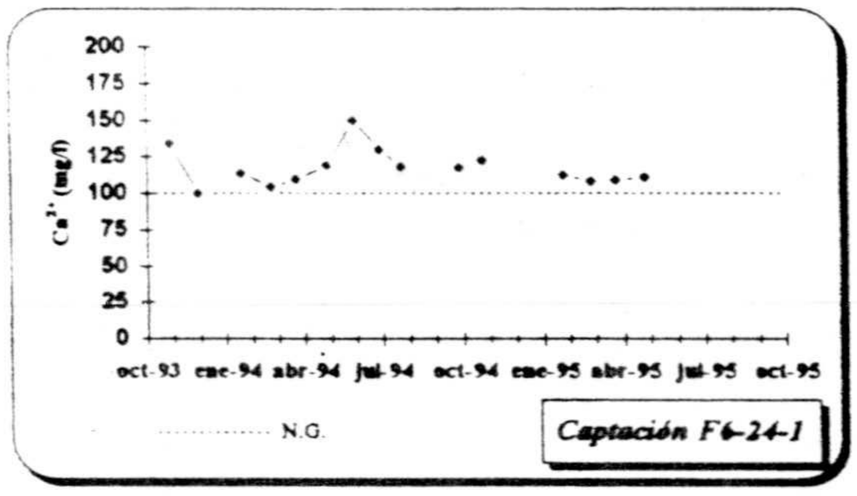
La distribución espacial de los valores de ión calcio para los meses de enero y julio de 1994, aguas altas y estiaje, respectivamente (figura 4-11), muestra que los contenidos en calcio de las aguas subterráneas del valle del río Benamargosa son mayores que las del río Vélez; este hecho se debe a que, por una parte, en el primer lugar citado los aportes superficiales tienen de por sí mayores contenidos en calcio, y por otra parte, a que en esta zona existe una mayor concentración de cultivos con el consecuente incremento de la fertilización respecto al sector aluvial del río Vélez. En el sector central del acuífero se localizan los mayores valores de calcio (hasta 275 mg/l en el punto G6-N6-2-1, figuras 4-10 y 4-11), principalmente en la margen derecha, donde además la agricultura es más intensiva. En el estrechamiento del acuífero se produce un descenso considerable de los valores que se sitúan entre 100 y 125 mg/l hasta llegar a las proximidades del sector deltaico donde los efectos de la intrusión marina y, en menor medida, el lixiviado de los fertilizantes aplicados, incrementan notablemente los contenidos en ión calcio.

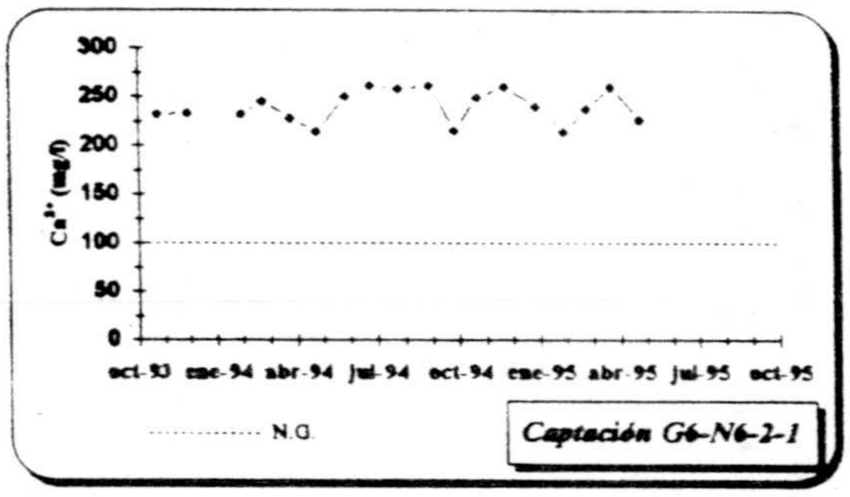


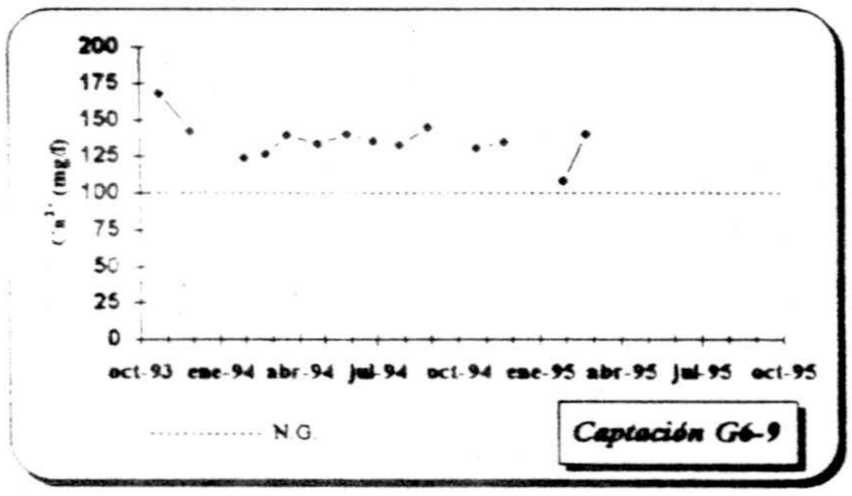


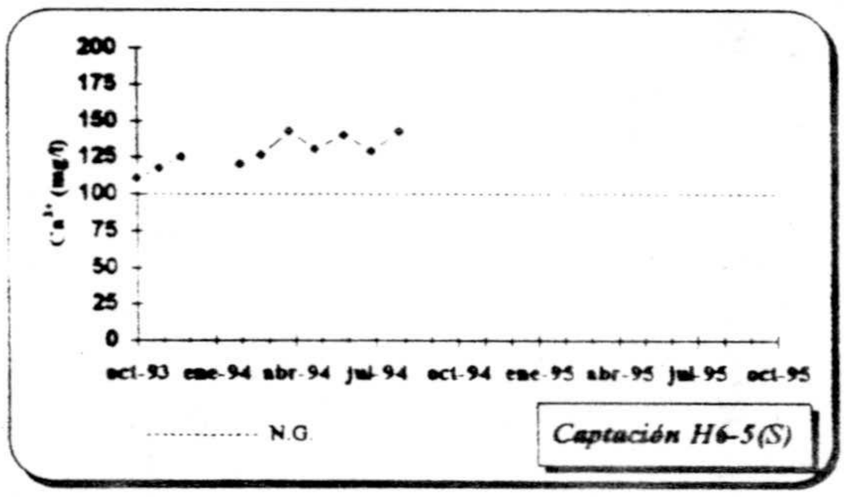


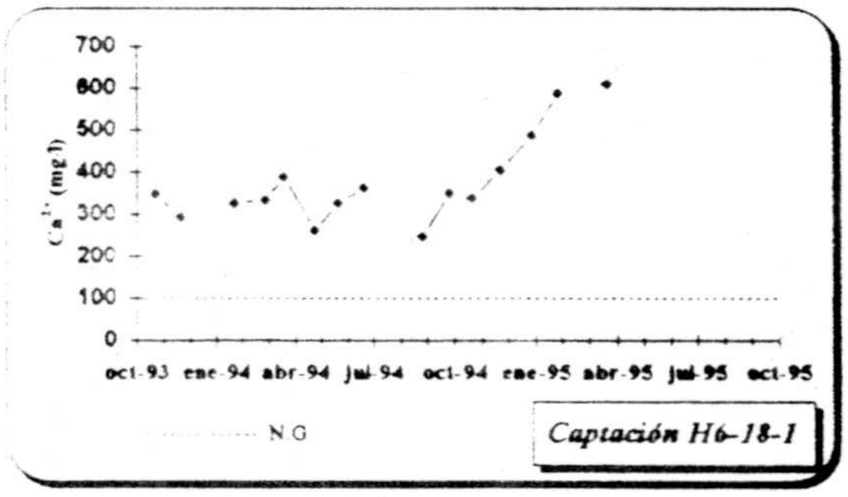












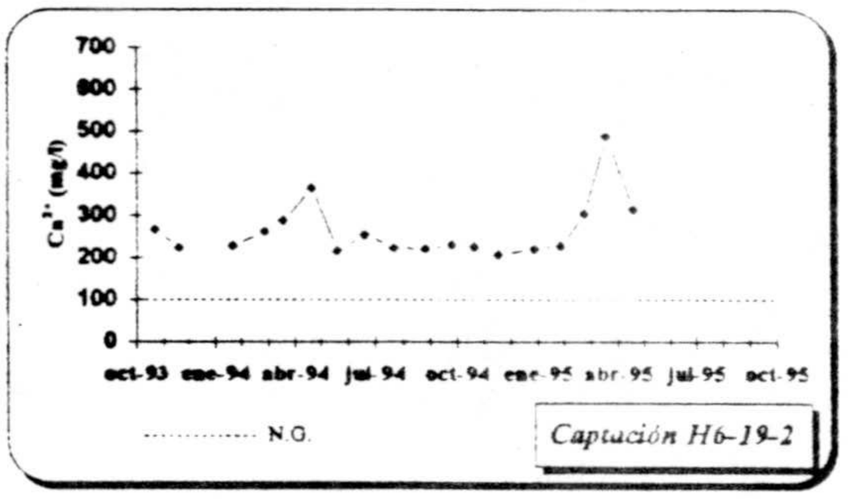
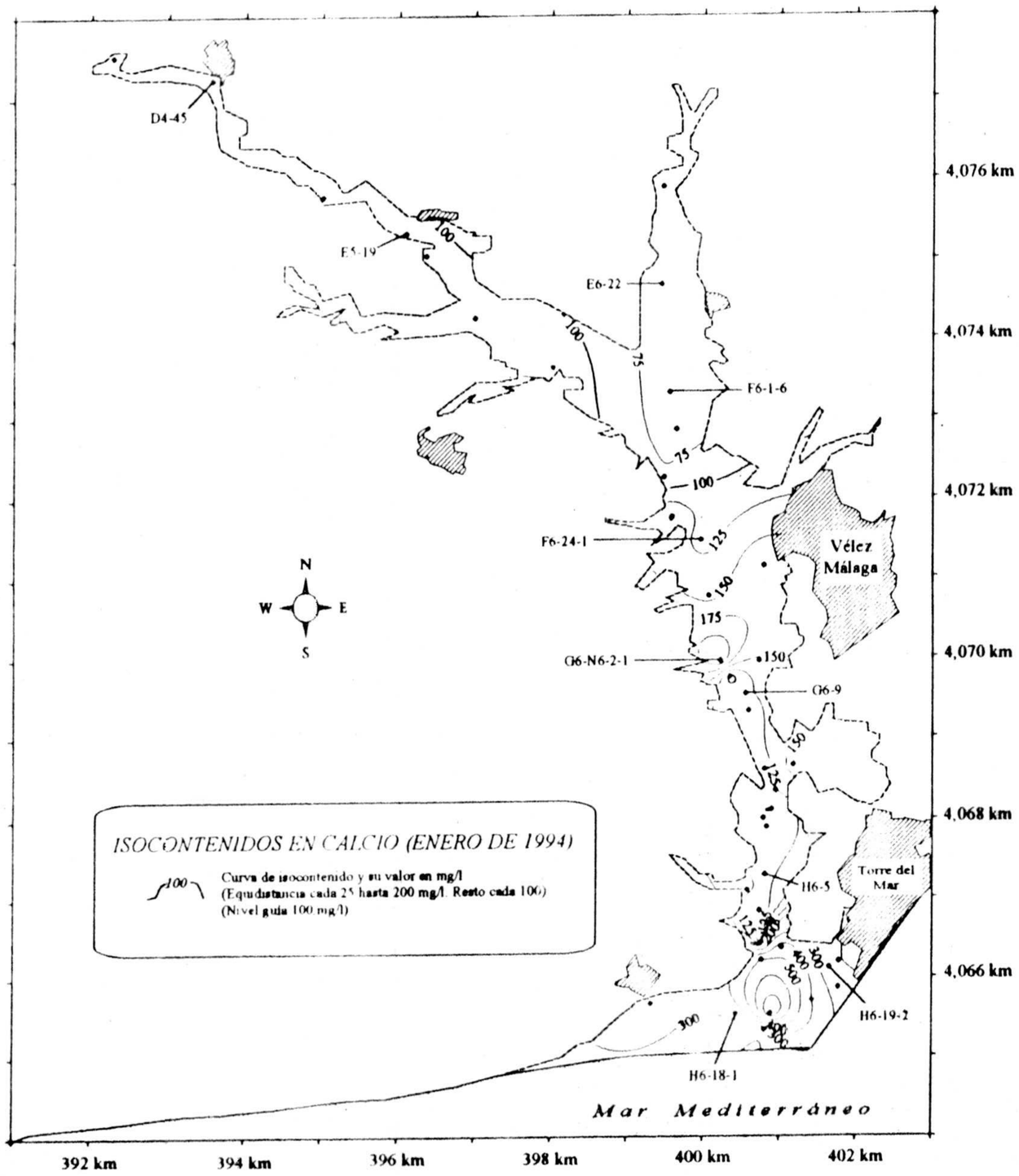


Figura 4-10. *Evolución temporal de los contenidos en calcio en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.*



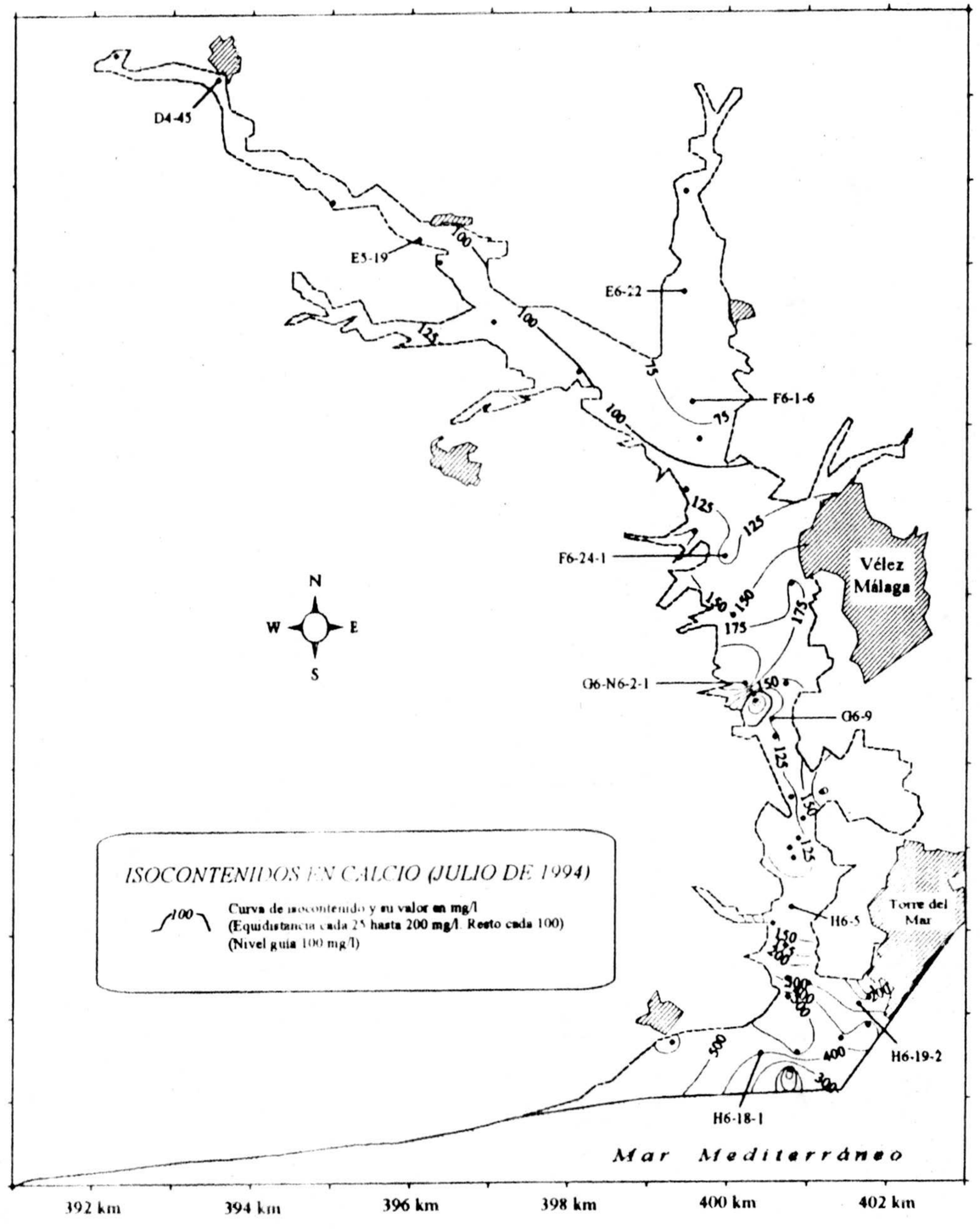


Figura 4-11. *Mapas de isocontenidos en calcio de las aguas subterráneas.*

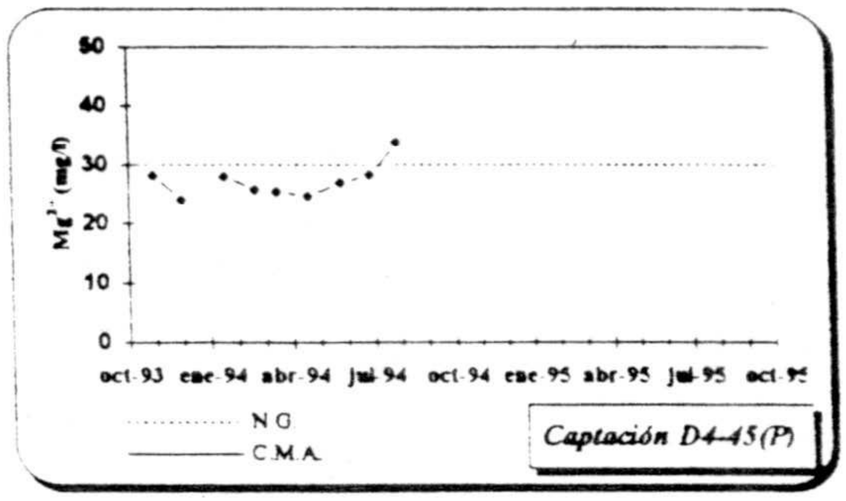
4.2.2.2. Magnesio

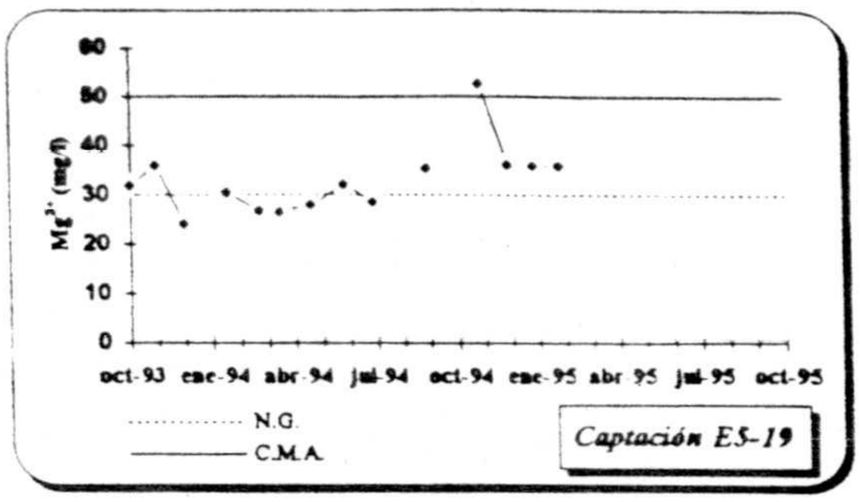
Calcio y magnesio constituyen los dos cationes dominantes en la mayoría de las aguas analizadas en este trabajo y su comportamiento es muy parecido. El magnesio tiene su origen principal en la disolución de dolomita de los materiales carbonáticos situados en la cabecera de los ríos Vélez y Benamargosa cuyas respectivas aguas se introducen en el acuífero con unos contenidos que oscilan entre los 16 y 21 mg/l, y entre 22 y 26 mg/l para el segundo de los ríos. Otro de los orígenes del magnesio es la disolución de la dolomita que constituye el propio material acuífero. Por último, el agua del mar posee elevados contenidos en magnesio.

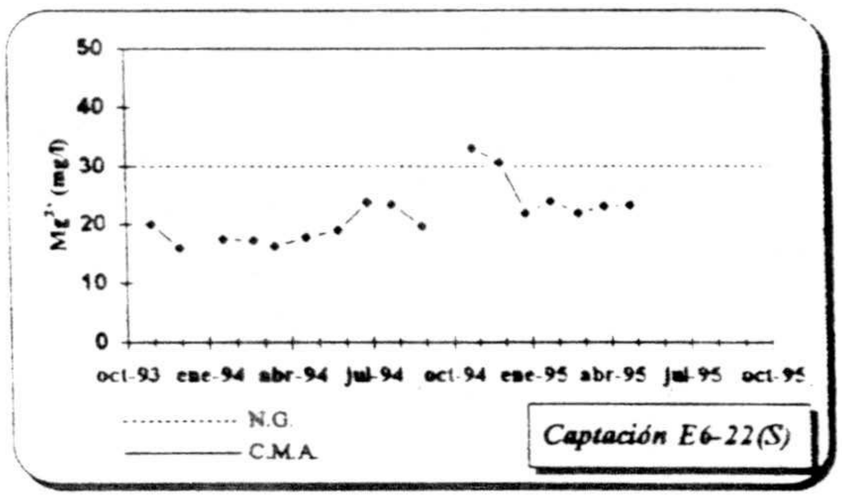
El valor medio del contenido en magnesio obtenido en el conjunto de las aguas subterráneas del acuífero estudiado es de 61 mg/l, con un máximo de 448 mg/l y un mínimo de 16 mg/l, sobre un total de 607 determinaciones efectuadas; el coeficiente de variación es del 87% (tabla 4-3). Para las muestras ubicadas sobre los materiales aluviales, los valores oscilan entre 16 y 131 mg/l, con una media de 39 mg/l. Los resultados obtenidos para la muestras del delta se distribuyen entre 32 y 448 mg/l; la media es de 116 mg/l. El coeficiente de variación más bajo corresponde de nuevo al sector aluvial, con un 39%, en tanto que en las aguas subterráneas del delta es del 62%.

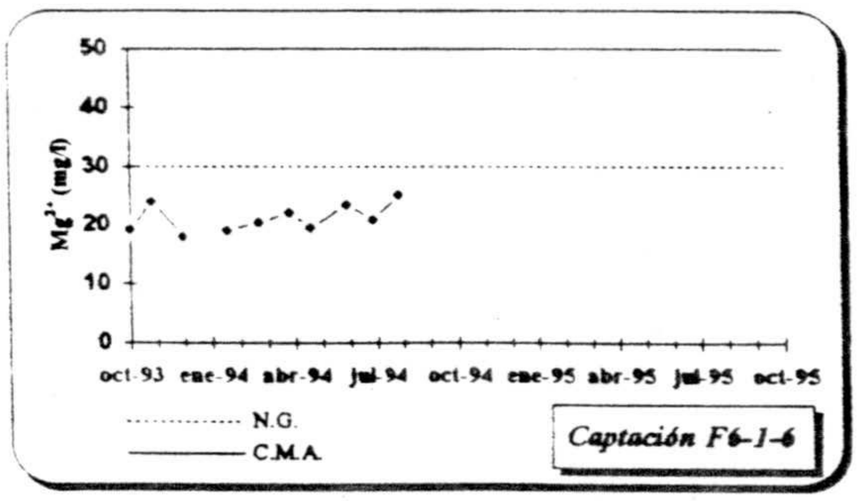
La evolución temporal del contenido en magnesio muestra una tendencia creciente a lo largo del año hidrológico 1993/94 y los valores más altos se sitúan a comienzos del otoño; durante el año hidrológico 1994/95 los contenidos medios en magnesio son más elevados que los del año anterior (figura 4-3). Los contenidos medios en el sector deltaico son mayores que en el aluvial. Esta última zona, que no se ve afectada por la intrusión marina, evidencia un ligero aumento de los valores de este ión. En cuanto a los gráficos de los puntos seleccionados, estos reflejan misma las pautas de comportamiento que los valores medios, es decir se evidencia un ligero incremento de los contenidos durante todo el periodo de estudio (figura 4-12).

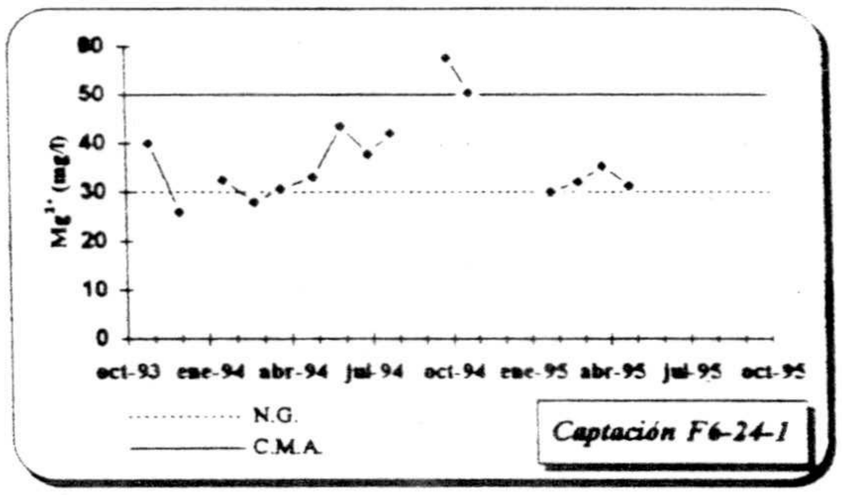
Al considerar la distribución espacial del magnesio (figura 4-13) puede verse que, de nuevo, la zona con valores más bajos para este ión es el tramo del aluvial del río Vélez antes de su confluencia con el río Benamargosa, en tanto que en el sector aluvial del río Benamargosa los contenidos son más elevados. Los mayores contenidos se sitúan en el delta.

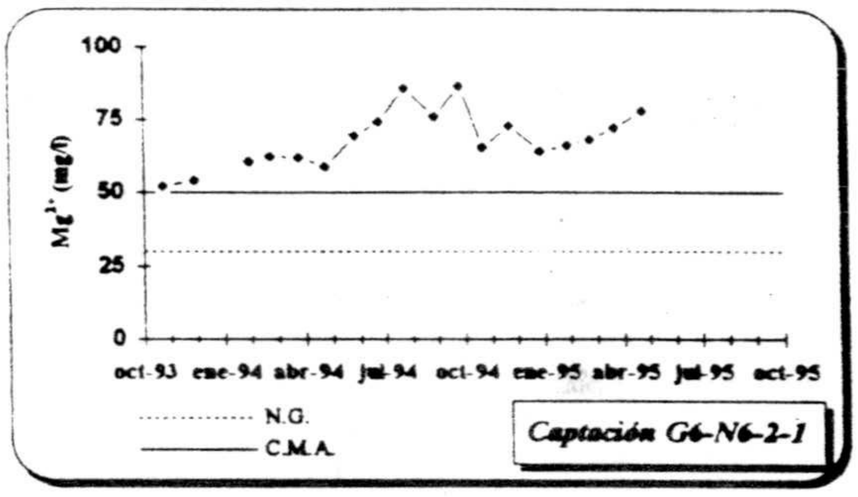


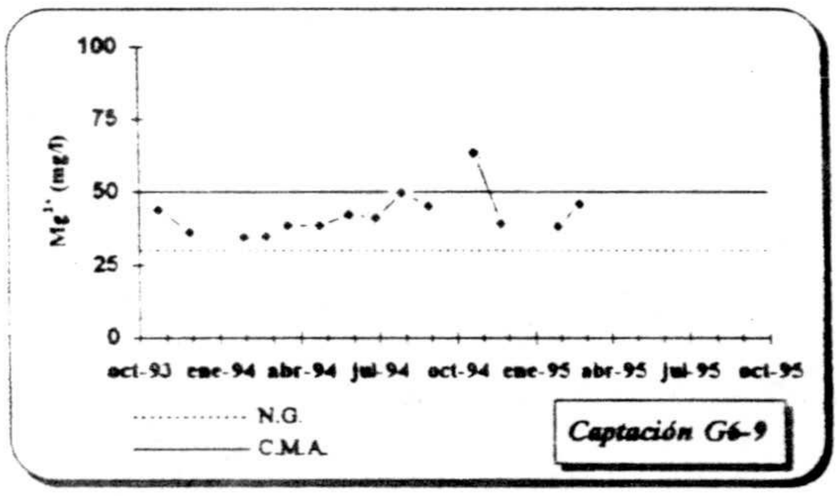


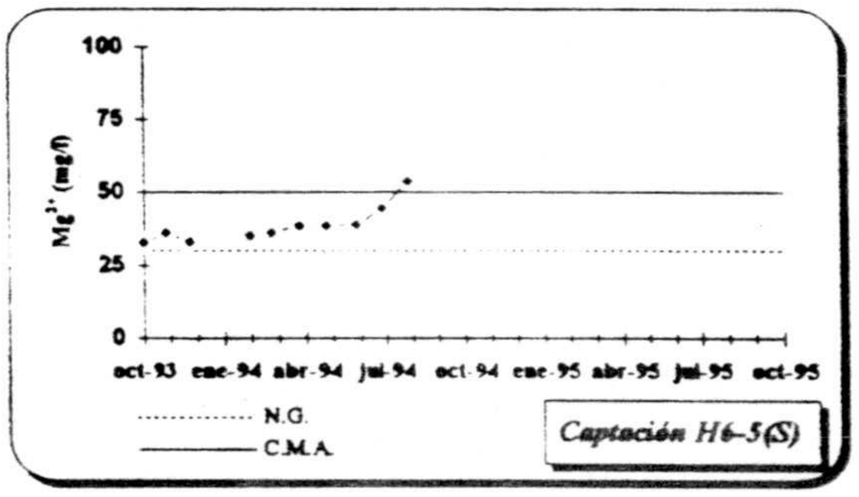


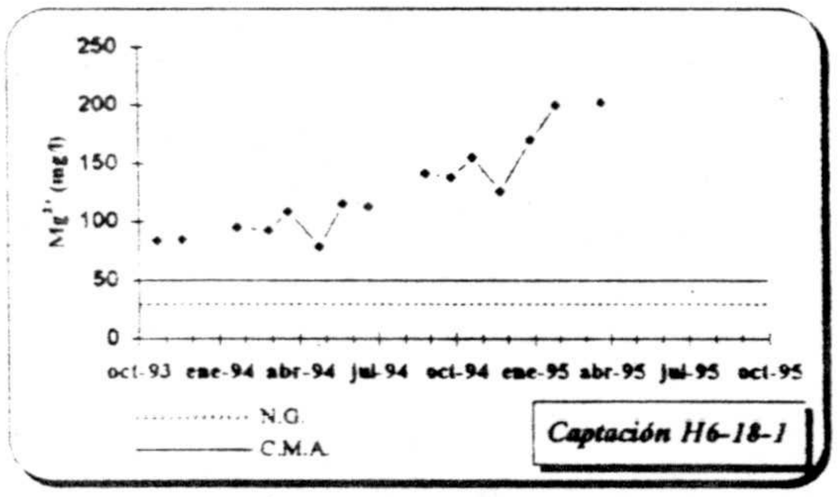












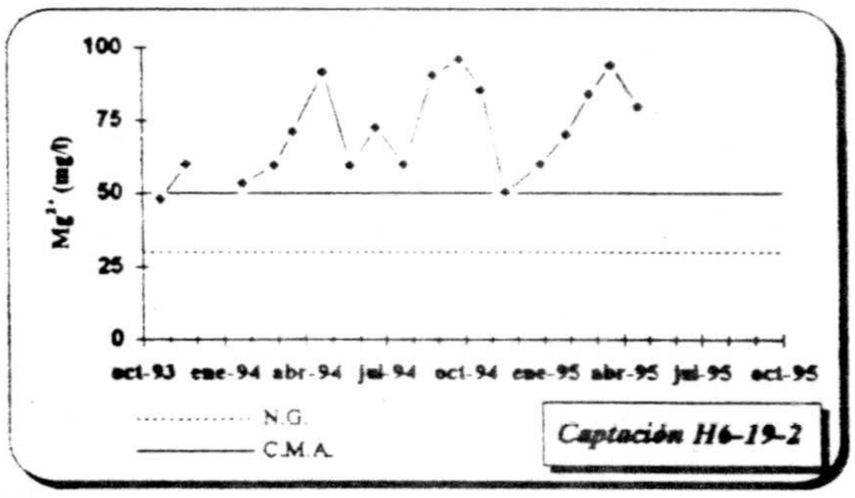


Figura 4-12. *Evolución temporal de los contenidos en magnesio en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.*

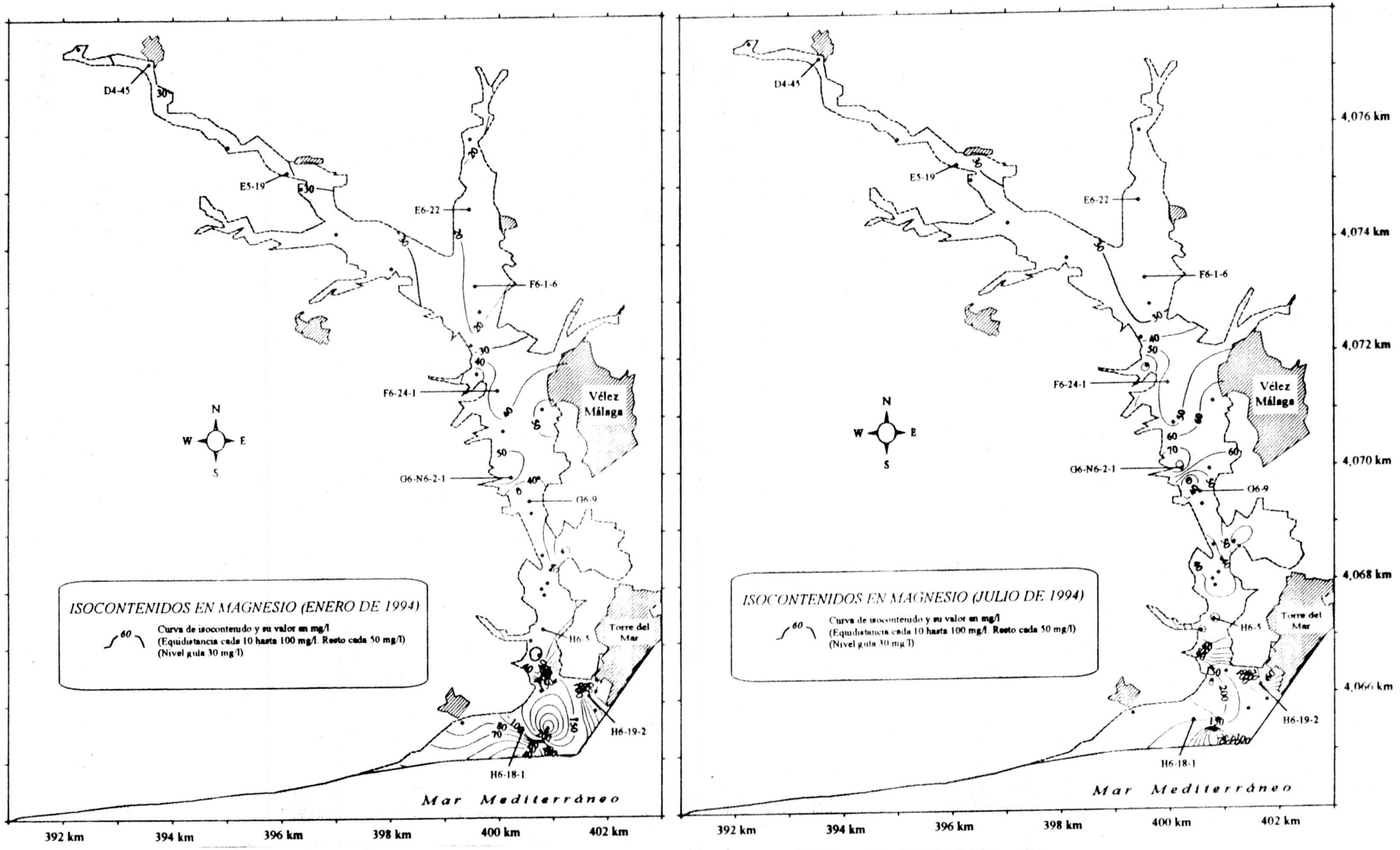


Figura 4-13. Mapas de isocontenidos en magnesio de las aguas subterráneas.

4.2.2.3. Sodio

En el acuífero de Vélez este ión puede tener un origen natural ligado a la descomposición meteórica de rocas metamórficas, a la disolución de determinadas sales evaporíticas (carnalita, halita, ...) e incluso al lavado de sedimentos de origen marino. En la zona deltaica, la presencia del sodio en grandes concentraciones es consecuencia de la intrusión marina. Durante el proceso de irrigación, un agua puede cambiar notablemente su contenido en sodio por procesos de intercambio iónico con el suelo. La contaminación por aguas residuales urbanas es otro mecanismo que aporta concentraciones de sodio fuera del origen natural.

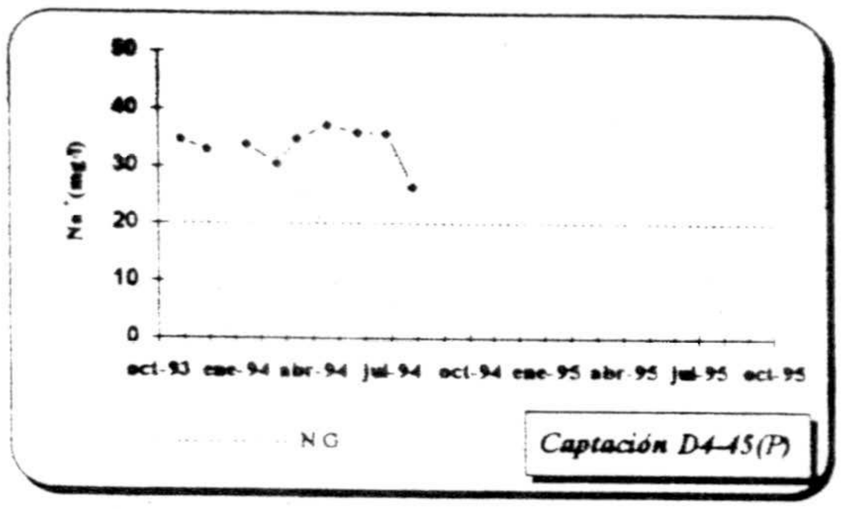
Las aguas superficiales de los ríos Vélez y Benamargosa presentan unos valores que oscilan entre los 10 y 32 mg/l para el primero, y 34 y 39 mg/l para el segundo río.

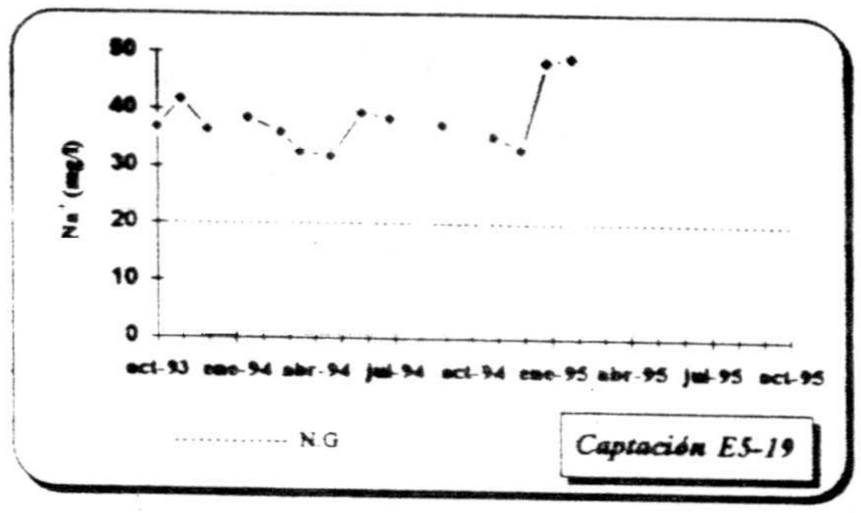
Sobre un total de 607 determinaciones efectuadas, los contenidos en sodio de las aguas subterráneas del acuífero están comprendidos entre 18 y 3008 mg/l, con una media de 137 mg/l y un elevado coeficiente de variación, 207% (tabla 4-3). El sector aluvial evidencia de nuevo los menores valores que oscilan entre 18 y 284 mg/l; la media es de 44 mg/l y el coeficiente de variación del 48%. En el sector deltaico, la dispersión de valores es considerablemente mayor, los contenidos varían entre 18 y 3008 mg/l, la media es de 376 mg/l y el coeficiente de variación del 121%.

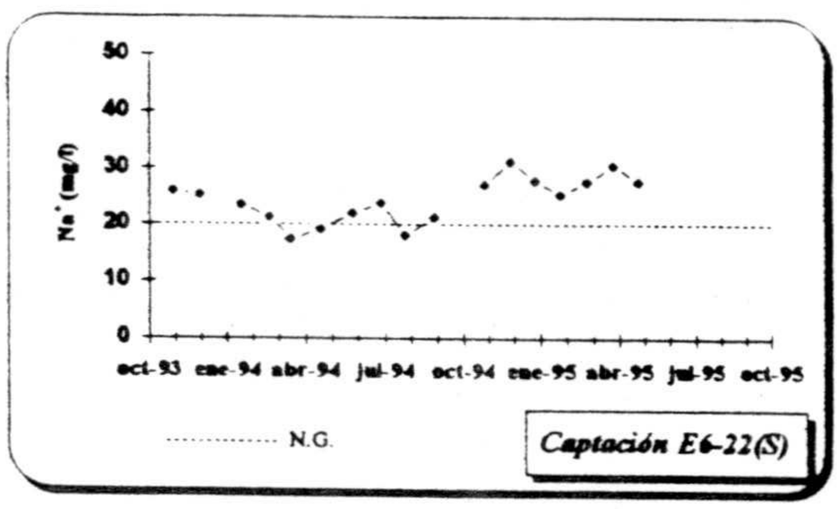
La evolución temporal mensual del contenido medio de sodio en las aguas subterráneas no parece mostrar tendencias de ascenso ni descenso (figura 4-3). En el sector aluvial se mantiene bastante constante a lo largo del tiempo, sin embargo, en el delta existen fuertes variaciones de un mes a otro provocados por la intrusión marina y, a partir del mes de enero de 1995 se produce un incremento notable en los valores de este ión (puntos H6-18-1 y H6-19-2 de la figura 4-14) .

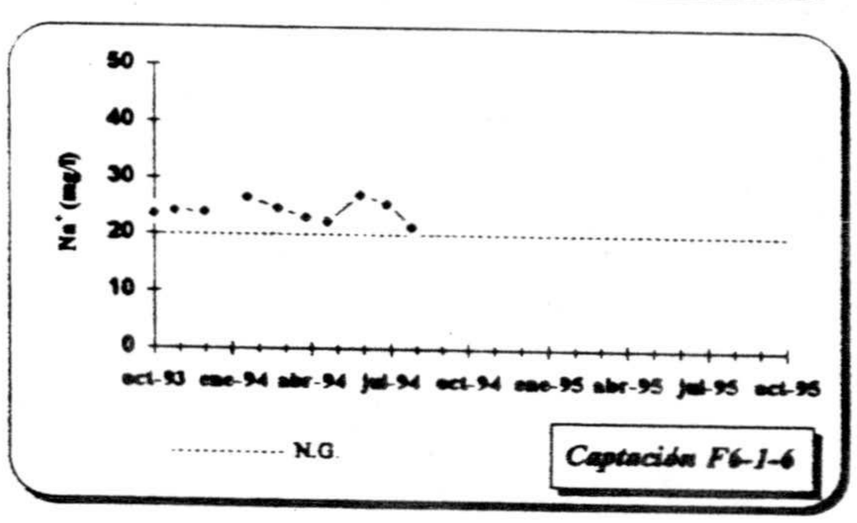
En el seno del acuífero, las zonas con menor contenido son las de los tramos aluviales de ambos ríos (figura 4-15). En las inmediaciones de Vélez las curvas de isovalores se sitúan

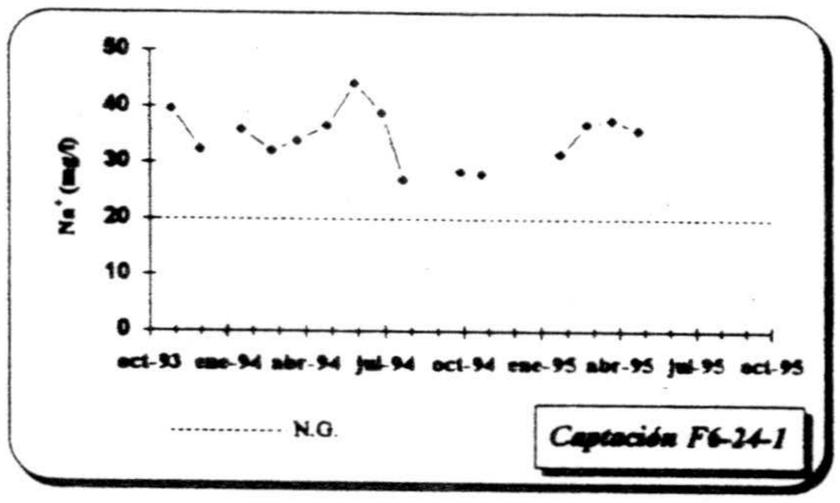
de forma paralela al borde del acuífero poniendo de manifiesto la contaminación de origen urbano de las aguas subterráneas.

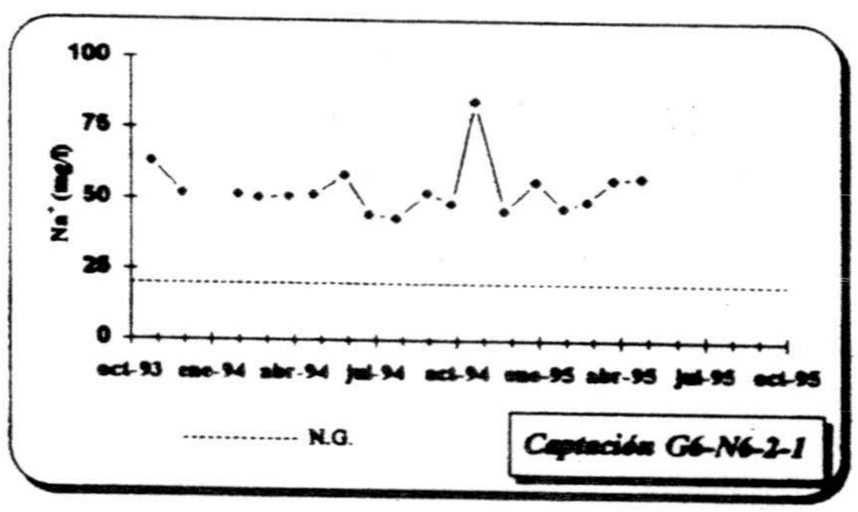


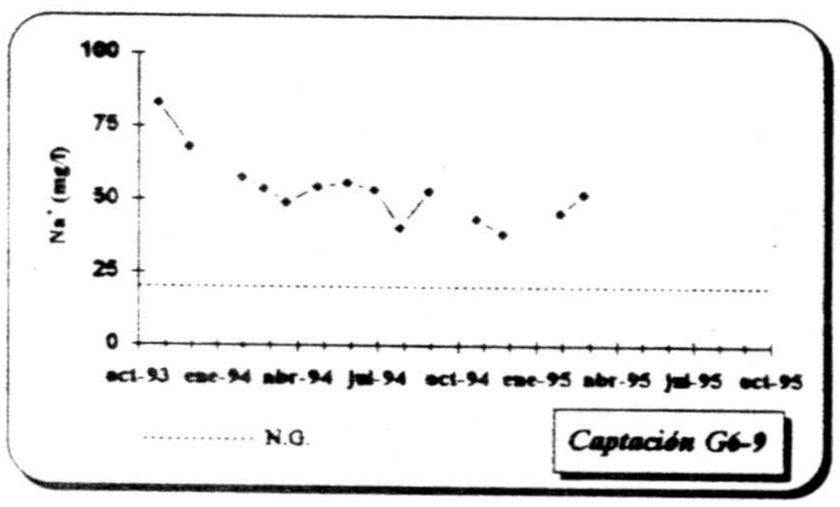


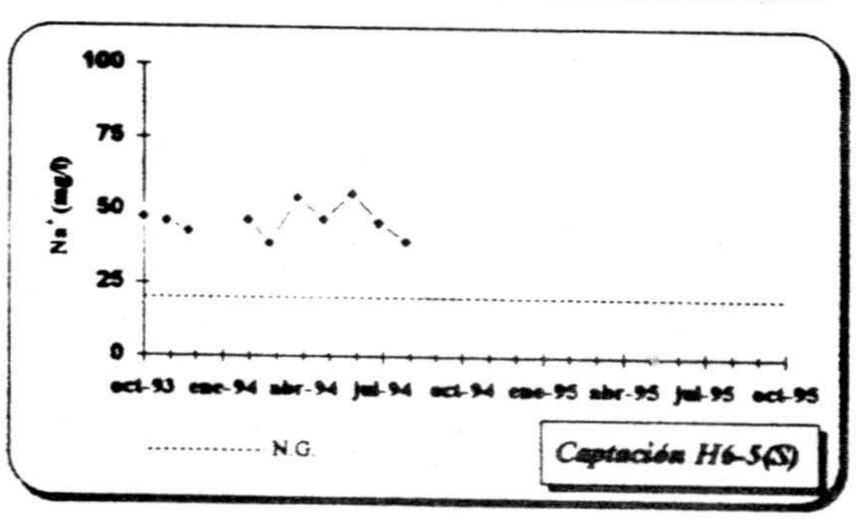


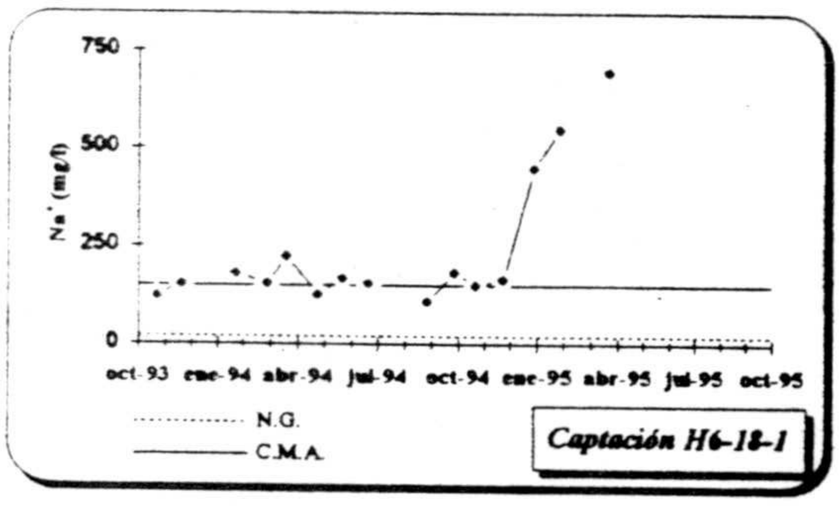












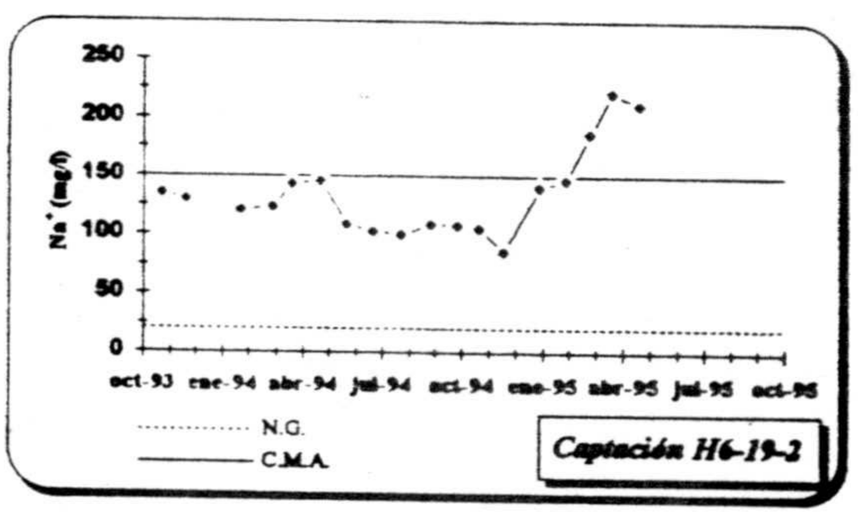
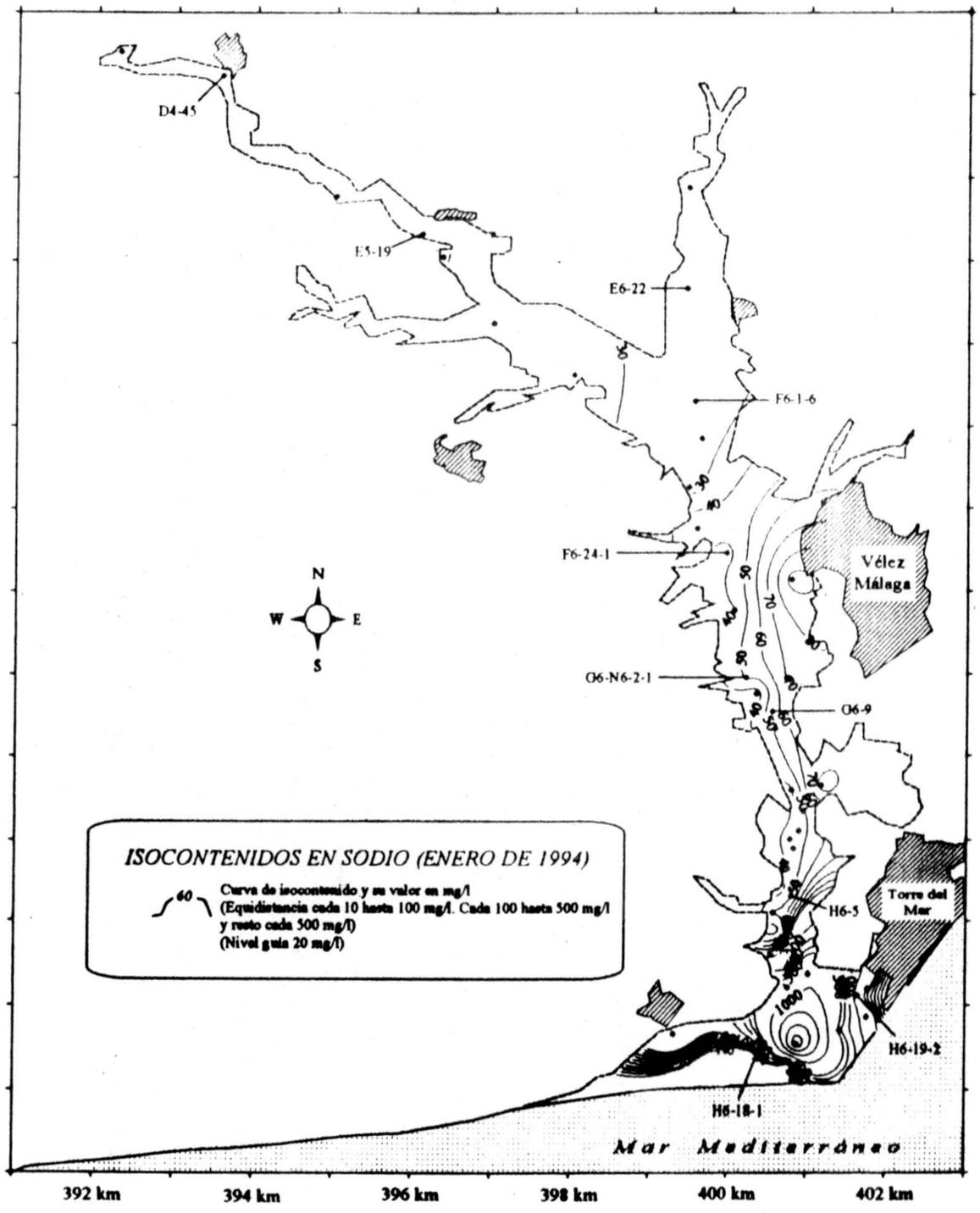


Figura 4-14. *Evolución temporal de los contenidos en sodio en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.*



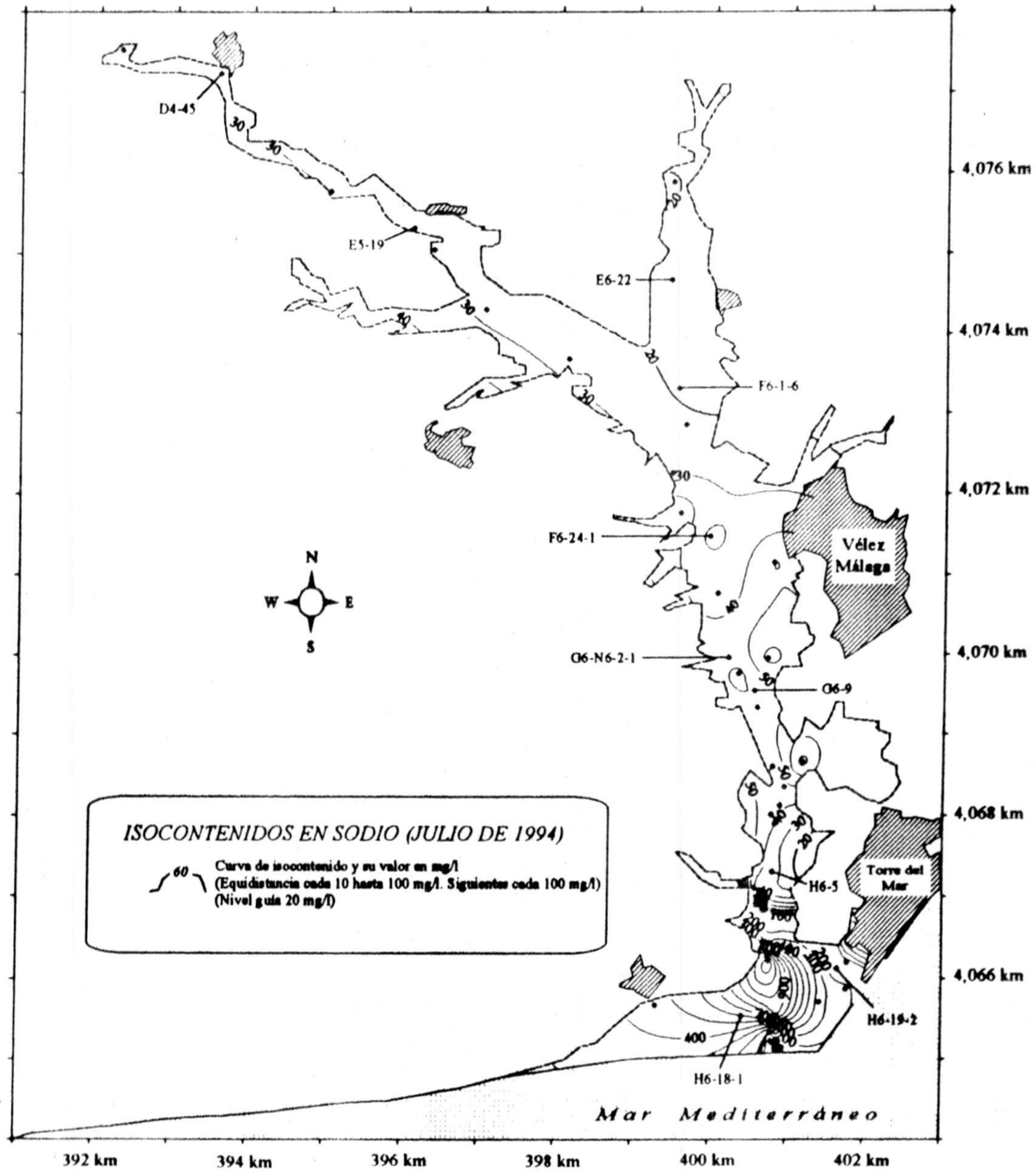


Figura 4-15. *Mapas de isocontenidos en sodio de las aguas subterráneas.*

4.2.2.4. Cloruros

Los cloruros son sales generalmente muy solubles y muy dificiles de precipitar. Se le considera un ión típicamente conservativo y un excelente trazador químico porque apenas experimenta intercambios fisico-químicos en el agua. Es el anión más abundante en el agua del mar y su contenido en el agua de lluvia depende de la distancia a la costa y de la intensidad de las precipitaciones. Suele ir asociado al sodio. Valores anormalmente altos de este ión deben su origen a la disolución de sales evaporíticas (halita). Otros orígenes de cloruros son los vertidos urbanos y el reciclaje de aguas de riego.

En la zona de estudio, las aguas superficiales del río Vélez se introducen en el acuífero con valores que oscilan entre 12 y 61mg/l, con una media de 26 mg/l. Las aguas del río Benamargosa tienen contenidos en cloruros comprendidos entre 45 y 78 mg/l; en este caso la media es de 58 mg/l.

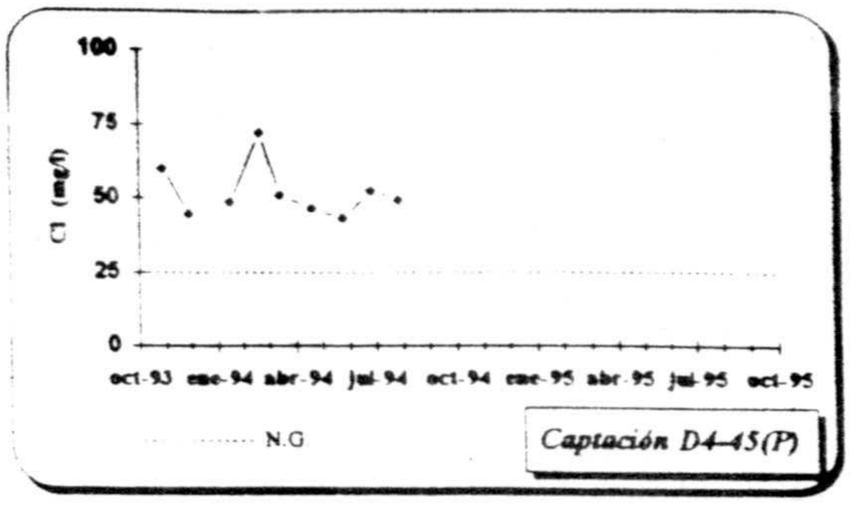
Las aguas subterráneas estudiadas (631 determinaciones) tienen concentraciones en ión cloruro variables entre 13 y 8307 mg/l; la media es de 271 mg/l y el coeficiente de variación es muy alto, 239% (tabla 4-3). Los sectores aluvial y deltaico son claramente diferentes; en el primero, los resultados obtenidos están comprendidos entre 13 y 127 mg/l, la media es de 55 mg/l y el coeficiente de variación relativamente bajo, 37%. En el delta, los contenidos tienen un mínimo de 63 mg/l y un máximo de 8307 mg/l; el valor medio se ha calculado en 820 mg/l y el coeficiente de variación es del 126%.

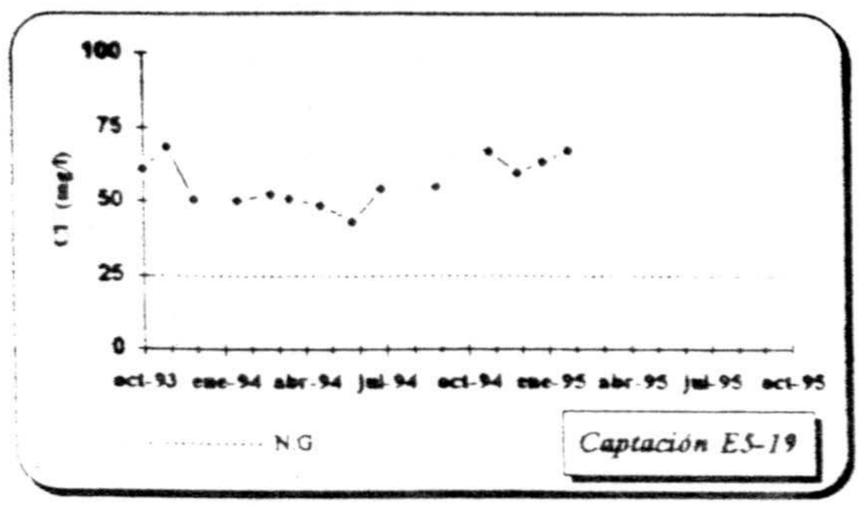
La evolución temporal de los contenidos medios en ión cloruro apenas varia en el sector aluvial. Sin embargo, en el delta, los procesos de intrusión marina aportan cantidades elevadas de este ión. Los meses donde se han encontrado mayores valores coinciden con los del sodio (figura 4-3).

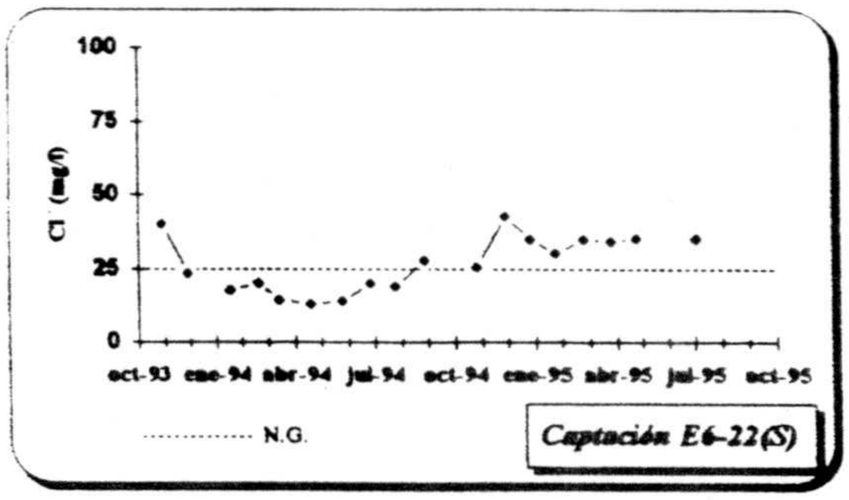
Al observar las evoluciones temporales a lo largo del periodo de estudio (figura 4-16), en los puntos situados en los tramos de los aluviales de ambos ríos (E5-19 y E6-22) se insinúan valores mínimos en el primer semestre del año 1994 y a partir de entonces se incrementan los contenidos. Este hecho estaría relacionado con la recirculación del agua de riego ya que a partir de la última fecha mencionada se produce una importante reducción de

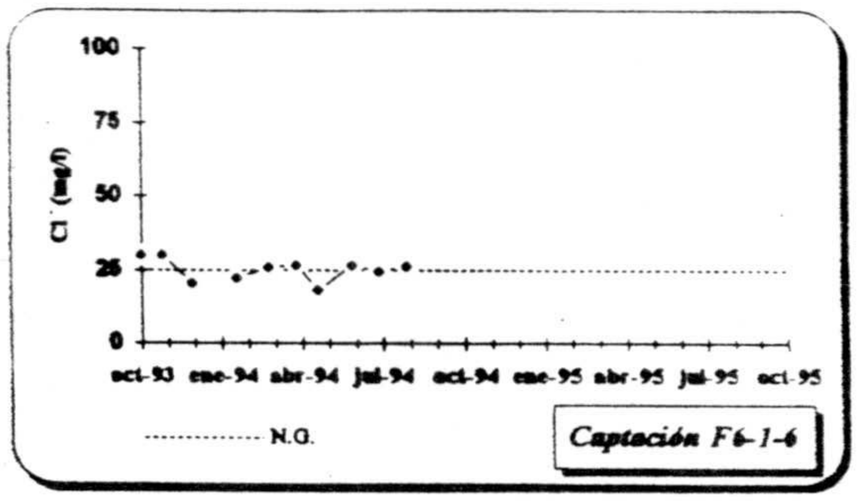
las aportaciones pluviométricas y de las entradas superficiales. En el resto de los puntos del aluvial no se aprecian cambios significativos. Los puntos ubicados en el delta (H6-18-1 y H6-19-2) muestran a partir del mes de enero de 1995 un incremento notable en el contenido de este ión.

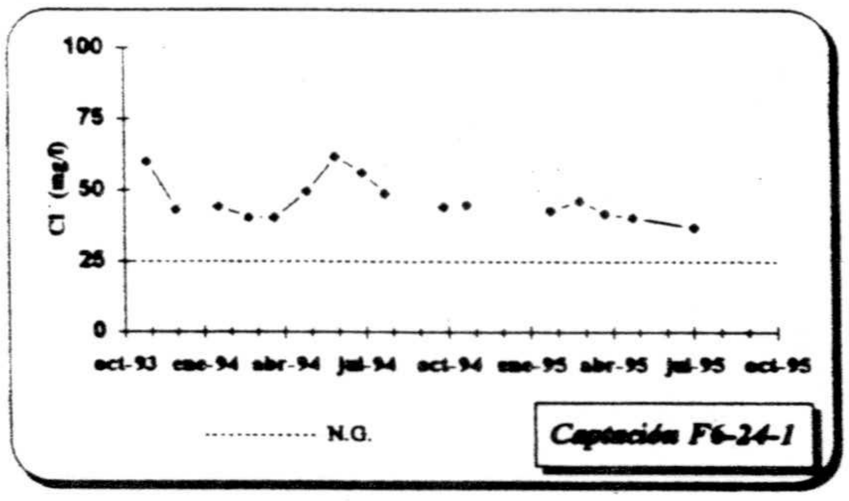
La variación espacial se muestra en la figura 4-17.

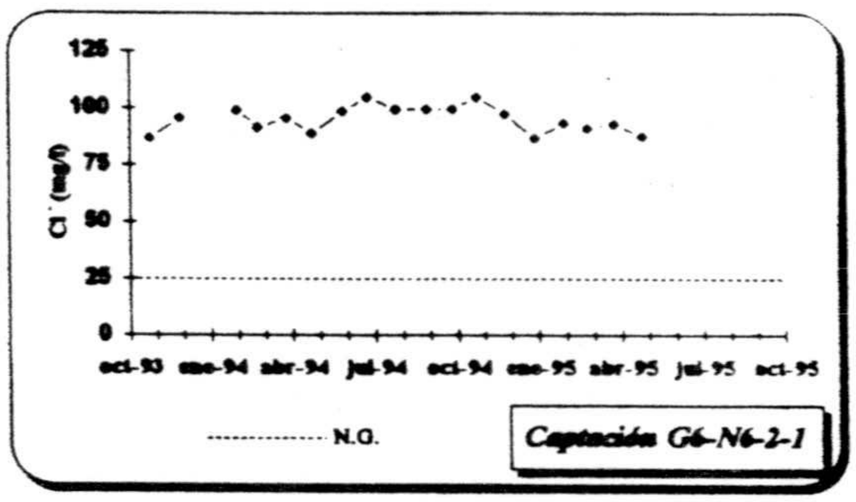


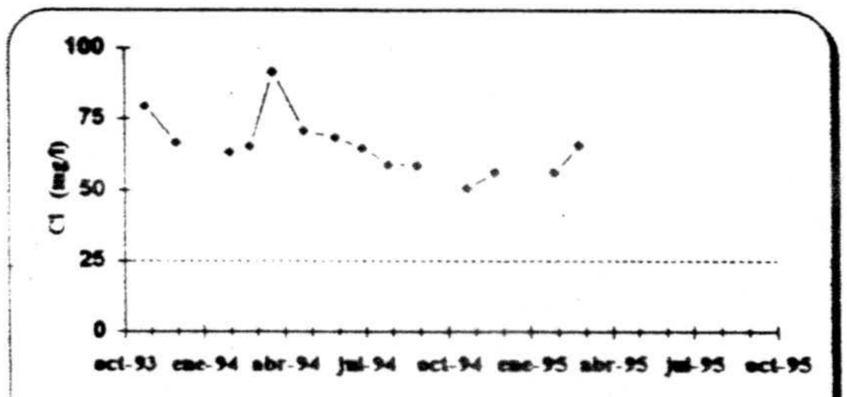


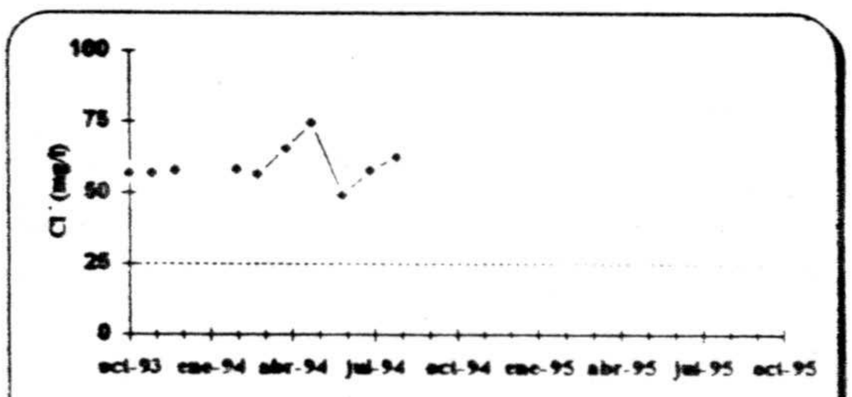


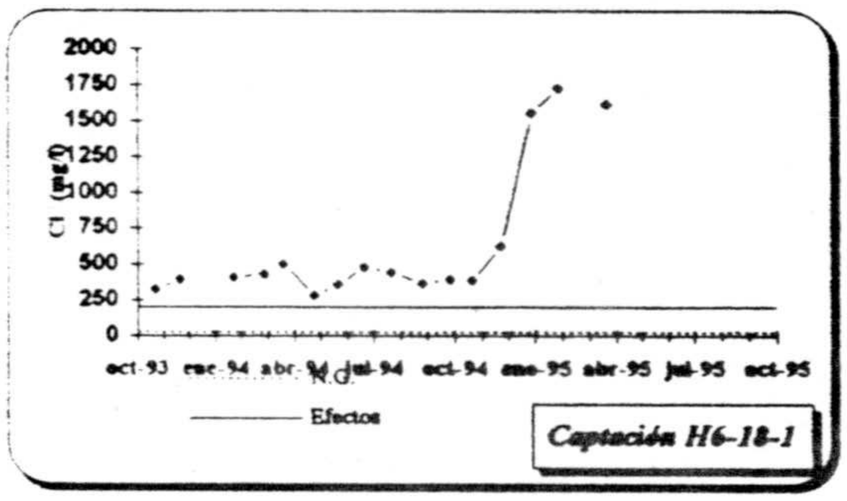












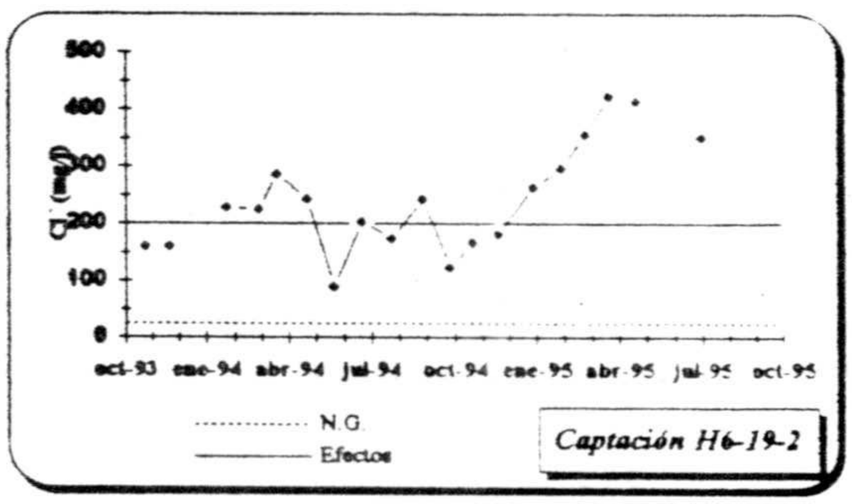
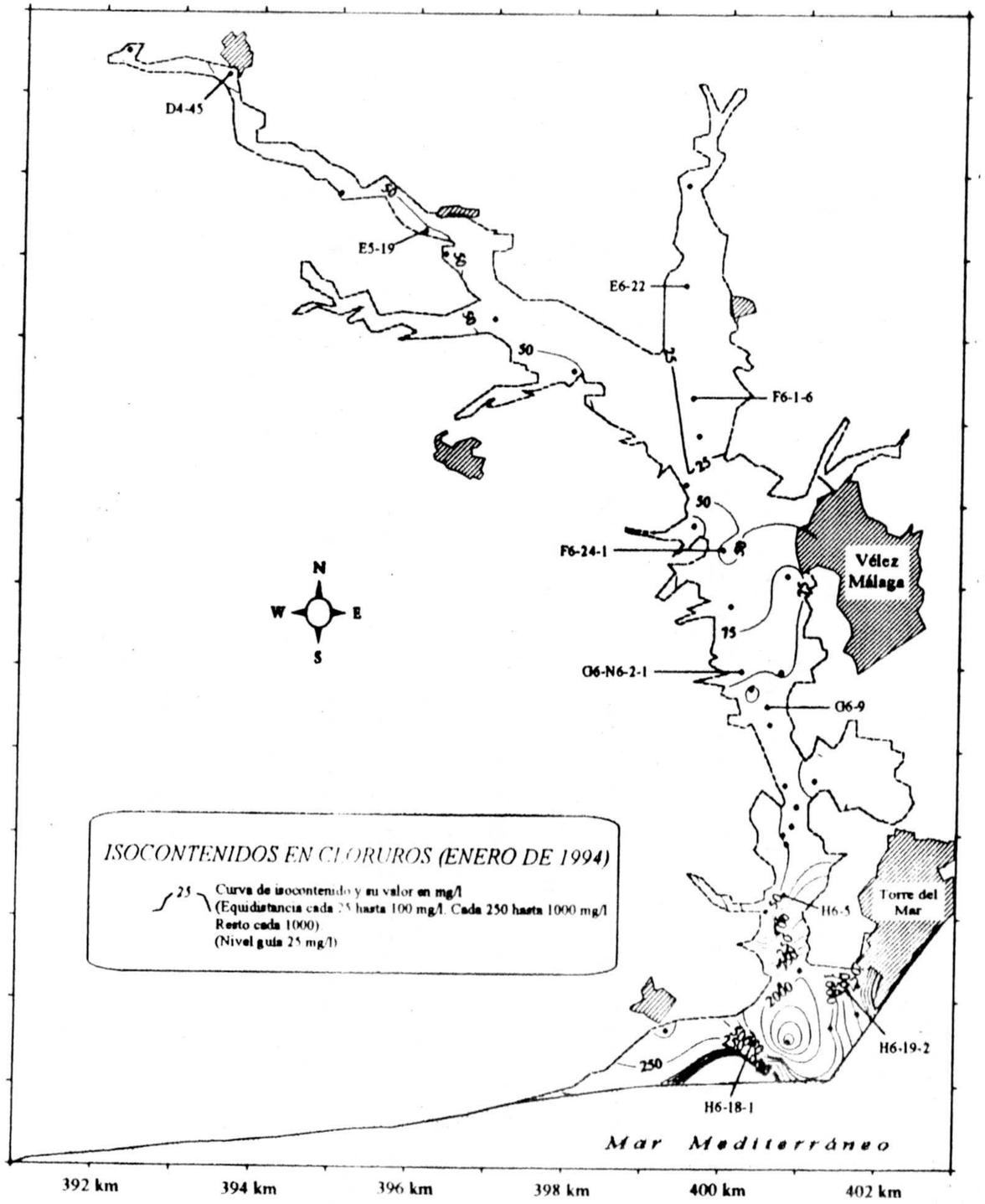


Figura 4-16. *Evolución temporal de los contenidos en cloruros en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.*



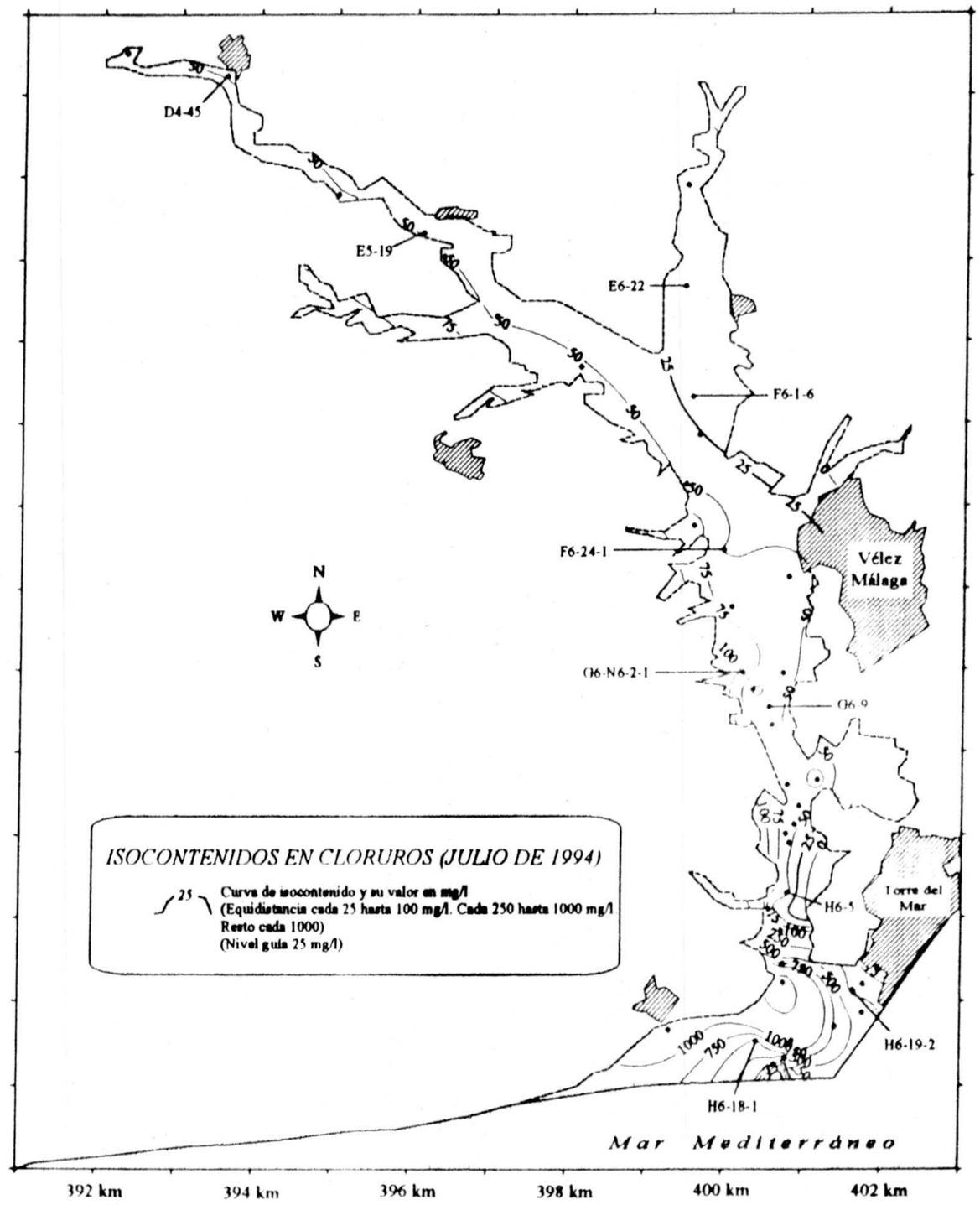


Figura 4-17. Mapas de isocontenidos en cloruros de las aguas subterráneas.

4.2.2.5. Sulfatos

En el área estudiada cabe considerar varias posibilidades en cuanto a la procedencia del ión sulfato, que puede tener su origen en la disolución de rocas evaporíticas (yeso-anhidrita), en las aguas del mar, el lavado de sedimentos marinos fósiles o en la concentración de a partir de los aportes meteóricos. Las actividades agrícolas son otra fuente de sulfatos ya que se utiliza frecuentemente como soporte de fertilizantes.

Las aguas del río Vélez, a su entrada al acuífero, tienen un contenido en sulfatos que oscila entre 42 y 59 mg/l, con una media de 53 mg/l.

Las concentraciones en sulfato en las aguas del río Benamargosa duplican a las del río Vélez; varían entre 101 y 116 mg/l y el valor medio es de 107 mg/l.

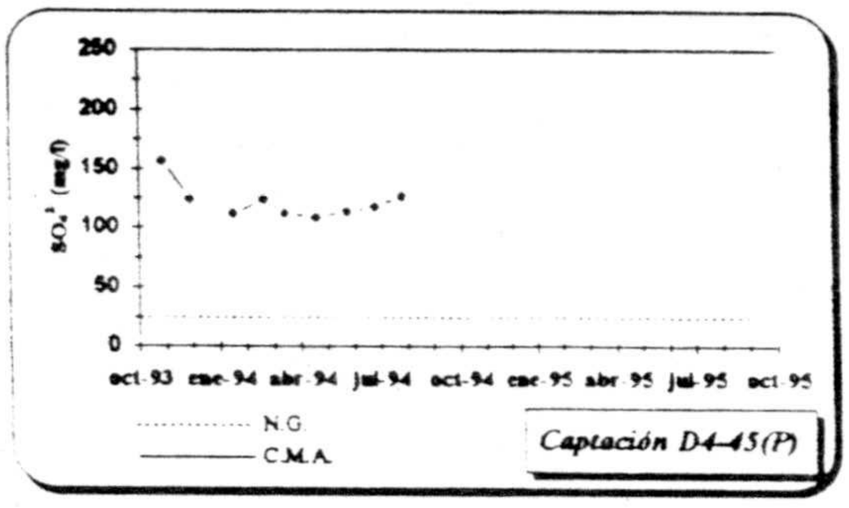
En el acuífero de Vélez, el valor máximo obtenido para el ión sulfato es de 2837 mg/l, frente a un mínimo de 43 mg/l y un coeficiente de variación del 89%; la media es de 227 mg/l (tabla 4-3).

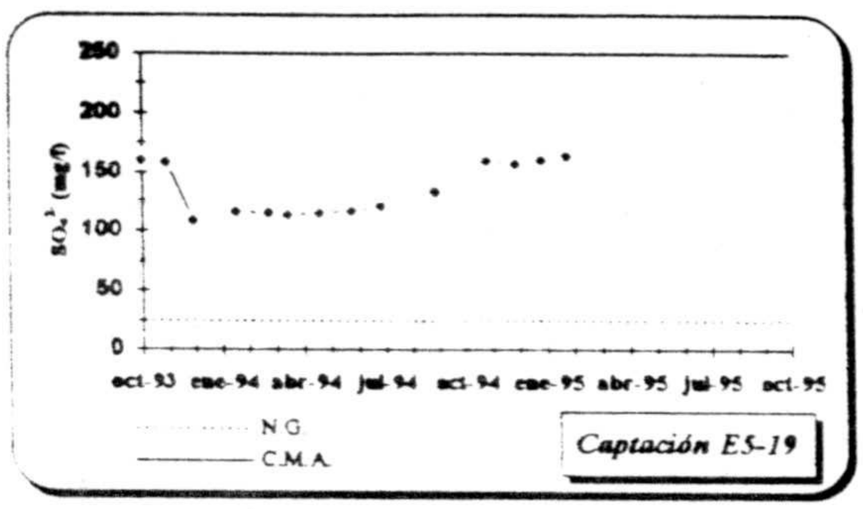
El total de muestras analizadas es de 630. Si consideramos de nuevo las muestras de las puntos ubicados sobre los sectores aluvial y deltaico, en el primero, los valores máximos y mínimos son de 43 y 395 mg/l respectivamente, con una media de 149 mg/l y un coeficiente de variación del mismo orden que el resto de mayoritarios, 40%.

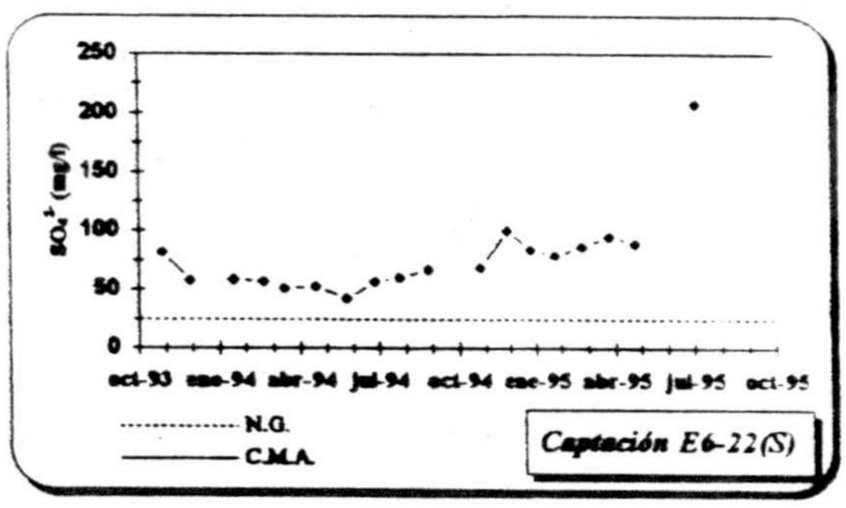
Por otro lado, las aguas del delta están más concentradas puesto que se han medido concentraciones máximas de 2837 mg/l; el mínimo observado en este sector es de 117 mg/l, el valor medio es 425 mg/l y el coeficiente de variación del 67%.

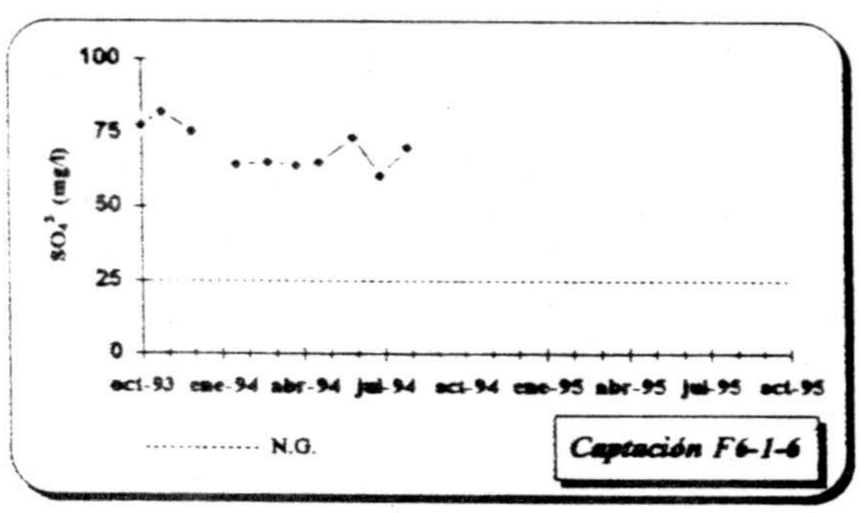
En el periodo de estudio se observa una tendencia al alza de los contenidos en el ión sulfato tanto para las aguas del aluvial como para las del delta. Tal incremento es especialmente en los últimos meses de control (figura 4-3 y figura 4-18).

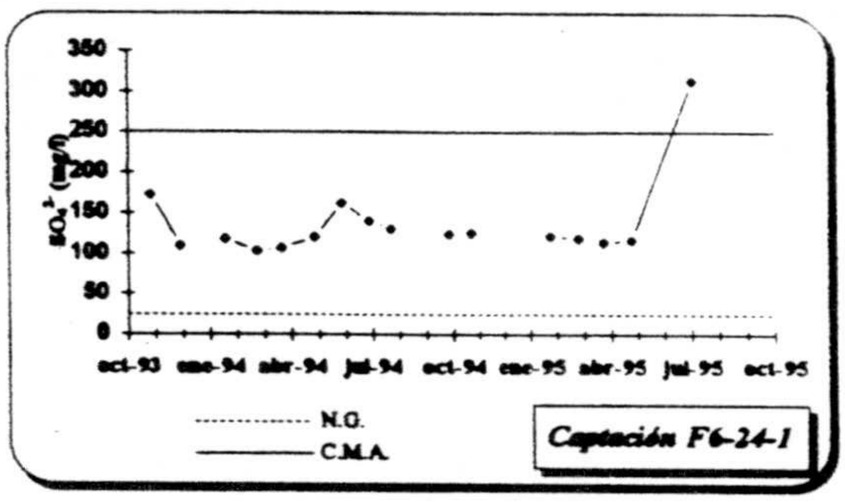
En la figura 4-19 se observa la variación espacial de los meses de enero y julio de 1994.

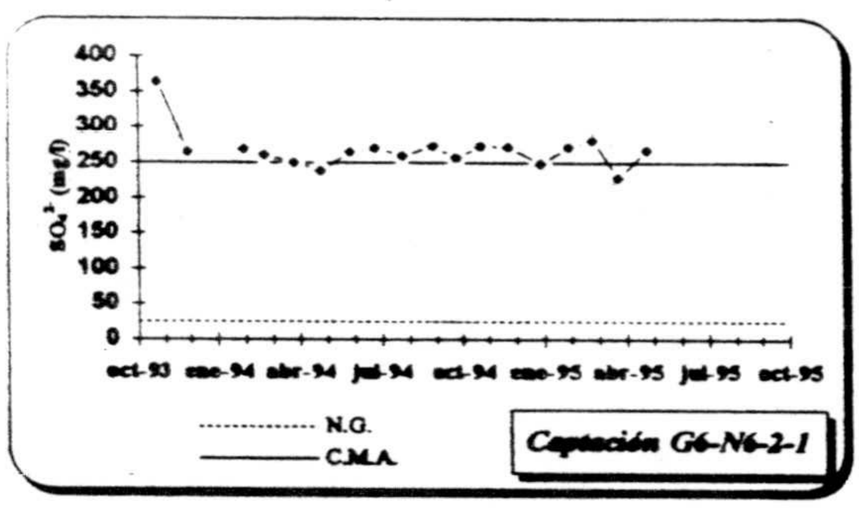


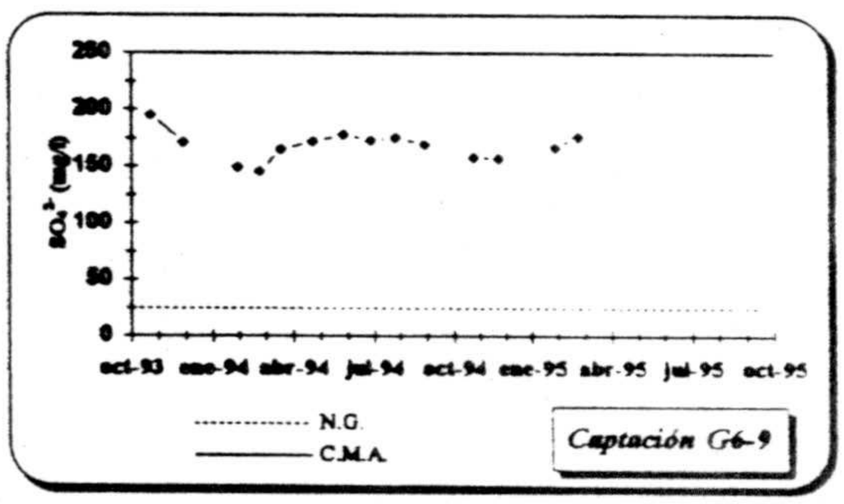


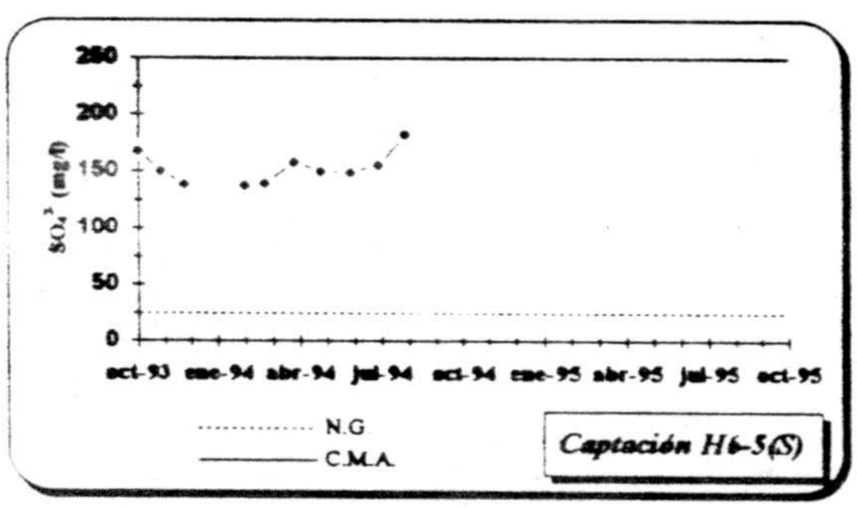


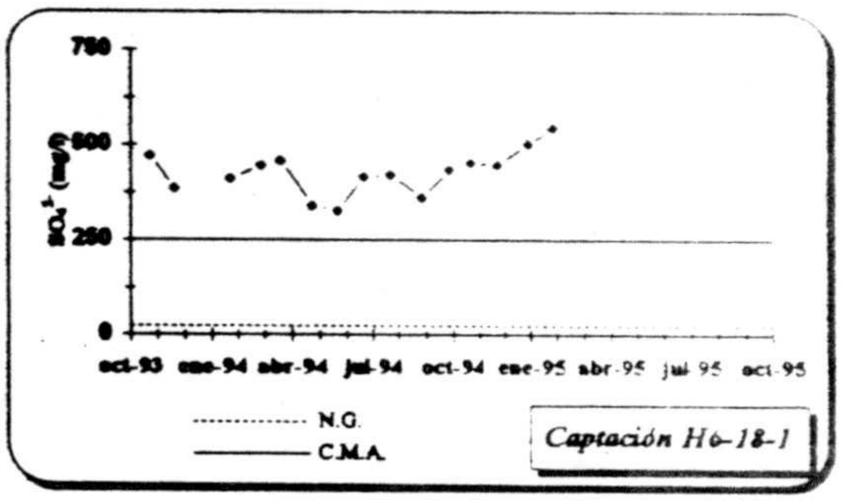












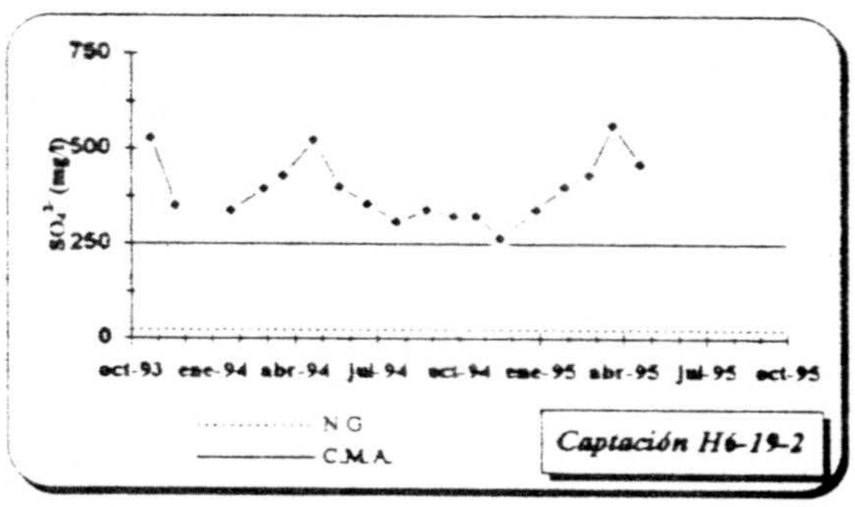
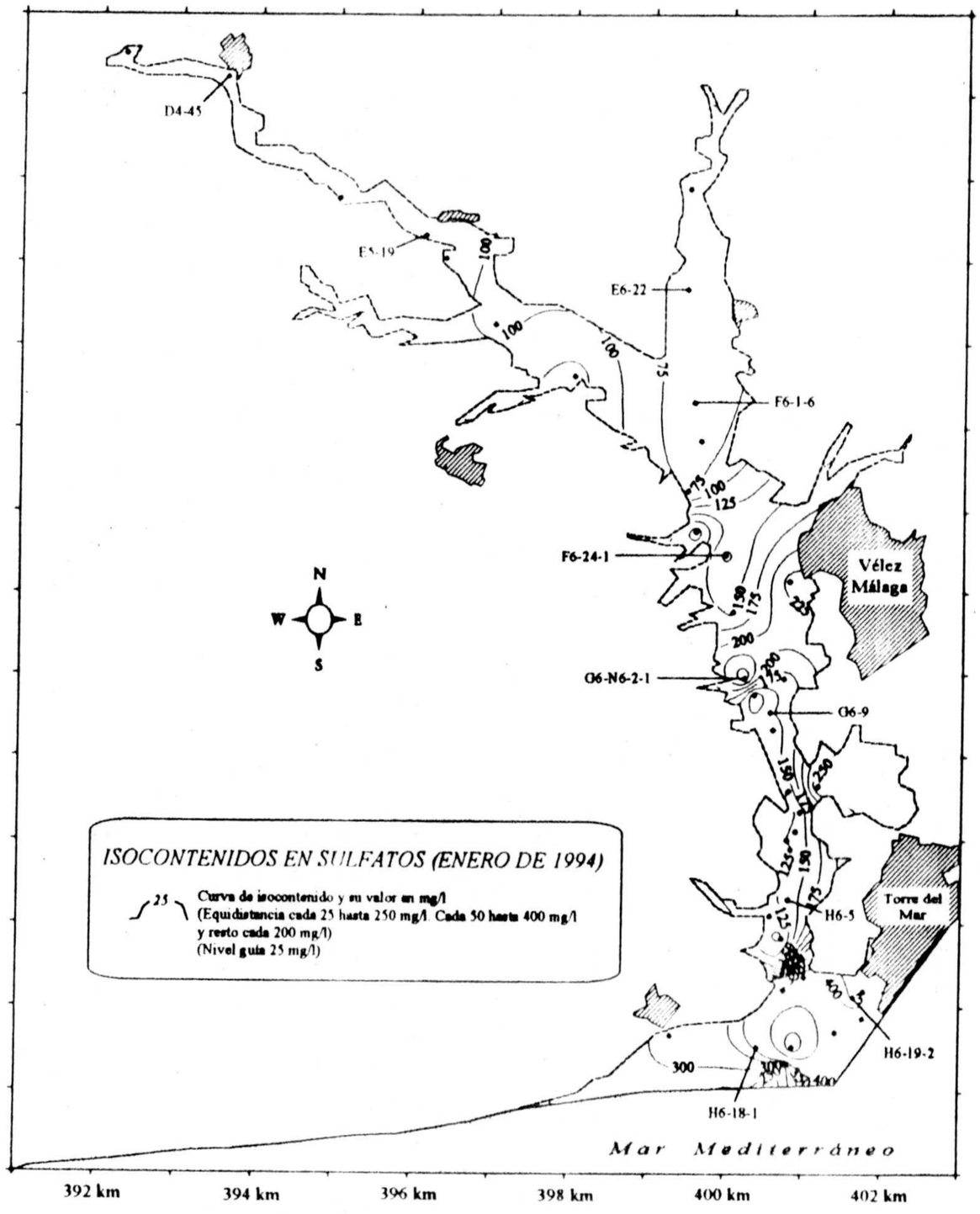


Figura 4-18. *Evolución temporal de los contenidos en sulfatos en las aguas subterráneas* ***obtenidas en diez puntos del acuífero.***



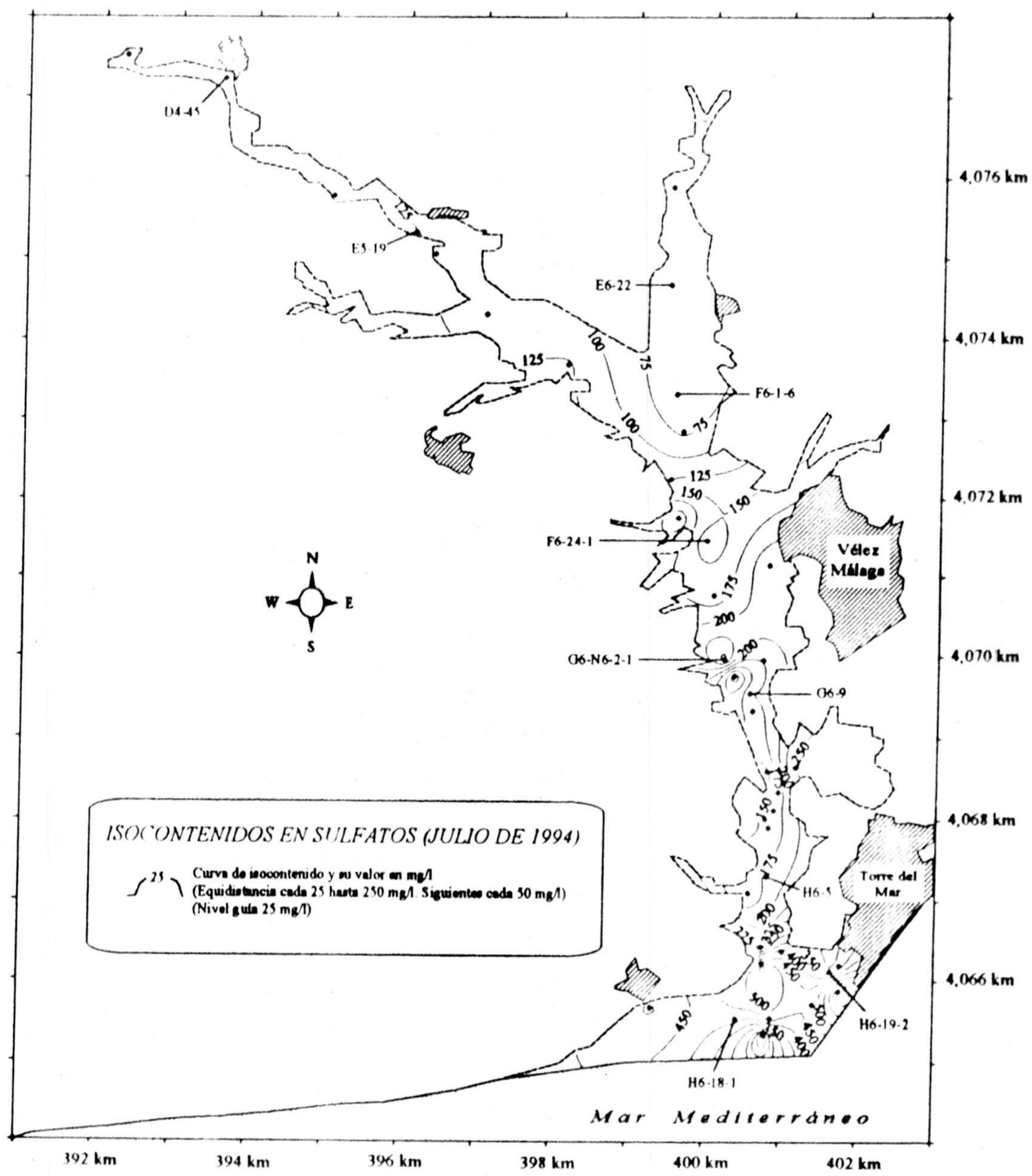


Figura 4-19. Mapas de isocontenidos en sulfatos de las aguas subterráneas.

4.2.2.6. Bicarbonatos

Es el anión más común en las aguas naturales. Los bicarbonatos presentes en las aguas de la zona de estudio proceden de la disolución de calizas y dolomías, proceso en el que juega un importante papel el CO_2 incorporado al agua en la atmósfera o en el suelo; este segundo aporte es el que proporciona la mayor parte del bicarbonato en solución en la zona estudiada. Las concentraciones de este ión en las aguas del mar son más bajas que en las aguas dulces.

En las aguas del río Vélez, a su entrada al acuífero, los contenidos en bicarbonato han oscilado entre 99 y 168 mg/l, con una media de 141 mg/l. El río Benamargosa contiene cantidades de bicarbonato mayores, entre 122 y 297 mg/l y el valor medio es de 192 mg/l. En ambos casos el elevado pH del agua (superior a 8.3) permite la existencia de unos valores medios de 15 y 18 mg/l de ión carbonato para los ríos Vélez y Benamargosa, respectivamente.

Los valores obtenidos para los bicarbonatos están comprendidos entre 145 y 618 mg/l, con un valor medio de 367 mg/l y uno de los menores coeficientes de variación de todos los parámetros analizados, 21%; se han realizado un total de 614 determinaciones. Las aguas muestreadas pertenecientes al sector aluvial presentan unos contenidos en HCO_3^- entre 145 y 564 mg/l, con una media de 358 mg/l y un coeficiente de variación del 22%. En los materiales deltaicos el rango de variación se sitúa entre 252 y 618 mg/l, con una media más alta que en el sector aluvial, 392 mg/l, aunque el coeficiente de variación es menor, 16%.

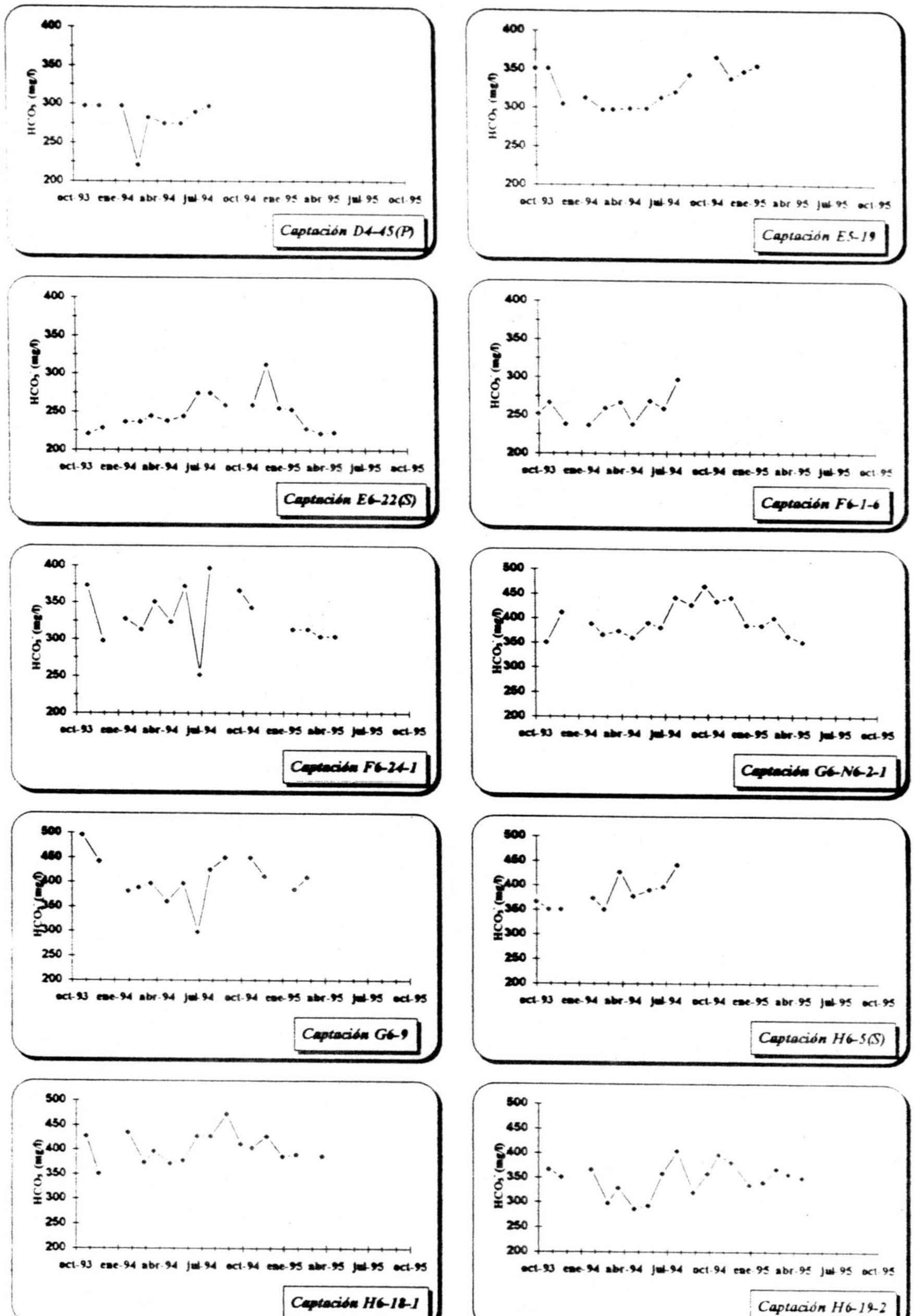


Figura 4-20. *Evolución temporal de los contenidos en ión bicarbonato en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.*

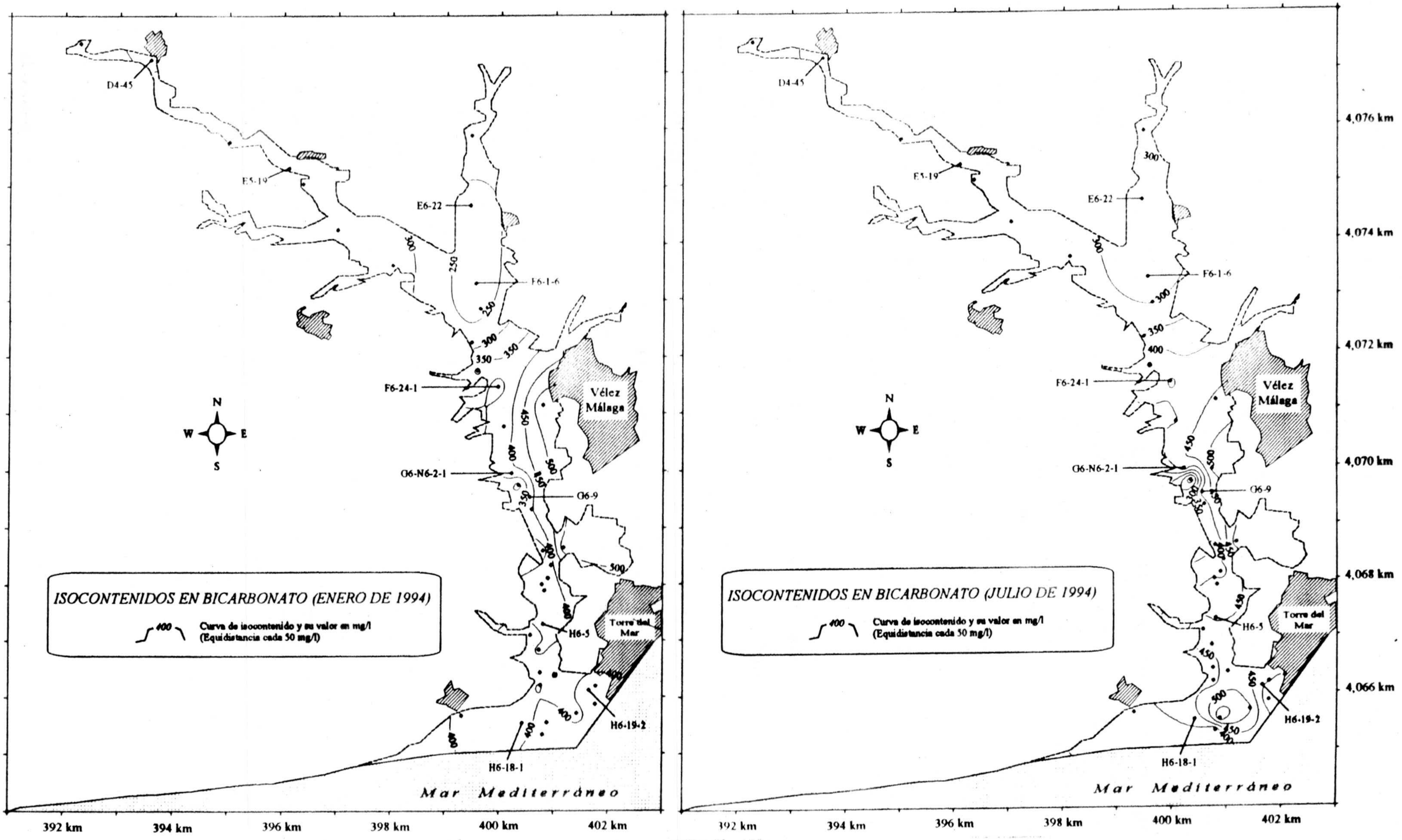


Figura 4-21. Mapas de isocontenidos en bicarbonato de las aguas subterráneas.

4.2.2.7. Sílice

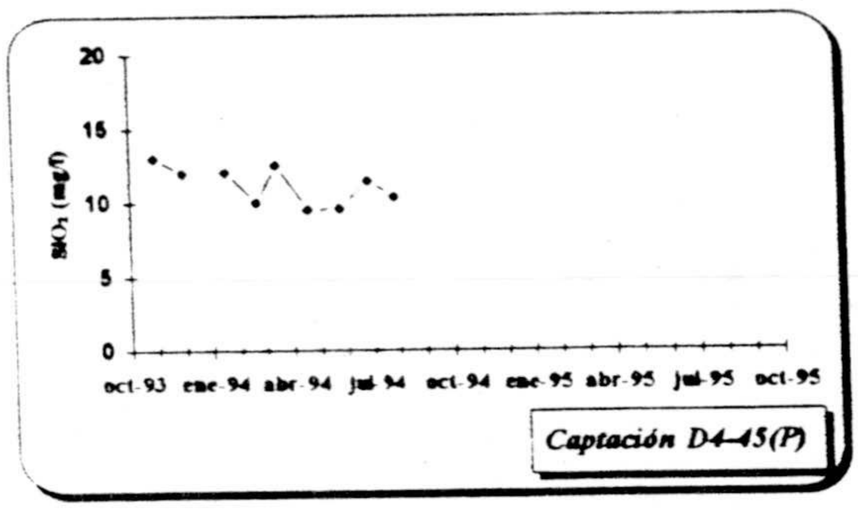
Su origen suele estar ligado al ataque de los silicatos (disolución de cuarzo o sílice amorfa) y en menor medida a la disolución de rocas carbonatadas. En las aguas naturales el contenido en sílice varía entre 1 y 40 mg/l, mientras que en el agua del mar los valores oscilan entre 20 y 400 mg/l.

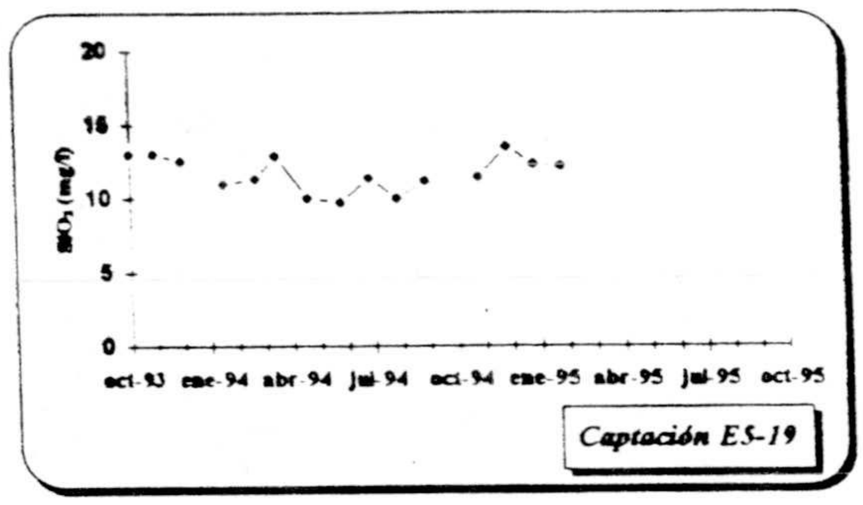
Los contenidos en sílice de las aguas superficiales que recargan el acuífero, ríos Vélez y Benamargosa, son menores que las de las aguas subterráneas. Durante el periodo de estudio, las aguas del río Vélez han presentado unos contenidos en sílice entre 0.8 y 5.3 mg/l, con un valor medio de 2.7 mg/l. En el Benamargosa, el rango de valores registrados es mayor, con un mínimo de 7.5 y un máximo de 9.8; el valor medio obtenido fue de 8.5 mg/l.

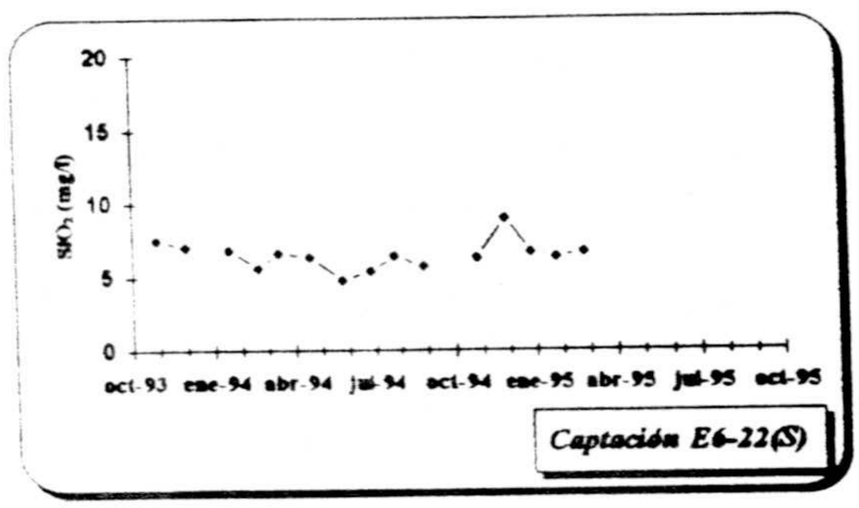
El contenido medio de sílice de las aguas subterráneas es de 11.4 mg/l; los valores están comprendidos entre 1.4 y 23.6 mg/l, el coeficiente de variación es del 55% y el total de determinaciones efectuadas fue de 561 (tabla 4-3). Los dos extremos de valores anteriores corresponden a las muestras tomadas del sector aluvial, en donde el valor medio es de 11.5 mg/l y el coeficiente de variación del 55%. Las aguas del delta tienen contenidos que varían entre 2.6 y 16 mg/l, la media es de 10.2 mg/l y el coeficiente de variación es del 39%.

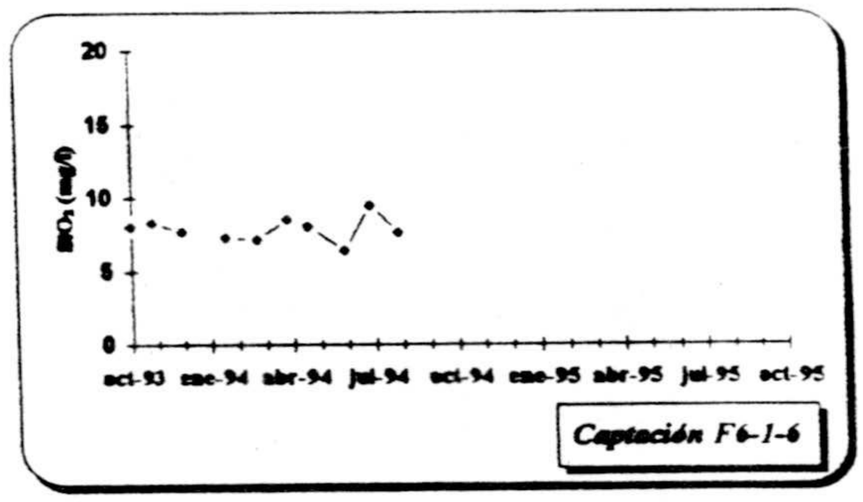
A lo lago del periodo de estudio las variaciones de los contenidos medios en sílice son poco significativas (figuras 4-3 y 4-22) con menores concentraciones en las muestras tomadas en el sector deltaico que en las del sector aluvial.

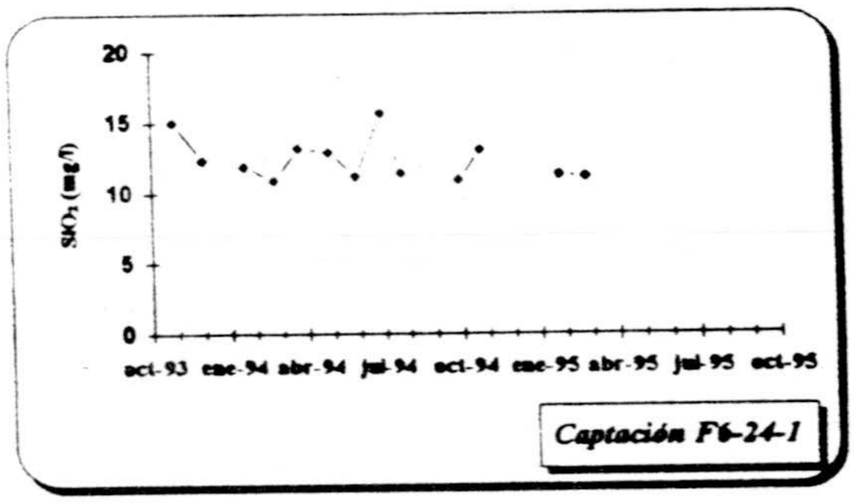
Los mapas de isocontenidos de los meses de enero y julio de 1994 de la figura 4-23 ilustran acerca de la variación espacial de este parámetro. Las aguas subterráneas del sector aluvial del río Benamargosa presentan mayores contenidos que las del Vélez. Las mayores concentraciones se observan en el sector central del acuífero, en el punto G6-N6-2-1 (obsérvese también la figura 4-22).

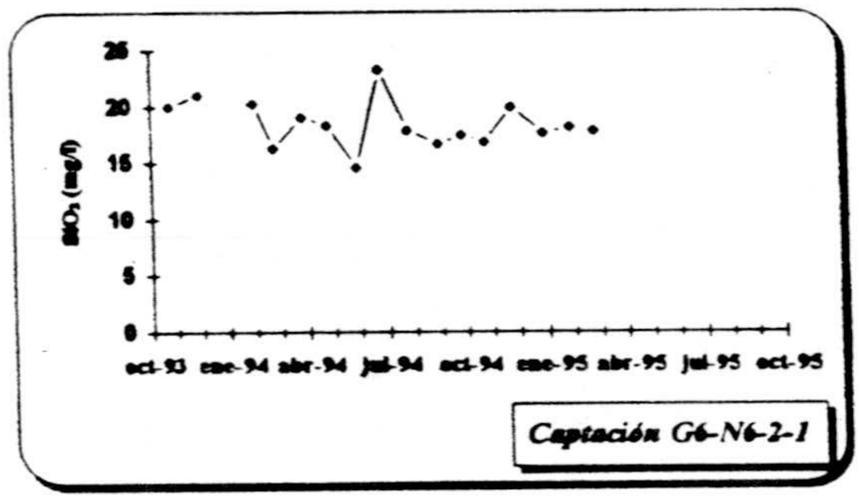


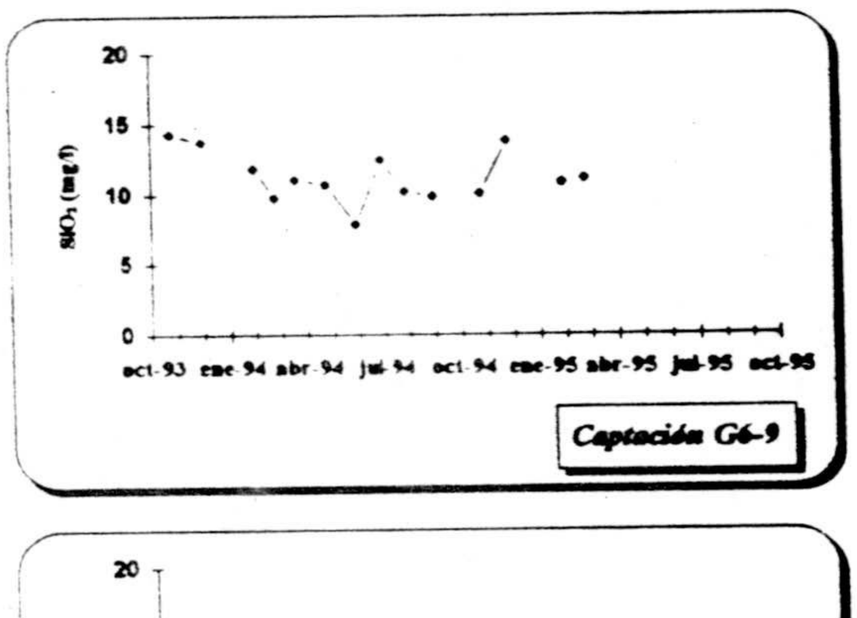


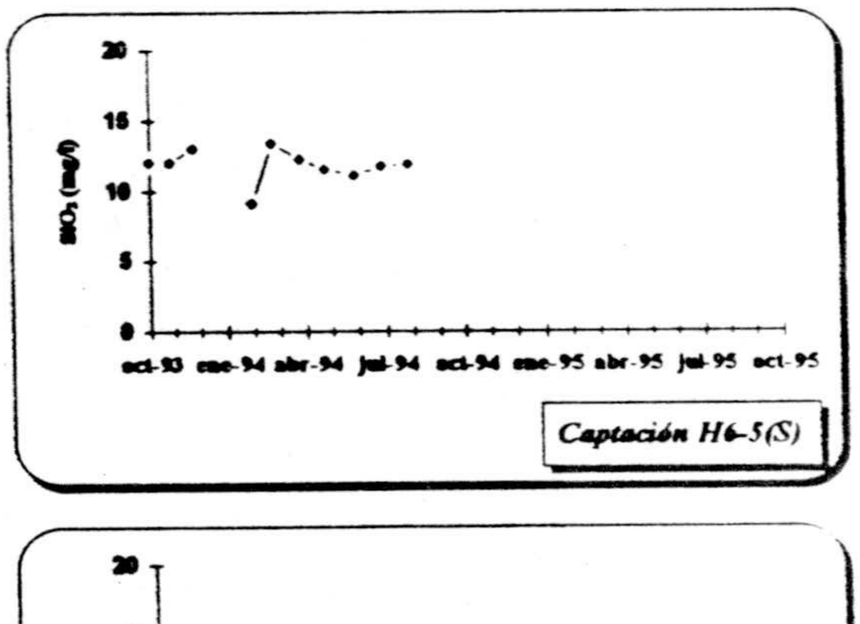


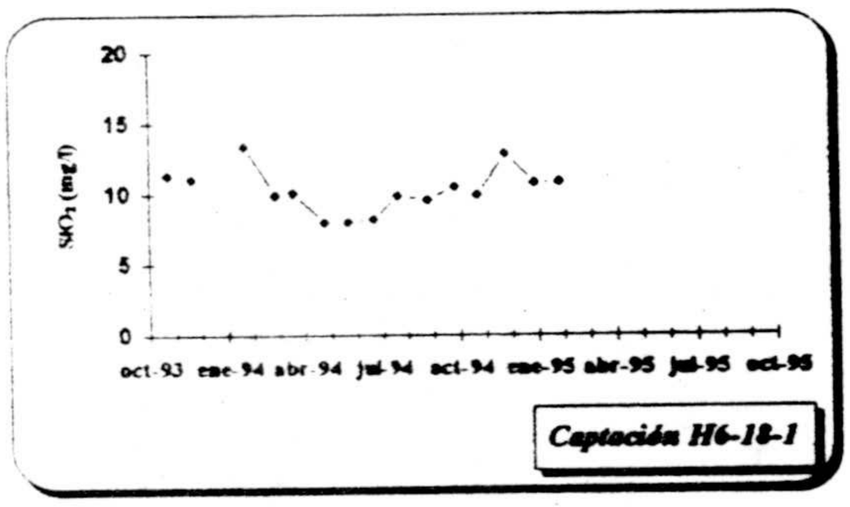












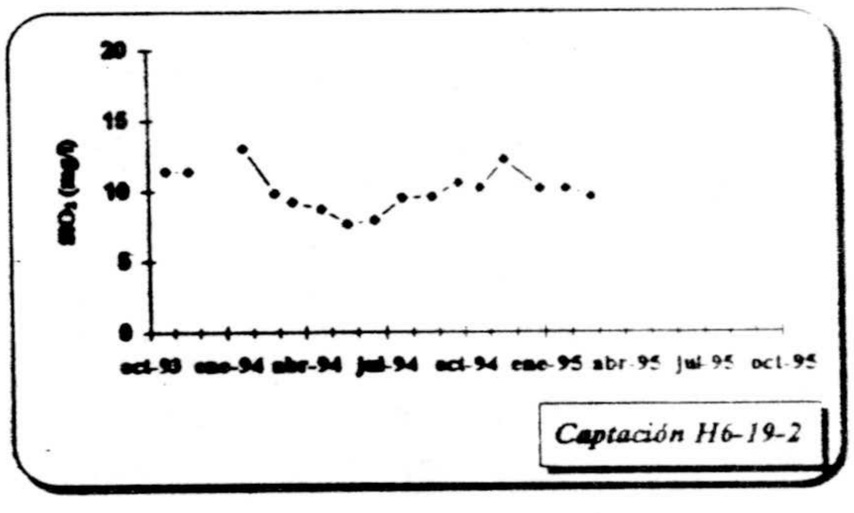
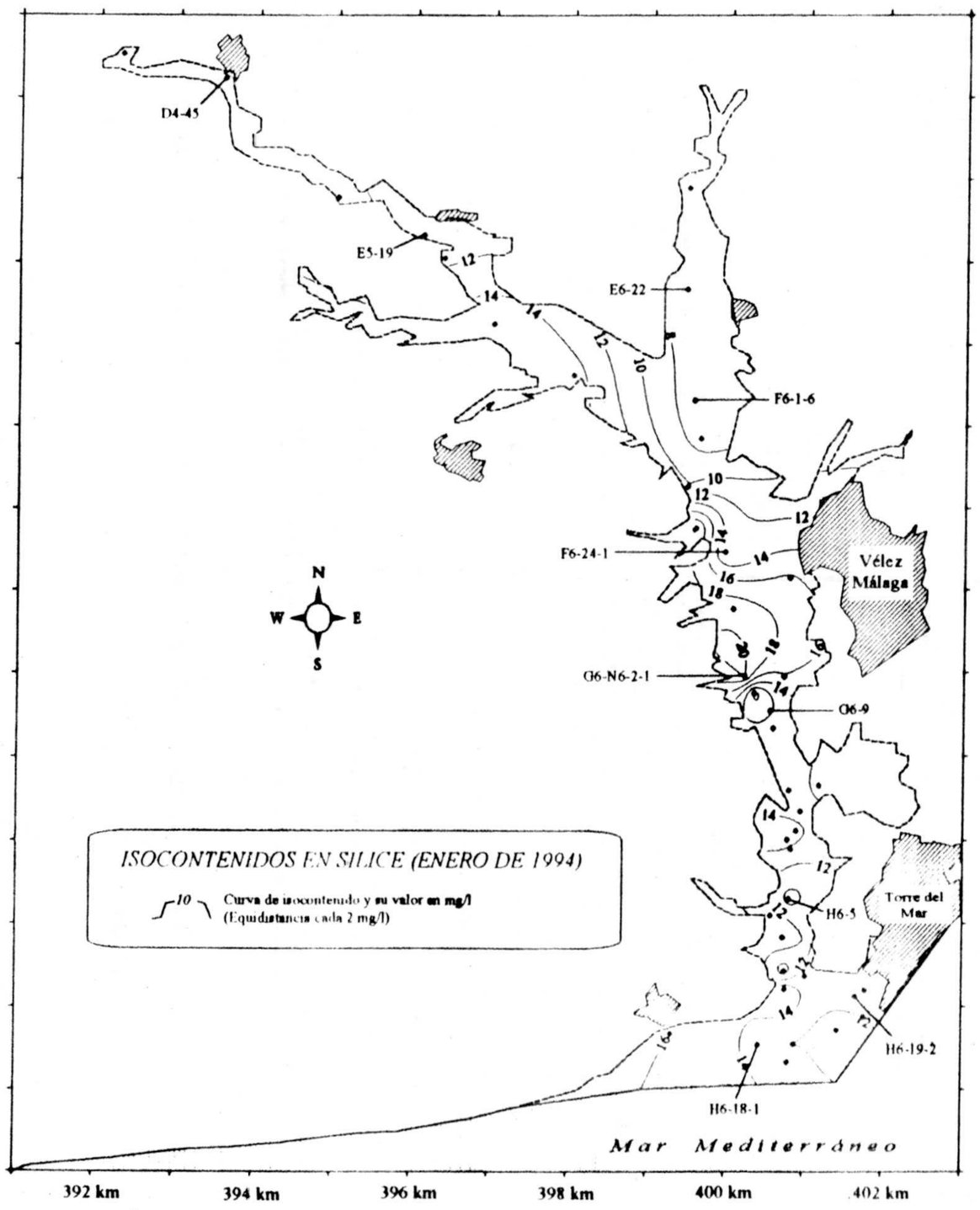


Figura 4-22. *Evolución temporal de los contenidos en sílice en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.*



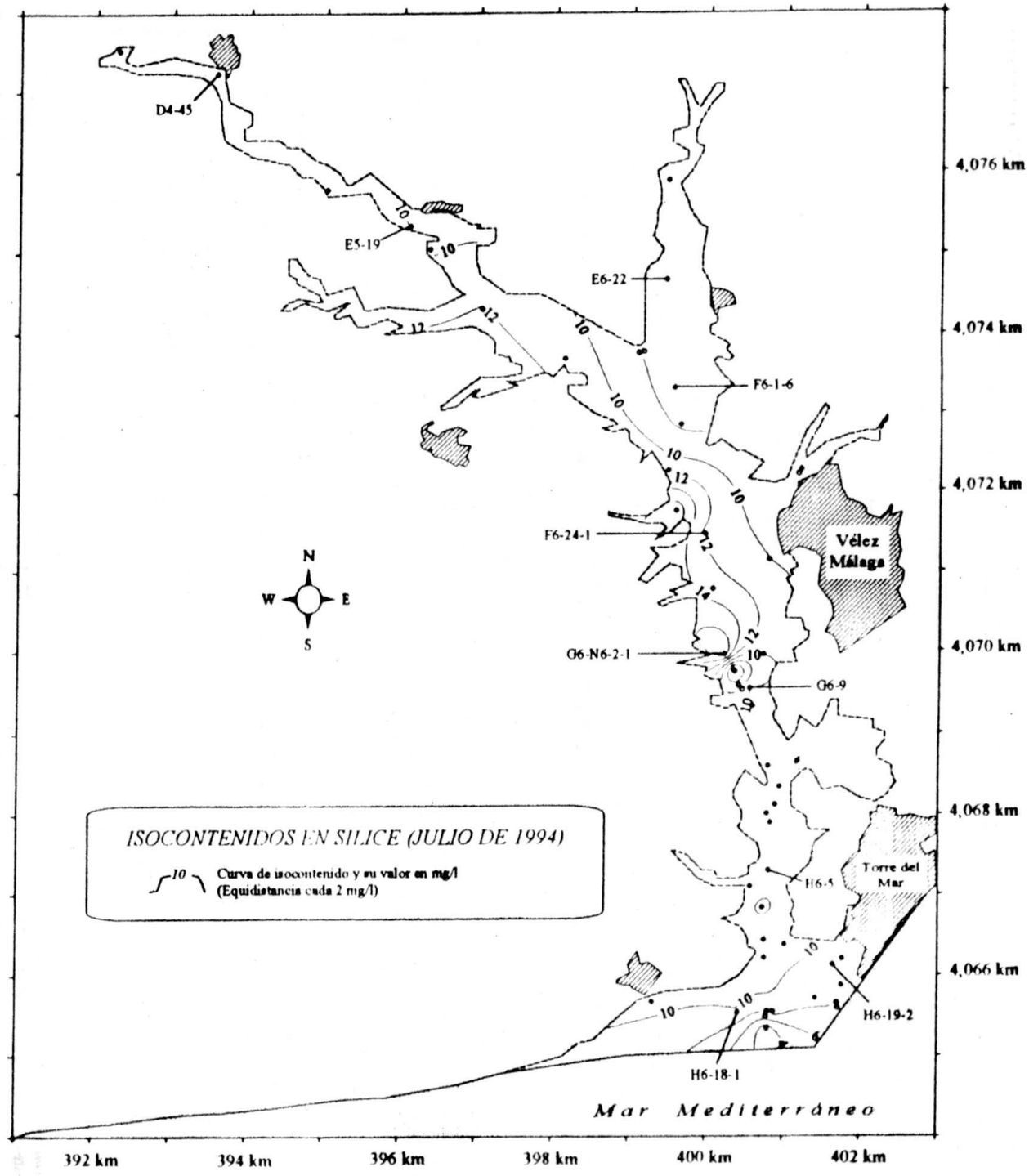


Figura 4-23. *Mapas de isocontenidos en sílice de las aguas subterráneas.*

4.2.3. Constituyentes minoritarios y trazas

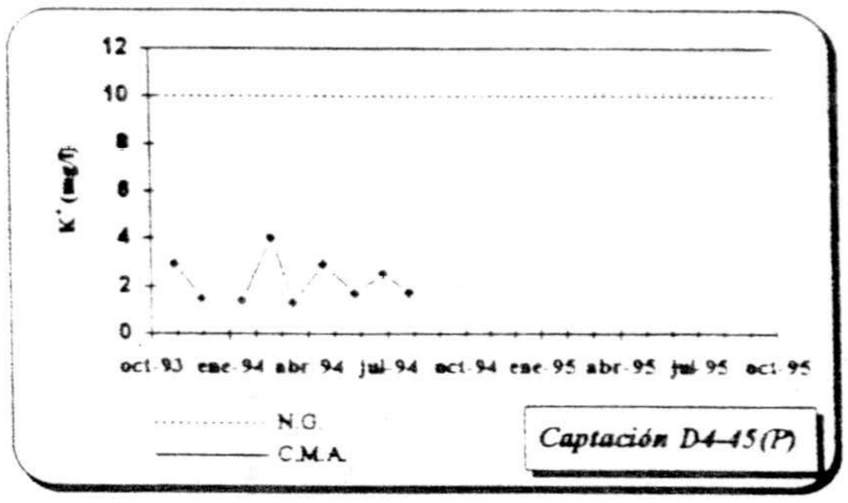
4.2.3.1. Potasio

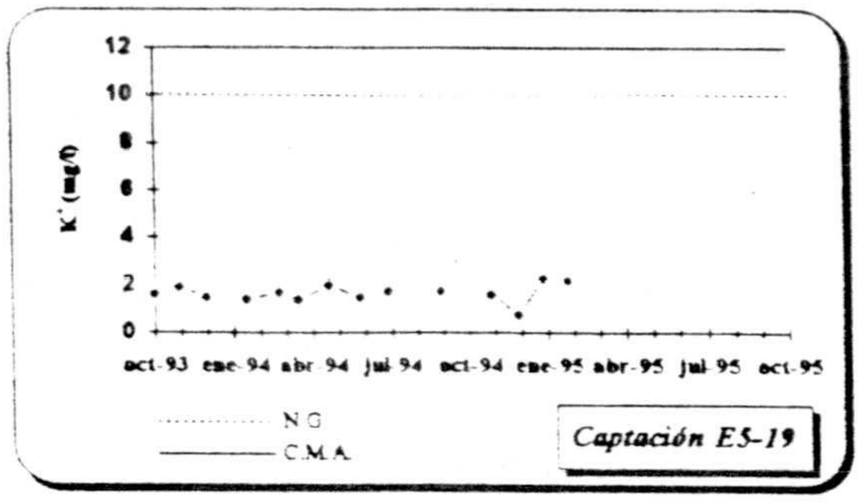
Presenta el mismo origen natural que el sodio pero con frecuencia aparece en cantidades bastante menores que éste, debido a que tiende a ser fijado de forma irreversible por el terreno durante los procesos de formación de arcillas. En zonas agrícolas, el potasio es uno de los elementos químicos nutricionales más utilizados, bien formando parte de la triada NPK (nitrógeno, fósforo y potasio) o bien, como otros compuestos (nitrato potásico). En las aguas del mar el contenido en potasio es elevado, unos 400 mg/l (Custodio y Llamas, 1983).

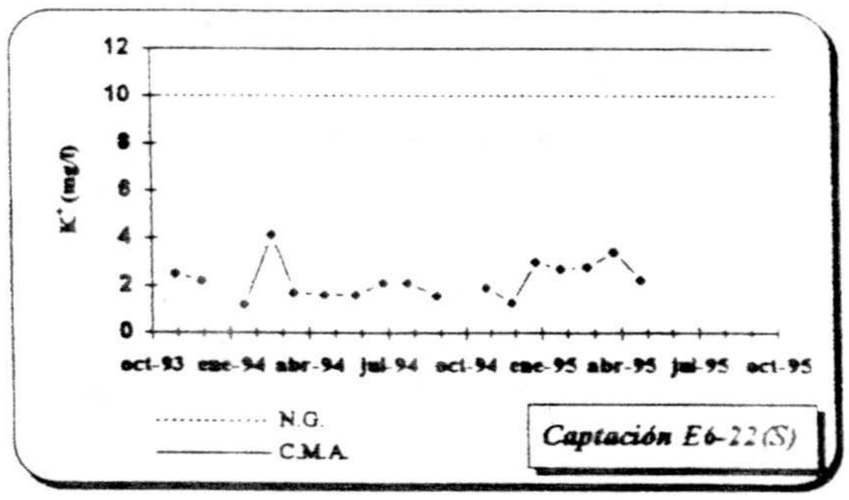
Las aguas superficiales de los ríos Vélez (punto 10) y Benamargosa (punto 4) no aportan cantidades de potasio significativas, 1.2 y 2.5 mg/l de valor medio, respectivamente. En el acuífero estudiado, el contenido en potasio presenta un valor medio de 5.1 mg/l, con un mínimo de 0.1 mg/l y un máximo de 243 mg/l; el total de determinaciones efectuadas ha sido de 603 y el coeficiente de variación es muy elevado, 222% (tabla 4-3). Los menores valores corresponden al sector aluvial; los máximos y mínimos son de 0.1 y 13 mg/l respectivamente, con un valor medio de 2.5 mg/l y 49% de coeficiente de variación. En el delta, los contenidos oscilan entre 1 y 243 mg/l, la media es de 12 mg/l y el coeficiente de variación del 121%.

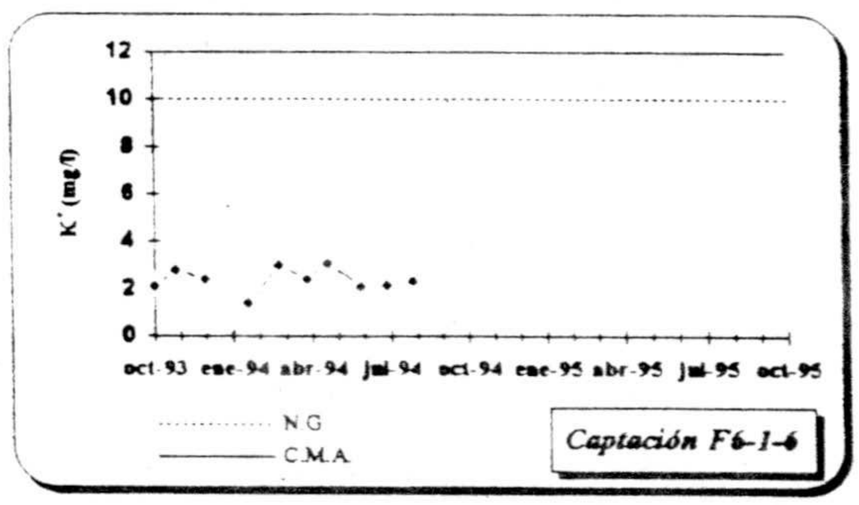
En el sector aluvial los contenidos medios han mostrado una escasa variación a lo largo del periodo de estudio (figura 4-3). En cambio en el sector deltaico se han registrado contenidos en potasio muy elevados entre los meses de febrero y mayo de 1994; el resto del periodo los valores se han mantenido entorno a 10 mg/l. En la figura 4-24 se observan las elevadas concentraciones de la captación H6-18-1 en marzo y abril de 1994, mientras que, en las demás captaciones, los contenidos apenas han variado durante el periodo de estudio. En algunos puntos del sector aluvial, los contenidos elevados se relacionan con las labores agrícolas y con el aporte de aguas residuales urbanas (sector próximo a Vélez Málaga).

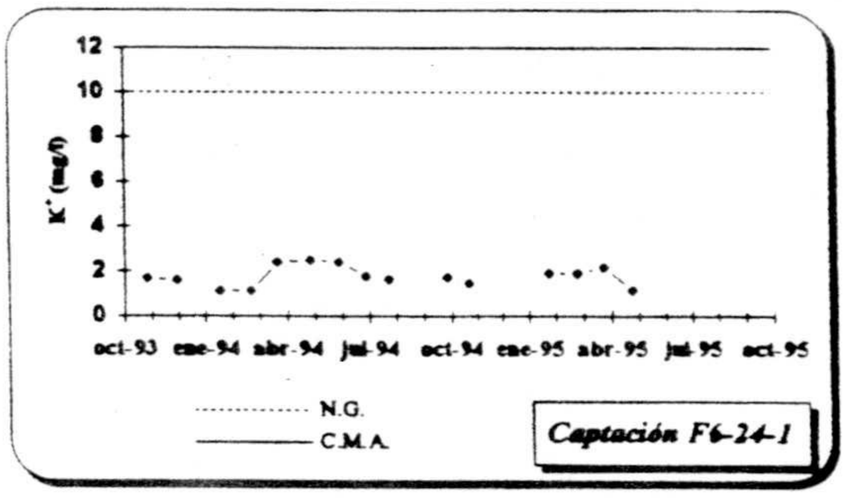
En cuanto a la variación espacial de los contenidos, en general, todo el sector aluvial presenta valores por debajo de 3 mg/l (figura 4-25). En el tránsito del sector aluvial al deltaico y en todo éste último, se observan las mayores concentraciones de potasio, asociadas lógicamente a la salinización de las aguas por la intrusión marina.

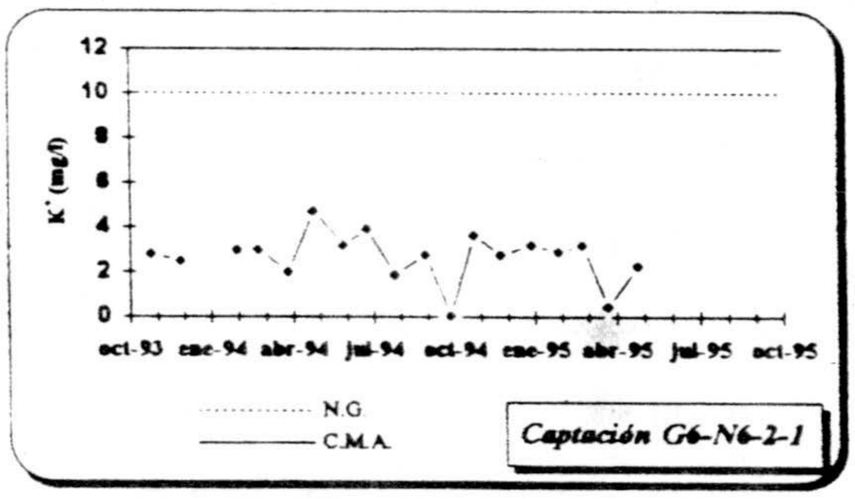


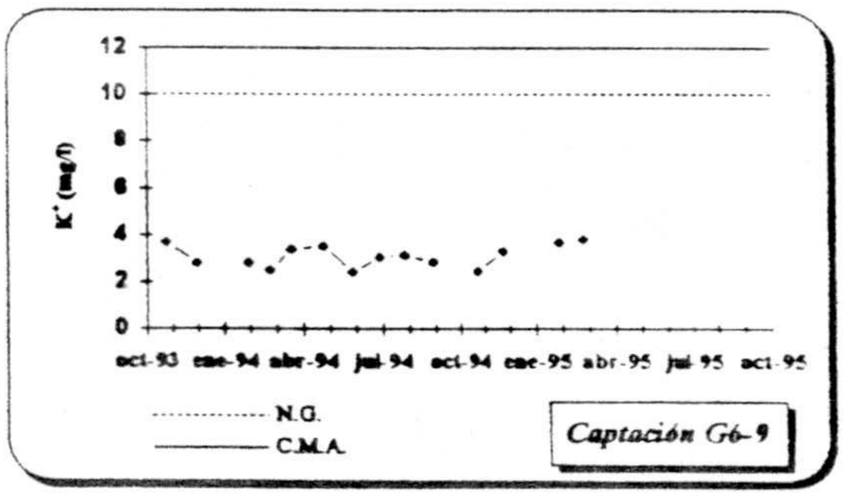


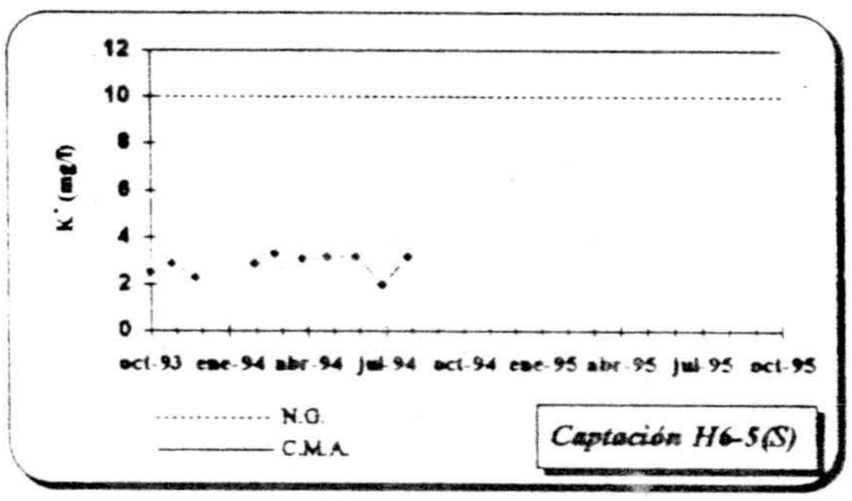


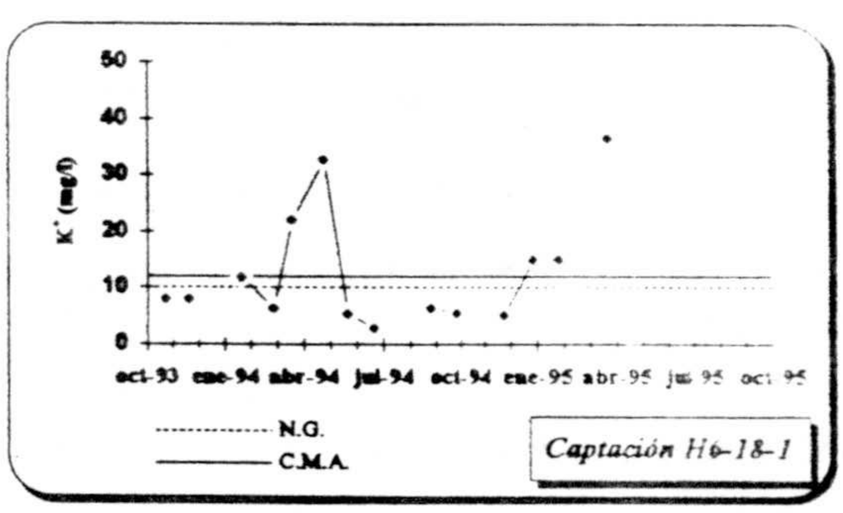












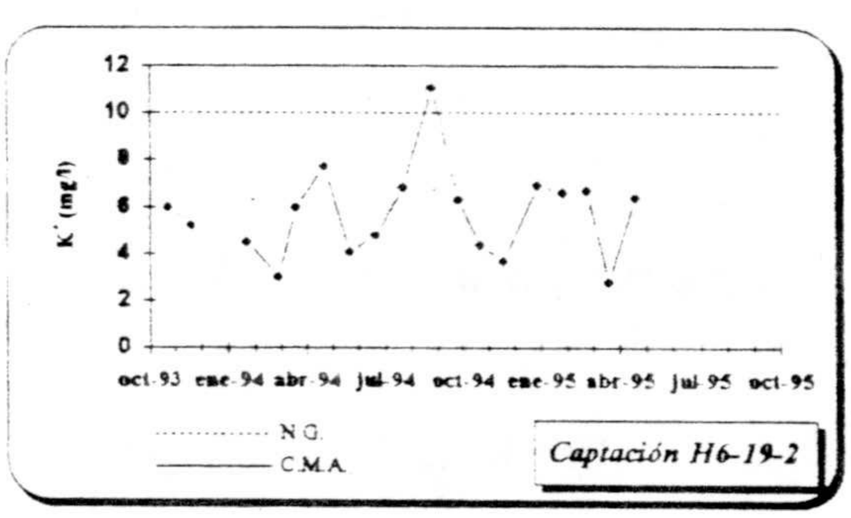
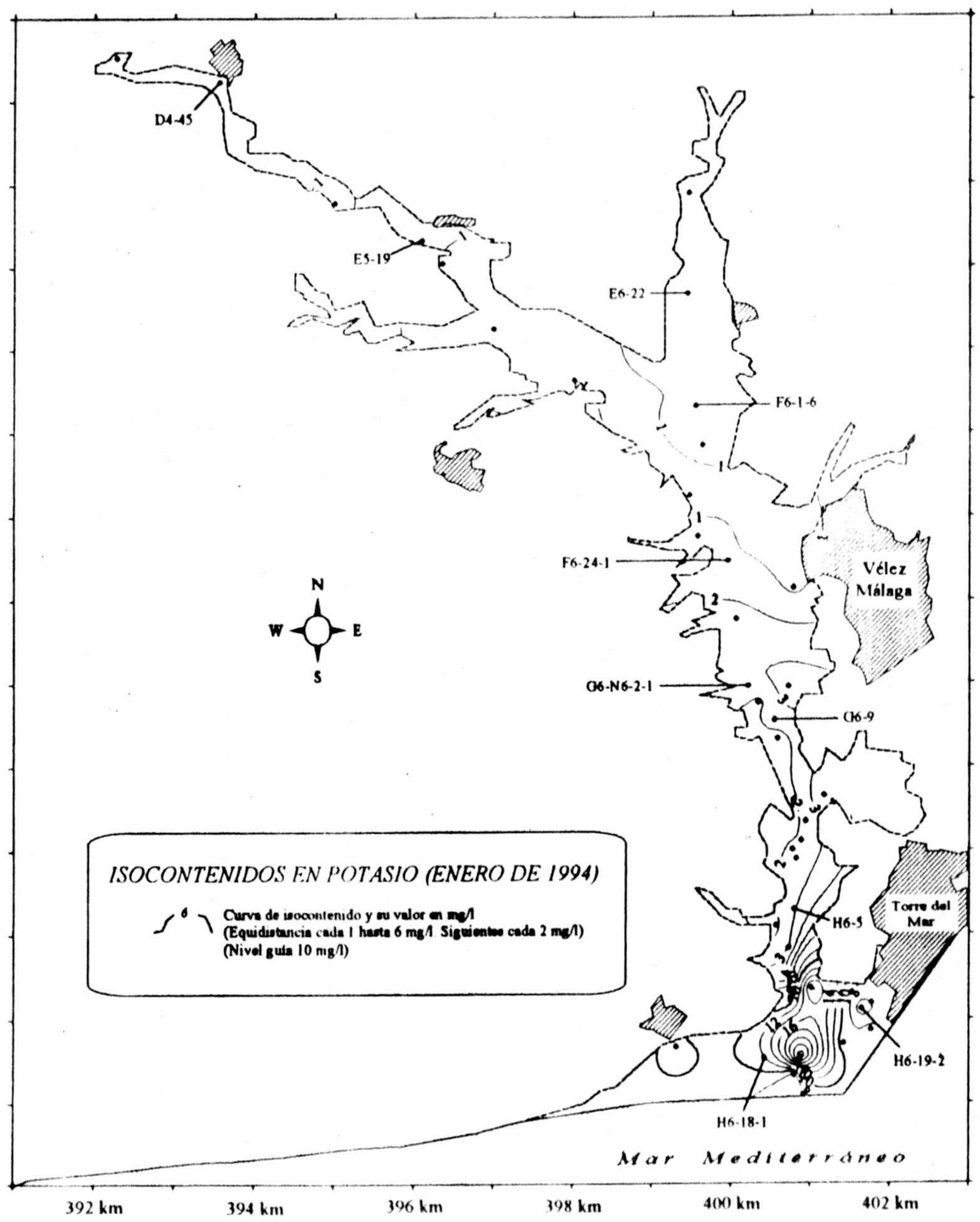


Figura 4-24. *Evolución temporal de los contenidos en potasio en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.*



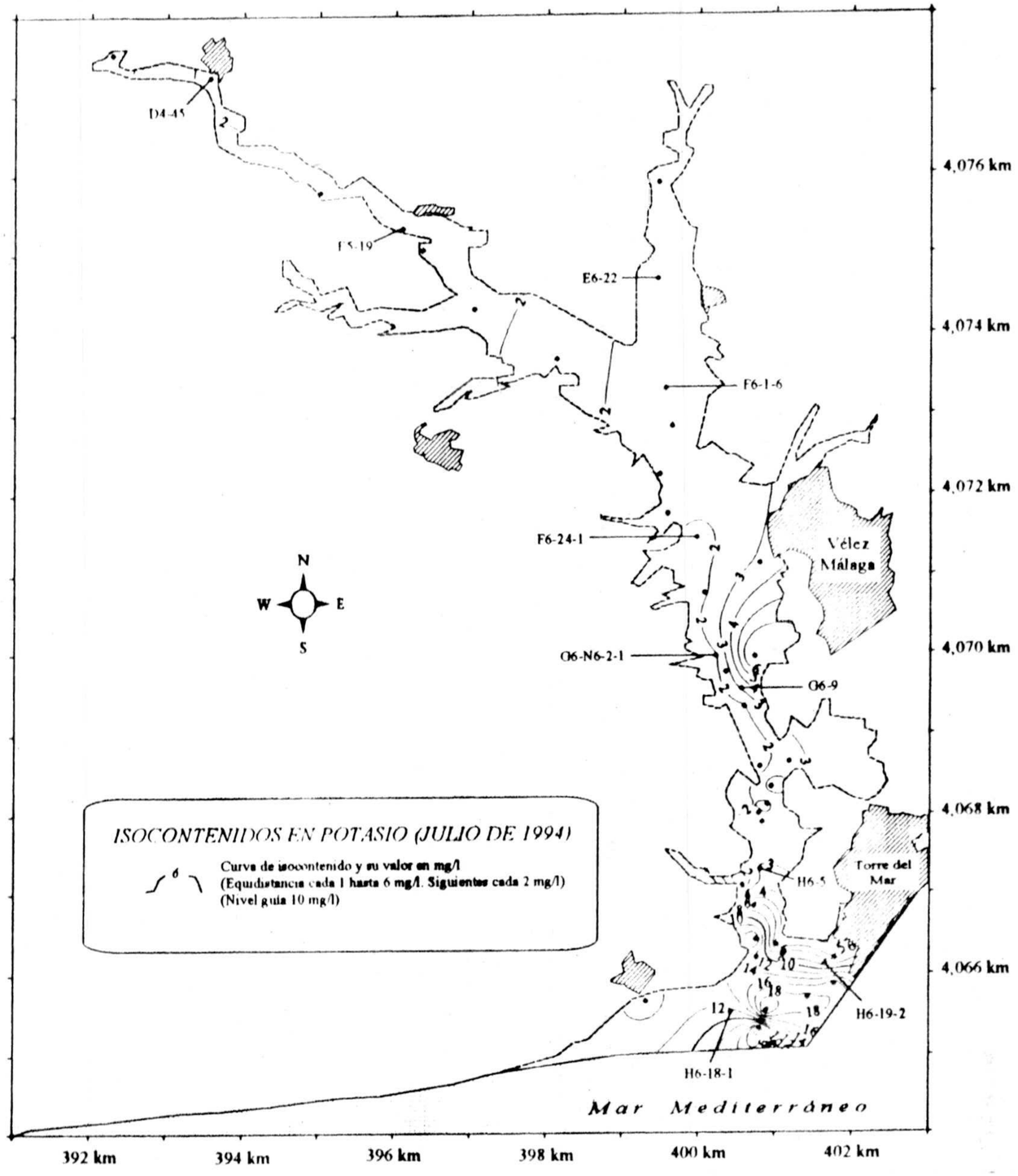


Figura 4-25. Mapas de isocontenidos en potasio de las aguas subterráneas.

4.2.3.2. Carbonatos

El origen de este ión es el mismo que el del bicarbonato. Cuando el pH es menor de 8.3, se considera que no existen carbonatos ya que el sistema del equilibrio CO_2 y el carbonato cálcico presentes en el agua se desplaza en el sentido de aumentar los bicarbonatos y disminuir los carbonatos; este es el motivo de la no existencia de carbonatos en las aguas subterráneas, donde el pH suele oscilar entre 6.5 y 8.

En las aguas subterráneas muestreadas solamente en una ocasión (muestra del punto 23.-G6-N11-1 en abril de 1995) se ha medido un contenido en carbonatos de 0.1 mg/l. En este caso el pH de la muestra fue de 8.48.

4.2.3.3. Boro

Este ión se encuentra disuelto como BO_3H_3 parcialmente disociado a $BO_3H_2^-$. En el sector de estudio su origen se relaciona con el aporte de residuos líquidos urbanos (detergentes), si bien, el agua del mar también puede proporcionar valores más elevados de boro; este elemento presenta un valor constante de 4.6 mg/l en el agua del mar y por debajo de 0.1 mg/l en las aguas naturales (Custodio y Llamas, 1983).

En la agricultura, el boro es considerado como uno de los elementos esenciales, sin embargo, determinados cultivos, como los cítricos, son muy sensibles a la presencia de boro. En general, aguas de riego con valores por debajo de 0.7 mg/l no plantean problemas de toxicidad y contenidos mayores de 3 mg/l pueden ser muy perjudiciales para las plantas (Fuentes Yagüe, 1992 y 1994).

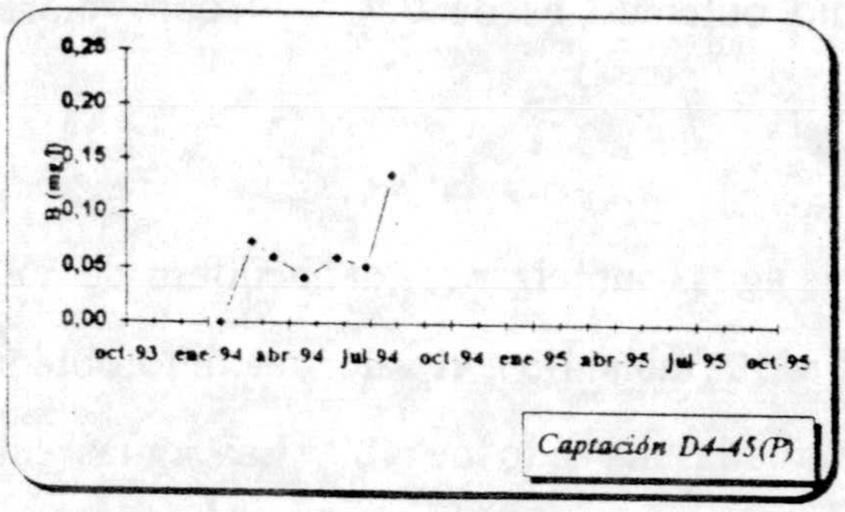
Durante el periodo de estudio, los análisis de las aguas de los ríos Vélez (punto 10) y Benamargosa (punto 4) muestran que los contenidos en boro de las aguas que recargan el acuífero son muy bajos (0.04 y 0.07 mg/l, respectivamente). Sin embargo, los contenidos en boro de los análisis del agua del río Vélez realizados unos kilómetros aguas abajo de la ciudad de Vélez (punto 25), demuestran la existencia de una aporte con un porcentaje significativo de

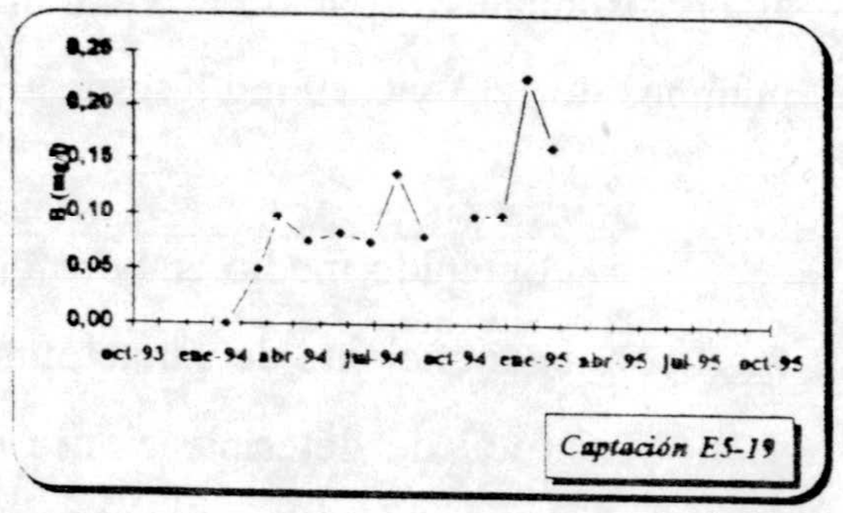
aguas residuales urbanas; el valor medio obtenido es de 0.7 mg/l con valores máximos y mínimos de 1.13 y 0.19 mg/l, respectivamente.

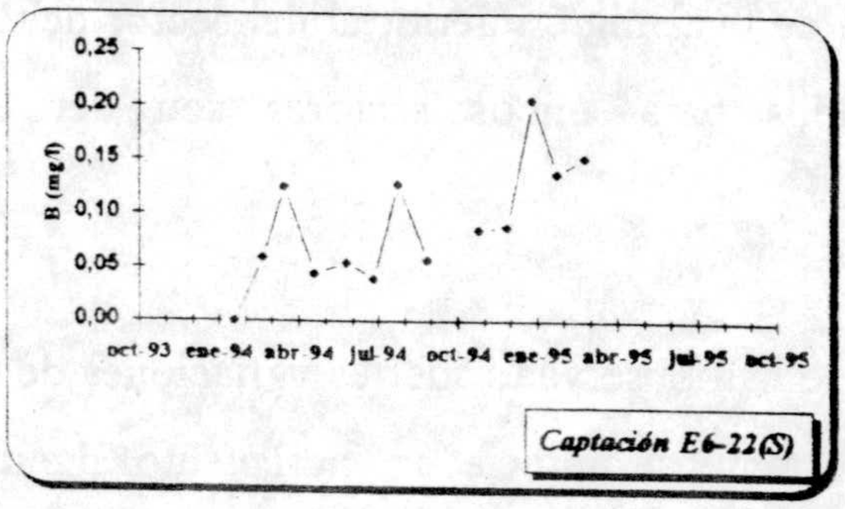
El contenido medio en boro de las aguas subterráneas del acuífero de Vélez es de 0.14 mg/l con un coeficiente de variación del 82% (tabla 4-3); el valor máximo obtenido ha sido de 1.34 y el total de determinaciones efectuadas ha sido de 489. Las aguas subterráneas del sector aluvial presentan un valor medio de 0.12 mg/l, inferior al del sector deltaico, 0.2 mg/l; los coeficientes de variación obtenidos para ambos sectores son del 89% y 60%, respectivamente.

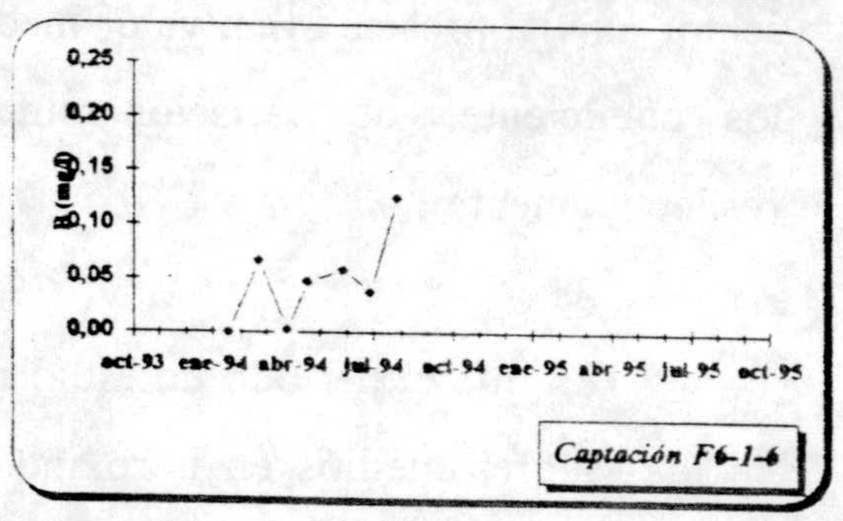
Durante el periodo de estudio, se han observado fuertes variaciones de un mes a otro en los valores medios en boro, no obstante se aprecia un incremento significativo de los contenidos (figura 4-3); las aguas subterráneas del sector aluvial muestran siempre menores concentraciones que las del sector deltaico. La figura 4-26 ilustra sobre la evolución temporal de los contenidos en las captaciones que se indican; en todos los puntos se observa el incremento de valores mencionado.

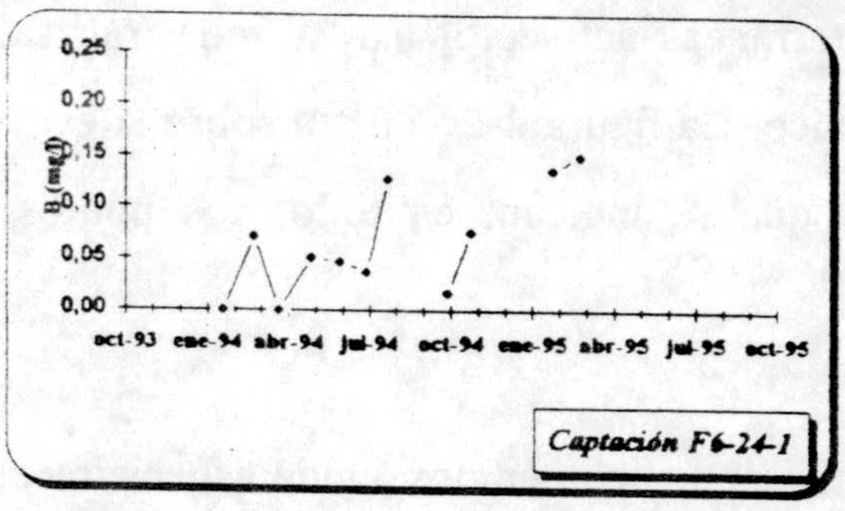
El estudio de la variación espacial de los contenidos ayuda especialmente a corroborar los dos citados orígenes del boro presente en las aguas subterráneas del sector de estudio. Los mapas de isocontenidos de enero y julio de 1994 (figura 4-27) muestran que las mayores concentraciones se localizan en el sector deltaico y en las inmediaciones de Vélez, donde presentan una disposición de las isolíneas paralela a los bordes del acuífero; en este último sector es frecuente el riego con aguas residuales de la ciudad. Los contenidos en boro aumentan en todos los meses estudiados de norte a sur y son mayores en las aguas subterráneas del aluvial del Benamargosa que en las del Vélez.

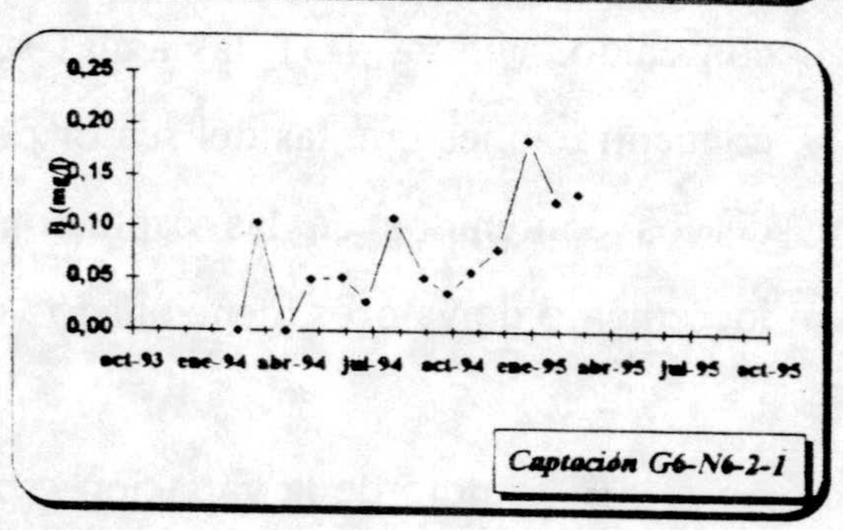


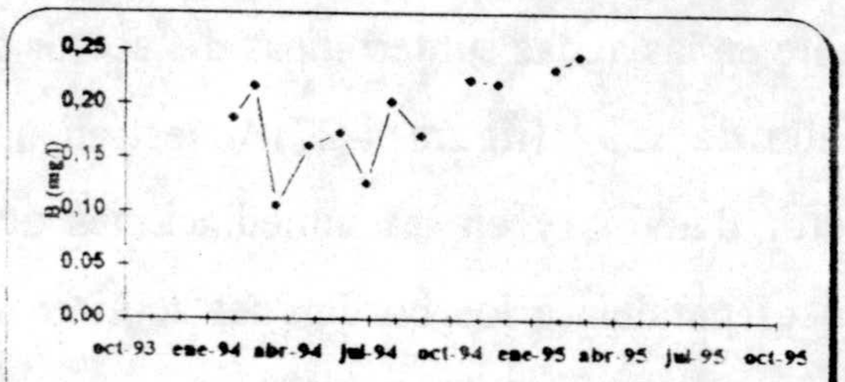


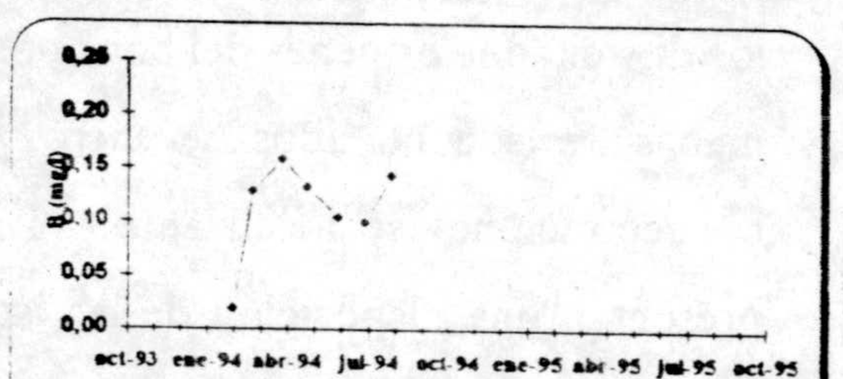


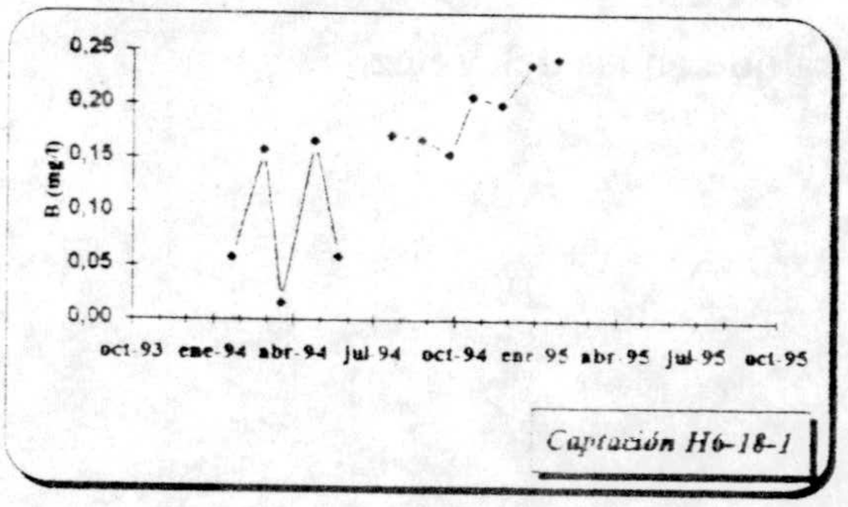












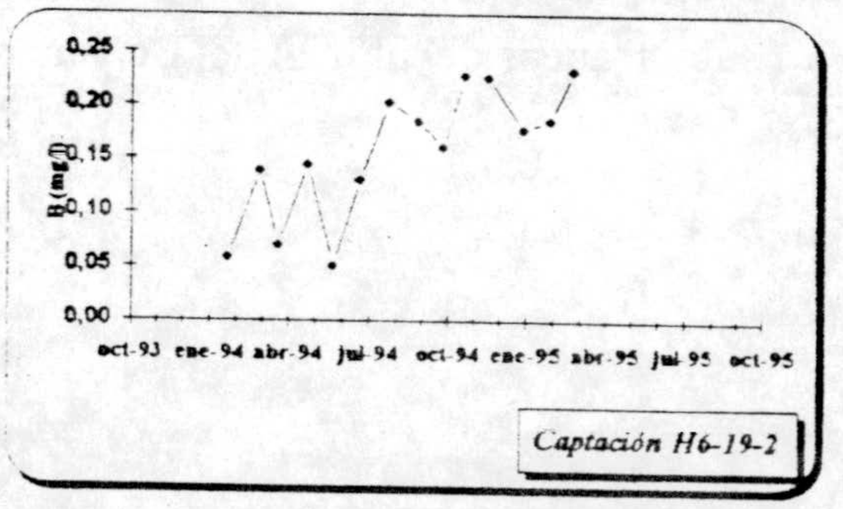
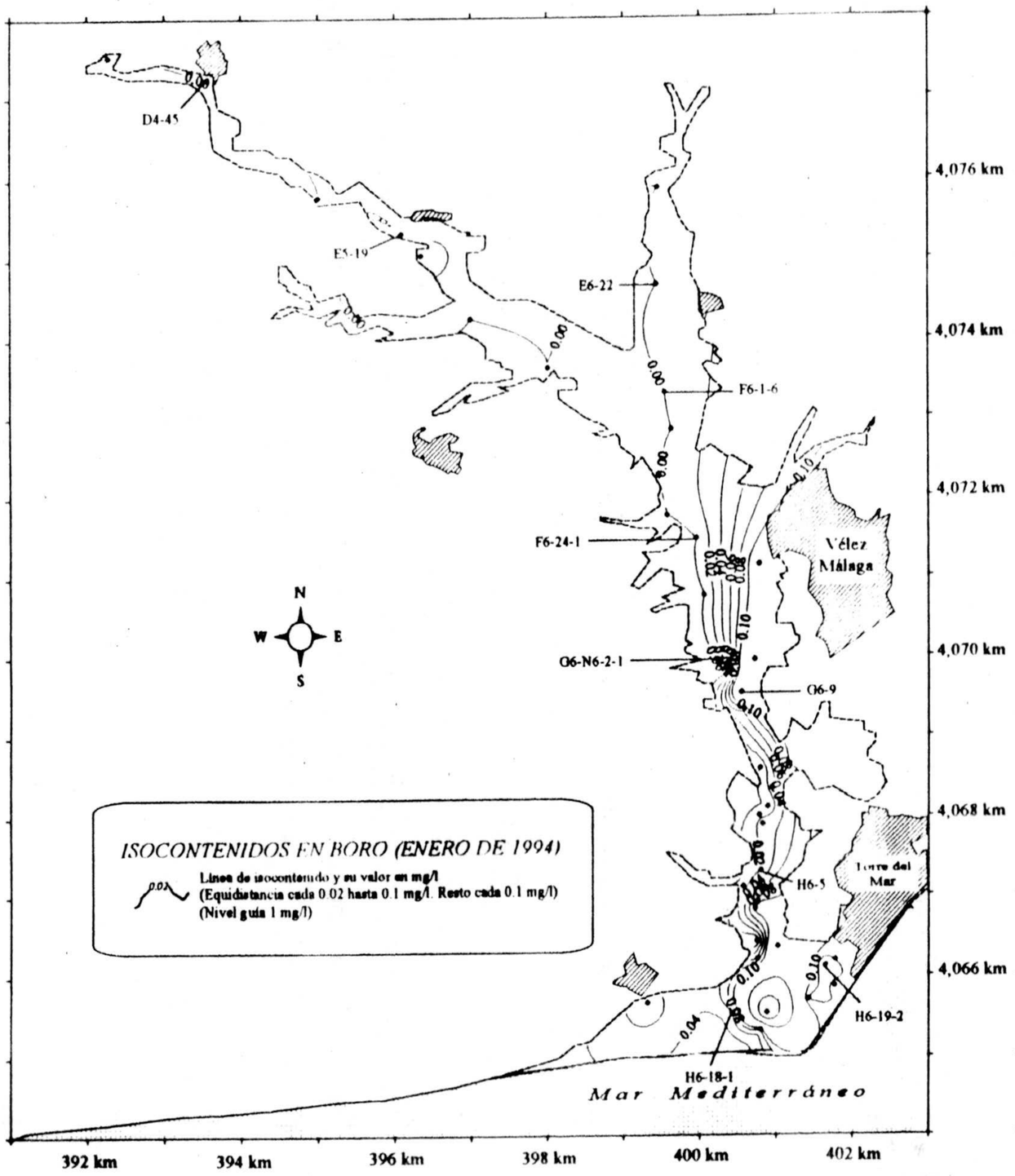


Figura 4-26. *Evolución temporal de los contenidos en boro en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.*



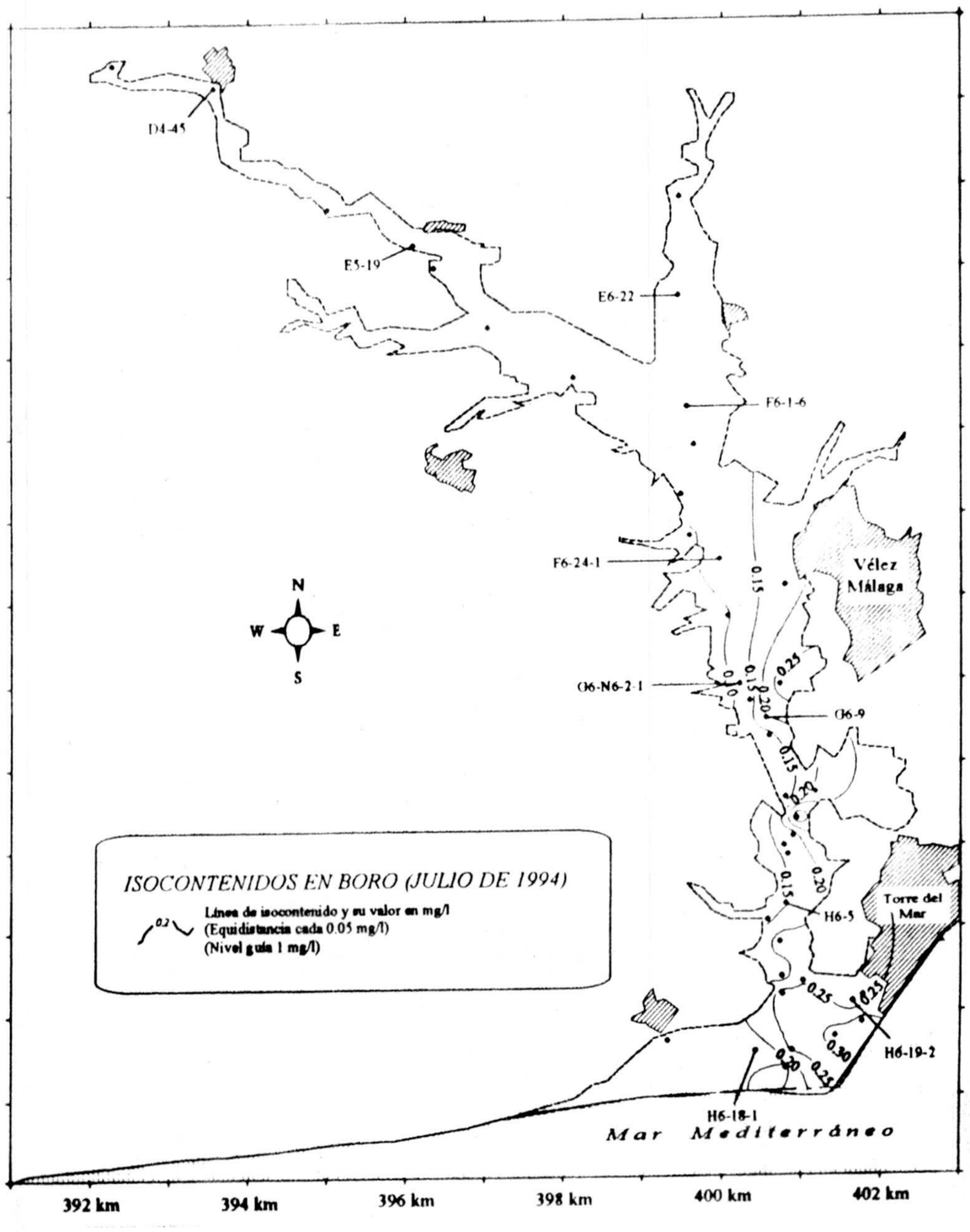


Figura 4-27. Mapas de isocontenidos en boro de las aguas subterráneas.

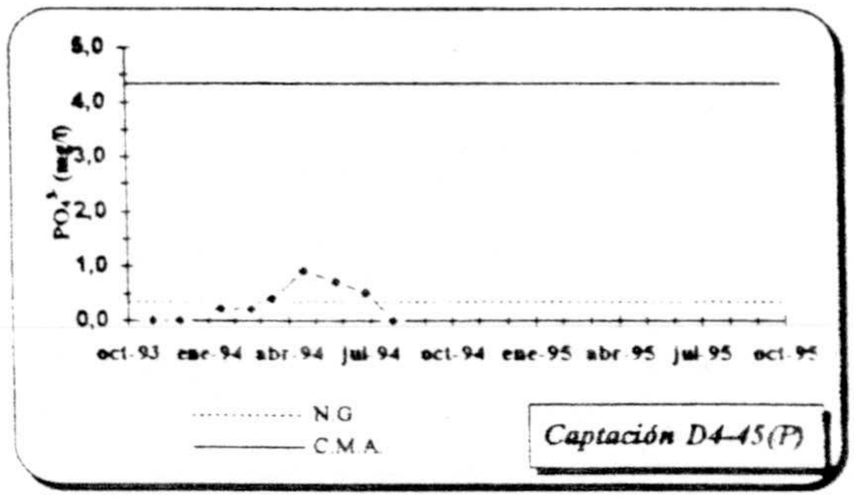
4.2.3.4. Fosfatos

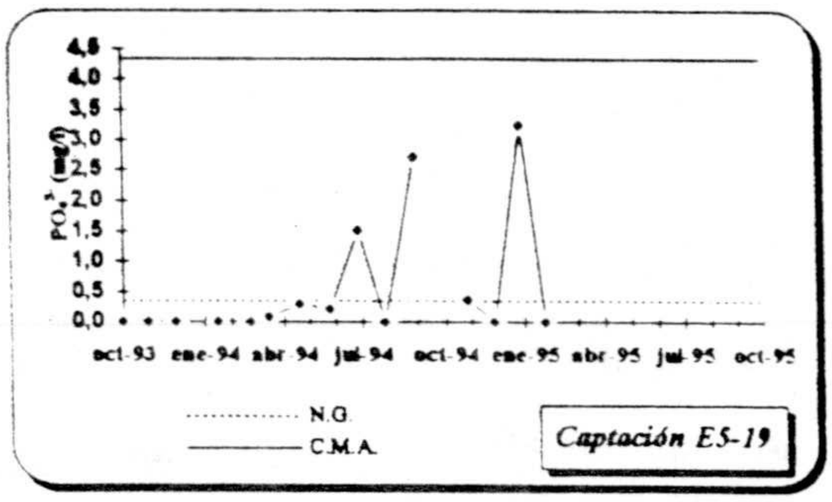
Generalmente los fosfatos son sales solubles, aunque algunos precipitan como $(PO_4)_2Ca_3$. En el sector de estudio su presencia está relacionada con las aguas residuales urbanas, por su utilización en los jabones y detergentes. Su origen también se puede encontrar en la utilización de plaguicidas organofosforados, no obstante, los compuestos de fósforo tienen un escaso desplazamiento por lixiviación ya que suelen ser adsorbidos o fijados en el suelo con facilidad. El fósforo es uno de los macronutrientes esenciales de las plantas por lo que su uso es muy frecuente en la agricultura.

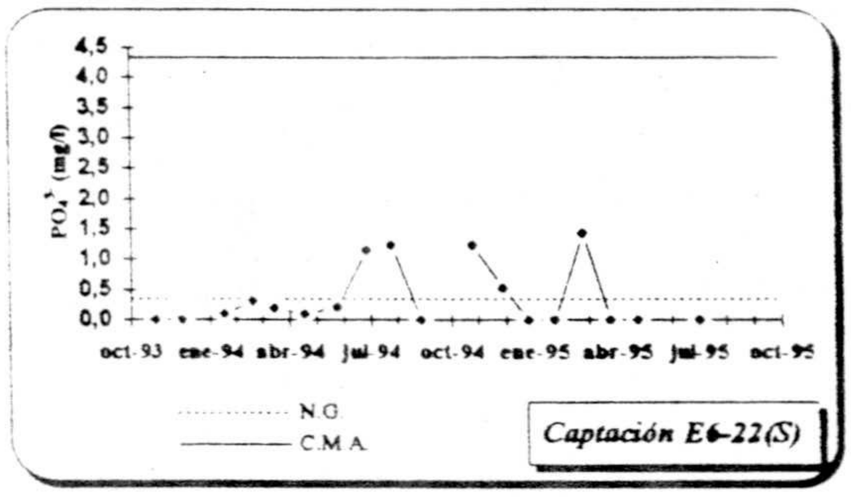
La presencia de fosfatos en las aguas subterráneas del acuífero de Vélez no se ha detectado en, aproximadamente, la mitad de las muestras analizadas (329 de un total de 632). El contenido medio en fosfatos es de 0.97 mg/l (tabla 4-3) siendo mayor en el sector deltaico (1.39 mg/l) que en el aluvial (0.81 mg/l); el coeficiente de variación es muy elevado (734%).

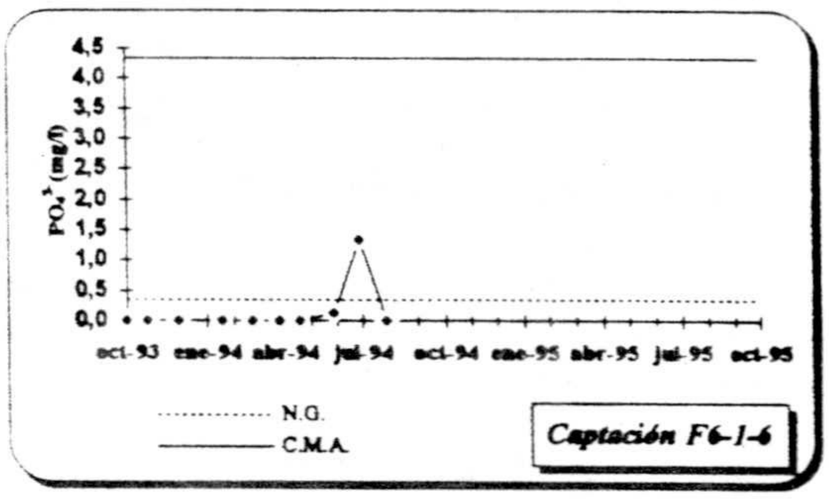
La evolución temporal de los contenidos medios de fosfatos en las aguas subterráneas (figura 4-3) presenta importantes variaciones de un mes a otro aunque, a lo largo del periodo de estudio se aprecia un ligero incremento de los contenidos. Los muestreos de mayo, septiembre y diciembre de 1994, y enero de 1995 fueron los que proporcionaron mayores valores de este ión. La figura 4-28 ilustra también acerca de la variación temporal de este parámetros; los mayores valores se observan en las muestras tomadas en las captaciones G6-N6-2-1 y H6-19-2.

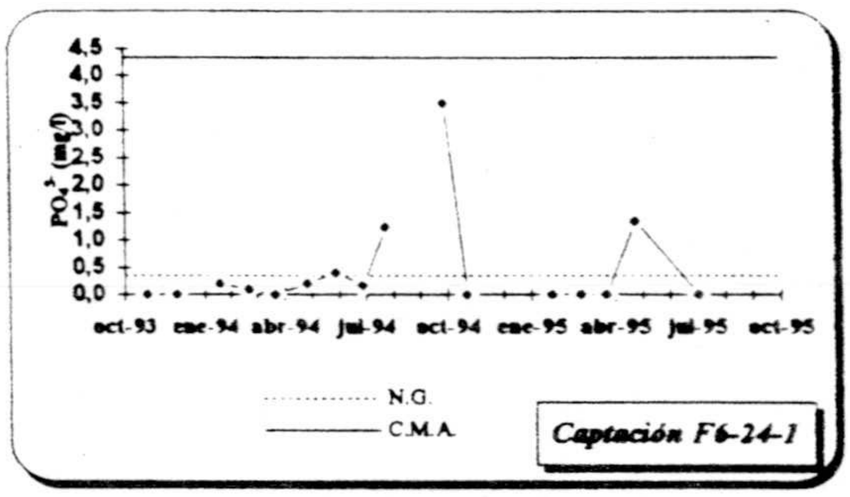
No se dispone de suficientes valores no nulos como para realizar los mapas de isocontenidos de los meses de enero y julio de 1994. Sin embargo, el estudio de los resultados analíticos (anexos 6 y 8), permite deducir que los contenidos en ión fosfato aumentan de norte a sur. En el sector deltaico se observan los valores más elevados. En las inmediaciones de Vélez, en la margen izquierda del sector aluvial, los contenidos en fosfatos son también elevados lo que pone de manifiesto los vertidos de aguas residuales urbanas y el riego que se hace con ellas.

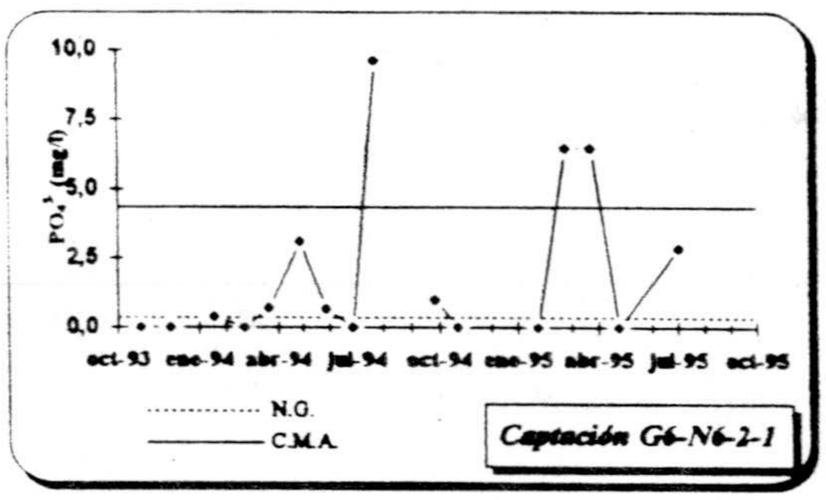


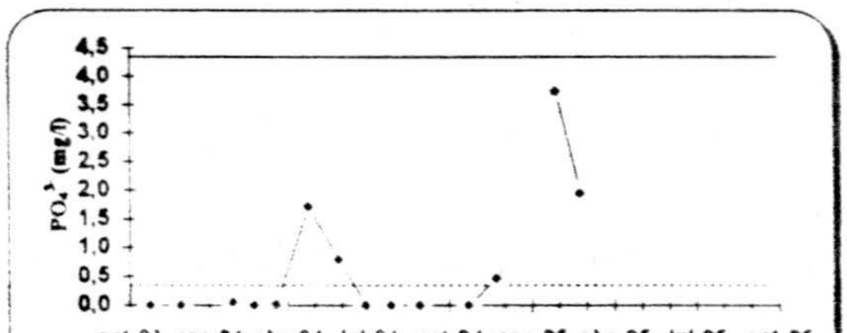


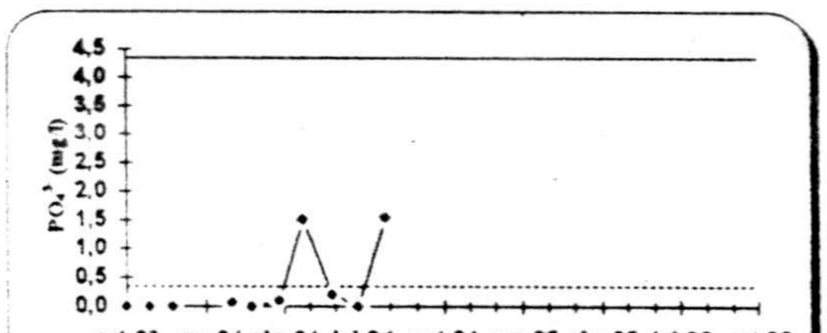


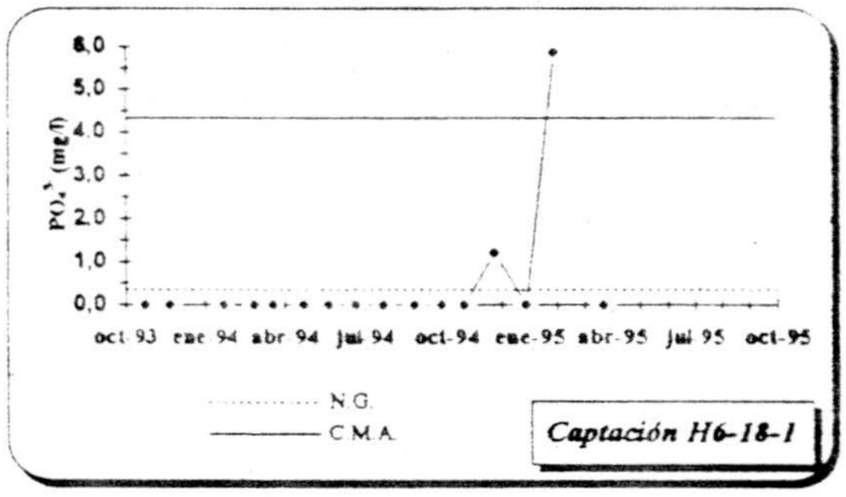












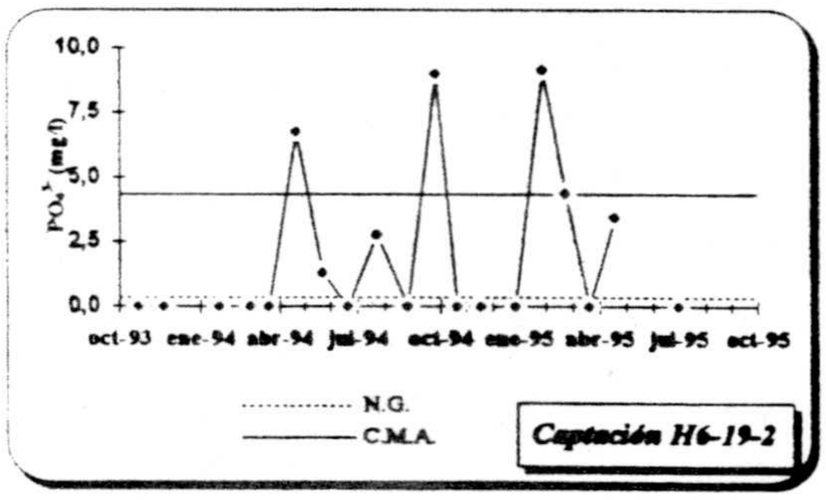


Figura 4-28. *Evolución temporal de los contenidos en fosfatos en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.*

4.2.3.5. Elementos metálicos

Hierro, manganeso, plomo, cromo y cadmio han sido los elementos metálicos analizados en este estudio. Estas determinaciones se efectuaron sobre 11 muestras tomadas en noviembre de 1994 y 7 muestras en marzo de 1995.

En el caso del plomo, hay que indicar que este elemento no se ha detectado en ninguna de las muestras, por lo que de estar presente, su concentración sería inferior al límite de detección 1 µg/l. Lo mismo ocurre con el cadmio que, de existir, los contenidos serían inferiores a 0.5 µg/l, salvo en una muestra de noviembre de 1994 (43.-H6-19-2), en la el que valor hallado fue de 0.7 µg/l. El cromo fue analizado únicamente en tres muestras de noviembre de 1994 (puntos 30, 36 y 43) y, en ellas, no se detectó su presencia (límite de detección 1 µg/l).

El hierro es el elemento metálico analizado que se encuentra más frecuentemente. El valor máximo encontrado ha sido de 88 µg/l en el punto 23, en noviembre de 1994. La media de valores para el mes de noviembre de 1994 es 16 µg/l, frente a 14 del mes de marzo de 1995.

Por último para el manganeso, el valor máximo encontrado ha sido de 7.8 µg/l en el punto 18. Buena parte de las muestra presentan concentraciones de manganeso por debajo del límite de detección (1 µg/l).

En el anexo 6 se muestran los resultados detallados de los análisis de metales efectuados.

4.2.4. Compuestos nitrogenados

El nitrógeno forma parte de la composición natural del suelo en donde experimenta diversos procesos fisicos, químicos y biológicos que dan lugar a una serie de compuestos entre los que destaca el ión nitrato (NO_3^-) que es, prácticamente, la única forma absorbible por las plantas y la que tiene mayor capacidad de migrar hacia el acuífero mediante un proceso de lixiviación.

Los nitratos son sales muy solubles aunque dificilmente precipitables. En medio reductor, los nitratos pueden pasar a N_2 o a NH_4^+ y excepcionalmente a NO_2^-. La mayoría de los compuestos nitrogenados pasan a NO_3^- en medio oxidante, pero el NH_4^+ puede perderse en parte como N_2.

El origen natural del nitrógeno presente en las aguas subterráneas está relacionado con los aportes procedentes de las precipitaciones, con la fijación en el suelo producida por las plantas, por síntesis de nitrógeno y oxígeno en la atmósfera, y por la presencia de determinadas formaciones geológicas ricas en este elemento. Sin embargo, se considera que las actividades antrópicas son las que suelen aportar casi la totalidad del nitrógeno que se encuentra en las aguas subterráneas (Vrba y Romijn, 1986).

En efecto, los vertidos de residuos líquidos y sólidos urbanos, los residuos industriales, las actividades ganaderas y las prácticas agrícolas son los orígenes principales del nitrógeno presente en las aguas subterráneas (Sanchís, 1991). Cada vez es más elevado el número de acuíferos con altos contenidos en nitrógeno, en forma de nitratos, que inutilizan las aguas para el consumo e incluso afectan a cultivos sensibles a dosis excesivas de tal elemento.

De todas las actividades citadas, el principal responsable de la presencia de nitrógeno en cantidades excesivas en los acuíferos españoles, es el empleo abusivo de fertilizantes (ITGE, 1988a). El uso moderado de abonos puede justificarse con el hecho de intentar mejorar la productividad de las cosechas ya que, no tenidos en cuenta los elementos carbono, oxigeno e hidrógeno, el nitrógeno es el más requerido por los vegetales, y la fertilización de los cultivos viene a suplir la escasa presencia natural del nitrógeno en el suelo. Sin embargo, prácticas inadecuadas como la utilización excesiva de abonos o dotaciones elevadas de agua

(por lluvias inmediatas o riegos mal planificados) pueden conducir buena parte de los nutrientes, fuera del alcance radicular de las plantas, yendo a parar finalmente a la zona saturada del acuífero.

En la actualidad existen multitud de investigaciones que inciden en el estudio de la problemática de los nitratos en los acuíferos. En la presente investigación se quiere prestar especial atención a la presencia en las aguas subterráneas de compuestos nitrogenados y, más concretamente, de nitratos habida cuenta el problema que plantean. En las aguas potables la legislación española no permite contenidos por encima de 50 mg/l; en el caso del agua de riego no existe norma al respecto pero valores superiores a 100 mg/l pueden ser considerados excesivos para determinados cultivos. Como se verá más adelante, los contenidos en nitrato en el acuífero de Vélez son en algunos sectores alarmantes; por ello, se incidirá en los aspectos relativos al origen, balance y variación espacio-temporal de este ión. Como crítica de este trabajo personal hay que decir que hubiese sido interesante efectuar un estudio del comportamiento del nitrógeno en la zona no saturada lo que podría haber aportado datos suficientes como para establecer un balance más detallado del volumen de nitrógeno que llega a las aguas subterráneas.

A continuación se procede, a evaluar las entradas y salidas de nitrógeno del acuífero, entendido tal como un sistema suelo-agua. Parte de los resultados que se exponen han sido publicados en García-Aróstegui *et al.* (1996c).

4.2.4.1. Contenido en nitrógeno del agua de lluvia

El contenido en nitratos de las precipitaciones caídas sobre la vega del río Vélez se ha determinado en dos ocasiones durante el transcurso de esta investigación, en las fechas correspondientes a 29 de septiembre de 1994 y 19 de enero de 1995. En ambos casos, las muestras de lluvia se recogieron en un pluviómetro situado en una finca cercana a la ciudad de Vélez. Las concentraciones de nitratos detectadas han sido de 3.4 mg/l y 10.6 mg/l, respectivamente. Ciertamente, estas cifras son altas, aunque valores similares son citados por Sanchís (1991) en la provincia de Valencia.

Si se acepta un contenido medio en el agua de lluvia de 7 mg/l de nitratos, el valor resultante para el contenido en nitrógeno corresponde a 1.6 mg/l. Teniendo en cuenta el volumen de precipitaciones acaecidas durante los dos años de estudio, se obtiene un aporte a la superficie del acuífero de 13 t de nitrógeno para el año hidrológico 1993/94 y de 6 t de nitrógeno para el año hidrológico 1994/95.

4.2.4.2. Contenido en nitrógeno de las aguas residuales urbanas

Durante el periodo de investigación, se ha constatado que una parte importante de los efluentes líquidos urbanos de Vélez Málaga son utilizados para el riego o incluso arrojados al propio cauce del río en el sector central del acuífero. Aunque obviamente existen variaciones diarias en cuanto a caudal y quimismo, se estima un caudal continuo de vertido entorno a 50 l/s, de los la mitad serían utilizados para riego.

A partir de los análisis realizados en un punto de vertido directo al río en los meses en que no hubo circulación superficial, se ha calculado el contenido medio en nitrógeno de las aguas residuales. El valor medio obtenido para el periodo 1993-95 es de 11 mg/l. Esta cifra permite estimar un vertido anual a la superficie del acuífero de 23 t/año de nitrógeno.

4.2.4.3. Entradas de nitrógeno por las aguas superficiales

Los contenidos en nitrógeno, en forma de nitrato, de las aguas del río Vélez son entradas poco importantes puesto que los valores obtenidos en los análisis de estas aguas tienen una media de 1.4 mg/l de NO_3^- y el valor máximo observado ha sido de 3.3 mg/l; también se obtuvo en casi todas las muestras cantidades de ión amonio en torno a 0.8 mg/l y en una de ellas 0.03 mg/l de NO_2^-. Sin embargo, las aguas del río Benamargosa si contienen cantidades de nitrógeno relativamente altas dado que los valores de nitratos en ellas oscilan entre 10.4 y 21.0 mg/l, con una media de 15 mg/l. Tan sólo en una muestra se obtuvo 3.5 mg/l de ión amonio (marzo de 1994) y en otra 0.3 mg/l de NO_2^-. La diferencia de contenidos de nitrógeno de las aguas del río Benamargosa frente a las del Vélez queda justificada por que en el valle del primero la agricultura es considerablemente más importante y además existen

determinadas localidades que vierten sus aguas residuales al río. Habida cuenta de los caudales que han circulado por ambos ríos durante el periodo de estudio (véase apartado de balance hídrico del Capítulo 3), la entrada de nitrógeno en el año hidrológico 1993/94 se estima en 40.8 t (8.3 t por el río Vélez y 32.5 t por el río Benamargosa), mientras que en el año hidrológico 1994/95 asciende a 0.8 t (sólo por el río Vélez).

4.2.4.4. Fertilización aplicada en la vega del río Vélez y cuantificación de los aportes de nitrógeno

Según IGME (1983), durante el año 1981 se aplicaron 340 kg N/ha/año sobre 1700 ha de regadío en el acuífero del río Vélez, lo que supuso una aportación total de 578 t de nitrógeno. En este mismo trabajo ya se citan concentraciones de 76 mg/l de NO_3^- en el agua de la captación de abastecimiento a Torre del Mar (obsérvese la situación del punto 31.-H6-5).

Justicia (1988) presenta unas dietas fertilizantes características de determinados cultivos de la comarca de la Axarquía y Montes de Málaga. A partir de los datos del citado autor, se ha realizado un cálculo de la dotación de nutrientes (nitrógeno, fósforo y potasio) y correctores de carencias (azufre y calcio) aportados sobre dos de los cultivos hortícolas intensivos al exterior que alternan con frecuencia: judía de otoño y tomate de primavera o bien judía de primavera seguida de tomate de otoño (tabla 4-5). De dichos datos resulta que la aportación conjunta a ambos cultivos ascendería a 489 kg N/ha/año. Como cultivo primordial de algunas vegas del sector, Justicia (op. Cit.) menciona la patata, a la que tan sólo se le aportaba estiércol y que entraría en rotación con el tomate de otoño o el boniato.

Cultivo	N (kg/ha/año)	P_2O_5 (kg/ha/año)	K_2O (kg/ha/año)	SO_3 (kg/ha/año)	CaO (kg/ha/año)
Tomate	393	183	375	902	179
Judía	96	75	75	118	0

Tabla 4-5. *Dotaciones de nutrientes y correctores de carencias aportadas a los cultivos de tomate y judía (calculadas a partir de los datos de dietas fertilizantes de Justicia, 1988).*

Para realizar una cuantificación de los aportes actuales a los cultivos tanto de nitrógeno como de los nutrientes y correctores de carencias más importantes (fósforo, potasio, azufre y calcio), se requiere conocer las dietas fertilizantes patrón usadas en la vega del río Vélez durante el periodo de estudio (1993/95). Esta información, reproducida en el anexo 9, procede de los principales distribuidores de fertilizantes en Benamargosa, Trapiche, Vélez Málaga y Almayate, y ha sido contrastada mediante la realización de encuestas directas a los agricultores y a los responsables de los principales viveros de la zona y de diferentes Comunidades de Regantes.

Durante el periodo de investigación, los ciclos de dos cosechas más habituales han sido los de patata-tomate, patata-boniato o patata-judía, aunque esta última se siembra actualmente con menor frecuencia. Cuando se introducen tres cosechas, normalmente se plantan otros productos, como la lechuga o el pimiento. Es habitual que sobre el primer cultivo del año agrícola, generalmente la patata, se realice un abonado con estiércol de vaca u oveja, que sirve para el resto de cosechas. Posteriormente se comienza con el plan de fertilización química.

En la tabla 4-6 se presentan las dotaciones de nutrientes y correctores de carencias obtenidas para cada cultivo en función de su dieta fertilizante característica (indicada en el anexo 9). Así, si en la vega del río Vélez se considera una cosecha habitual de patata seguida de otra de tomate, el aporte anual de nitrógeno será de 554 kg N/ha.

Cultivos	N (kg/ha/año)	P_2O_5 (kg/ha/año)	K_2O (kg/ha/año)	SO_3 (kg/ha/año)	CaO (kg/ha/año)
Patata	331	870	219	803	2.500
Tomate	223	113	228	62	140
Boniato	189	105	105	292	0
Lechuga	136	0	0	147	0
Pimiento	134	0	0	0	0
Alcachofa	239	1253	101	1029	0
Caña de azúcar	259	75	75	41	0
Aguacate	17	0	115	69	9
Mango	12	0	96	56	7
Limonero	104	0	0	150	0

Tabla 4-6. *Dosis de nutrientes y correctores de carencias obtenidos para cada cultivo.*

El cálculo del aporte total de nutrientes al acuífero no sólo requiere el conocimiento de la dotación de fertilizante para cultivo, sino también de la distribución detallada de las superficies de cada cultivo en primera, segunda y tercera ocupación, si las hubiera. Considerando esta premisa, y con el objeto de optimizar la cuantificación del aporte total de nitrógeno, se han realizado observaciones directas en la vega con periodicidad mensual durante el periodo 1993/95. Es importante destacar que más de la mitad de los regadíos de la zona se encuentran fuera del acuífero (véase tabla 2-9 del Capítulo 2), aunque en general dentro de la cuenca vertiente. Sin embargo, para la cuantificación de los aportes de nitrógeno, sólo se tendrá en cuenta la superficie regada dentro del acuífero (1424 ha) y los cultivos hortícolas situados fuera del acuífero (616 ha). Tal consideración responde al hecho de que el resto de los cultivos localizados fuera de los afloramientos permeables son principalmente aguacates, a los cuales se les aporta una cantidad relativamente baja de fertilizante nitrogenado mediante riego localizado. De ahí que tan sólo ocasionalmente podría la escorrentía superficial y subsuperficial procedente del borde oeste del acuífero aportar un contenido significativo de nitrógeno debido al lixiviado en los cultivos; este también es el motivo por el que tales entradas no se han tomado en consideración en el epígrafe anterior.

En la tabla 4-7 se presenta la distribución de las superficies de cultivo y el nitrógeno aportado teniendo en cuenta las dosis de la tabla 4-6. El aporte conjunto de nitrógeno debido a la aplicación de fertilizantes es de 786 t/año, lo que representa una dosis media muy elevada, 385 kg N/ha/año.

Cultivos	Distribución anual de la superficie en el acuífero (ha)	Aporte de N (t)
Cosecha de patata	40	13.2
Cosecha patata / tomate	700	387.8
Cosecha patata / boniato	600	312.0
Cosecha caña de azúcar	42	10.9
Aguacate	286	4.9
Limonero	136	3.6
Otros	236	44.0
Total	2040	786.3

Tabla 4-7. Distribución aproximada de las superficies de cultivo en los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95.

Consideraciones sobre la fertilización en la vega de los ríos Vélez y Benamargosa:

- El abonado debe conseguir equilibrar el contenido en los diferentes elementos esenciales para la planta y adicionar aquella cantidad que se presume va a ser extraída por la cosecha. Por ello, la determinación de las unidades fertilizantes ha de llevarse a cabo en base al análisis de suelo y a la cosecha esperada. Además de estos datos y, en especial, en lo que al contenido en nitrógeno se refiere, hay que tener muy en cuenta la materia orgánica, el régimen de lluvias, las necesidades de la planta en cada momento y la calidad del agua de riego entre otros parámetros. Ciertamente no es fácil conocer y menos controlar todos estos aspectos y el agricultor, en base a su experiencia, intenta solventar con mayor o menor acierto el problema. En la vega del río Vélez, como en tantas otras zonas agrícolas, se constata que para dosificar las cantidades de nitrógeno que precisan los cultivos no se tienen en cuenta ni los nitratos en el agua de riego ni el nitrógeno disponible en el suelo, lo que conduce a una sobredosificación de los cultivos.

- Las dietas fertilizantes recomendadas durante el periodo 1985/90 por el Servicio de Extensión Agraria de Vélez Málaga (Martín Caballero, com. pers.) para los dos cultivos principales, patata y aguacate (dietas en el anexo 9) suponen unas dotaciones medias de nitrógeno de 123 kg/ha/año para el primero de los cultivos y 268 kg/ha/año para el aguacate. Según el citado Organismo, la aplicación de nitrógeno en grandes cantidades como abonado de fondo antes del cultivo es a menudo ineficaz, puesto que se lixivia e incorpora a las aguas subterráneas antes de que la planta pueda utilizarlo.

- Durante el periodo 1993/95, la dosis de nitrógeno aplicada al cultivo de patata se ha estimado en 331 kg/ha/año. Si se consideran, además, los valores medios obtenidos por otros autores - 210 a 315 kg/ha/año según Sanchís (1991) para la provincia de Valencia y 250 kg/ha/año según Gros y Domínguez (1992) para Andalucía - resulta evidente que las cantidades de nitrógeno aplicadas en la vega de Vélez son excesivamente altas. Los cultivos de patata y tomate son sin duda los responsables de los altos contenidos en nitratos en las aguas subterráneas. El abonado de fondo para el primer cultivo citado se suele realizar en noviembre y la cosecha suele ocupar los meses de diciembre a marzo, coincidentes éstos con la época de lluvias, fechas en las cuales se lixivian los nutrientes aportados en exceso.

- En los cultivos de aguacate, por el contrario, la dosis de nitrógeno es actualmente muy baja (17 kg/ha/año) si se compara con aquella recomendada hace diez años en la zona (268 kg/ha/año). Tal circunstancia se debe a que los agricultores de productos subtropicales conocen el alto contenido en nitrógeno de las aguas subterráneas utilizadas para el riego, por lo que en sus dietas fertilizantes incluyen preferentemente otro tipo de nutrientes (fósforo y potasio, fundamentalmente). También hay que advertir que la dispersión en cuanto a las dietas utilizadas es mucho mayor que en los cultivos tradicionales (patata, tomate y judía).

4.2.4.5. Salidas de nitrógeno

Una de las pérdidas principales de nitrógeno que se produce en el suelo se debe a la desnitrificación. Este procesos consisten en la formación de nitrógeno molecular (N_2) y otros compuestos gaseosos que escapan a la atmósfera como consecuencia de la reducción de nitratos que producen, bajo ciertas condiciones de anaerobiosis, algunas bacterias que utilizan el oxígeno de los nitratos para sus propias oxidaciones (Fuentes Yagüe, 1994). La cuantificación de la desnitrificación es uno de los parámetros de máxima incertidumbre en el balance del nitrógeno. De un modo general, se admite en el presente trabajo que el 10% del nitrógeno suministrado se escapa a la atmósfera (Miller, 1985; cita de Sanchís, 1991), por lo que las salidas por este concepto ascienden a 91 t en el año hidrológico 1993/94 y se cifran en 87 t en 1994/95.

La extracción de nitrógeno de las cosechas es otro de los procesos que produce pérdidas de nitrógeno en el suelo. La cantidad de nitrógeno extraído por los cultivos depende de la planta cultivada y del rendimiento de la cosecha, pudiendo oscilar entre 50 y 250 kg/ha/año (Fuentes Yagüe, op. cit.). Si consideramos un valor medio de 150 kg N/ha/año, las salidas anuales de nitrógeno debidas a las necesidades del cultivo se cifran en 306 t.

Las salidas netas de nitrógeno por bombeo de las aguas subterráneas es la tercera de las grandes pérdidas de nitrógeno del sistema; se trata, en definitiva, del frecuente ciclo de

extracción-riego-infiltración-extracción, que se suele dar en los acuíferos españoles, en el que si además se fertiliza y no existen nuevos aportes hídricos, se produce un incremento progresivo de los contenidos en nitrógeno en las aguas subterráneas. La cuantificación de los valores requiere conocer el volumen de agua subterránea bombeado, su uso y, en el caso del riego, conocer si éste se efectúa dentro o fuera del acuífero; las salidas netas a las que nos referimos corresponderán al nitrógeno contenido en el volumen total bombeado menos que se encuentre en la porción destinada al riego sobre el propio acuífero ya que es una entrada. Teniendo en cuenta la tabla 2-9 y apartado de balance hídrico del Capítulo 3 las salidas netas de agua mencionadas se cifran en 25 hm^3/año en el año hidrológico 1993/94 (11 de abastecimiento y 14 hm^3/año para riego fuera del acuífero), y 13.8 hm^3/año en el año 1994/95 (13.2 para riego fuera del acuífero y el resto para abastecimiento). Por otro lado hay que considerar los contenidos medios en nitrógeno de las aguas subterráneas (nitratos, nitritos y amonio; anexo 7), que han sido de 20 mg/l en el primero de los años estudiados, y de 22 mg/l para el segundo. A partir de las cifras anteriores se obtienen unas salidas netas de nitrógeno por bombeo de 500 t para el año hidrológico 1993/94, en tanto que para el año 1994/95 se cifra en 304 t.

El resto de salidas de nitrógeno (salidas por el río, salidas subterráneas, etc.) son despreciables en comparación con las anteriores.

4.2.4.6. Balance de nitrógeno

Durante los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95 se ha aportado sobre la superficie del acuífero detrítico del río Vélez, un volumen de 863 y 816 t de nitrógeno, respectivamente. Menos del 1% de este aporte tiene un origen natural, ligado a la precipitación. La mayor parte resulta ser de origen antrópico, procedente de la aplicación de fertilizantes agrícolas (786 t/año) y de los efluentes líquidos urbanos vertidos directamente al cauce del río (23 t/año). Las aguas superficiales, sobre todo del río Benamargosa, aportan un volumen importante de nitrógeno, no obstante una proporción de estas aguas corresponden al drenaje de los riegos efectuados en las inmediaciones; en periodos en los que circule un caudal importante por el río, los contenidos en nitrógeno serán mucho menores. Se estima que otras posibles fuentes que aportarían nitrógeno al sistema tienen poca relevancia frente al aporte procedente de la

fertilización (vertidos industriales, los aportes procedentes de actividades ganaderas, los residuos de cosechas, etc.). Tan sólo la fijación biológica del nitrógeno atmosférico podría elevar la cifra de entradas anteriormente mencionada en unas 51 t (fijación de unos 25 kg N ha/año - Sanchís, 1991) no obstante este valor es sólo indicativo.

Las salidas totales de nitrógeno se han estimado en 897 y 697 t para los años hidrológicos 1993/94 y 1994/95, respectivamente.

En el año hidrológico 1993/94 el balance de nitrógeno resultante (914 t de entradas menos 897 t de salidas) es ligeramente positivo, +17 t, en comparación con el del año hidrológico siguiente que resulta diez veces mayor, +170 t (867 t de entradas menos 697 t de salidas). Este exceso de nitrógeno se encuentra en el suelo al alcance del sistema radicular de las plantas o en la zona no saturada fuera del alcance de éste. En estos aspectos, las investigaciones más profundas necesitaran del conocimiento del fenómeno de la lixiviación y el tránsito por la zona no saturada estudiado; tales fenómenos han sido estudiados por muchos autores y, como es lógico, la mayoría coinciden en afirmar que un exceso de fertilización se traduce en tasas de lixiviación más altas (Sanchís, 1991; Candela y Varela, 1993) y que existen además, numerosos factores, como la dotación y tipo de riego, el régimen climático, la rotación de cultivos, etc., que influyen en el sentido de aumentar o disminuir la tasa de lixiviación.

Por último, hay que reseñar que los resultados obtenidos concuerdan con las evoluciones temporales de los nitratos presentes en el agua subterránea que han manifestado un aumento progresivo a lo largo de la a investigación como se verá en el siguiente epígrafe. También hay que hacer constar que, tras las importantes lluvias caídas en el año 1995/96, el nitrógeno de la zona no saturada parece haber sido arrastrado hasta la zona saturada, al tiempo que el nivel piezométrico ha ascendido hasta sectores del suelo con alto contenido en dicho elemento. Aunque no se dispone de datos analíticos propios, el resultado de tales efectos parece haber provocado un incremento notable del contenido en nitratos de las aguas subterráneas, motivo por el que, en junio de 1996, el Servicio Andaluz de Salud exigió la paralización de las captaciones de abastecimiento a Vélez y Torre del Mar, ya que el agua extraída superaba notablemente límite máximo admisible para el contenido en nitratos según la reglamentación española.

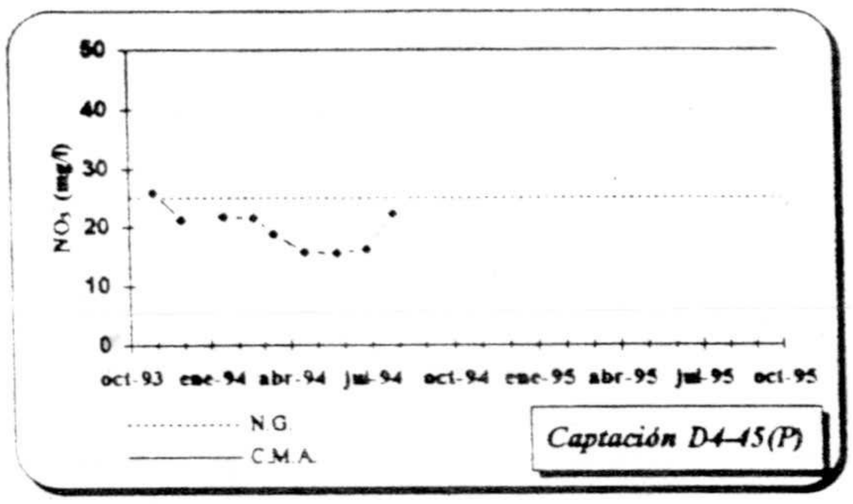
4.2.4.7. Variación espacial y temporal del contenido en nitratos en las aguas subterráneas

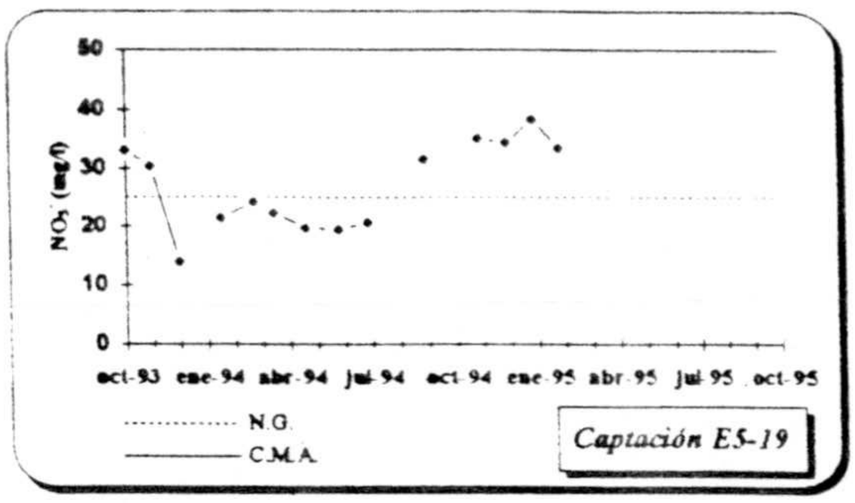
Los nitratos de las aguas del acuífero de Vélez presentan un valor medio 90 mg/l, con un máximo de 425 mg/l y un coeficiente de variación del 97% (tabla 4-3). Los contenidos en nitratos de las aguas del sector aluvial son menores que los del sector deltaico; en el primer lugar, el valor medio es de 61 mg/l, el valor máximo es de 335 mg/l y el coeficiente de variación elevado (99%). En el sector deltaico, los contenidos en ión nitrato de las aguas subterráneas tienen un valor máximo de 425 mg/l, una media de 163 mg/l y un coeficiente de variación menor que el del sector aluvial (62%). En ambos sectores los valores mínimos son cero y corresponden a muestras de aguas residuales vertidas a la captación o salinizadas por la intrusión marina. Se ha efectuado un total 630 determinaciones de las cuales, 453 son muestras del sector aluvial y el resto (177), del sector deltaico.

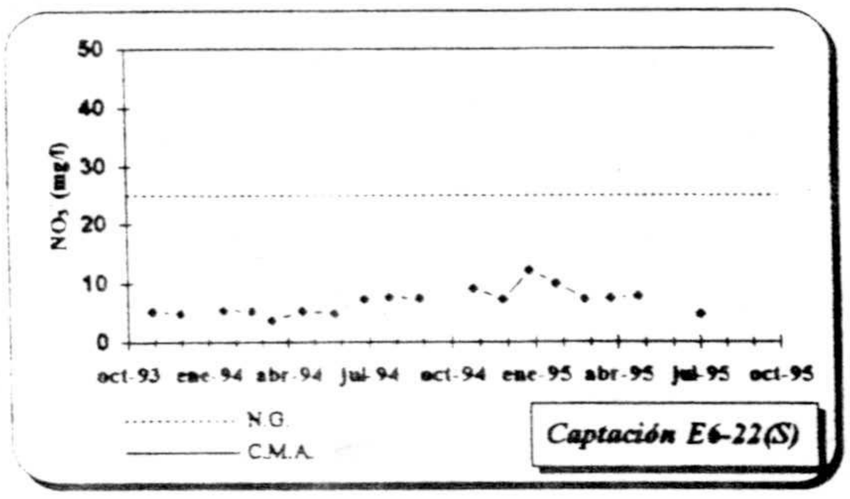
Durante el periodo de estudio, los contenidos medios de nitratos en las aguas subterráneas del sector aluvial han experimentado un ligero ascenso. En cambio, en el sector deltaico, se observan fuertes variaciones de un mes a otro que se explican por la salinización de las captaciones (figura 4-3). A finales del mes de marzo de 1994 y 1995 se registran los mayores valores de nitratos en el sector deltaico en tanto que, en el aluvial, el mayor valor se localiza a finales de enero de 1995, mes a partir del que se aprecia un descenso ligero de los valores hasta julio. Finalmente, durante todo el periodo de estudio (octubre de 1993 a julio de 1995) los contenidos medios en nitrato se han situado por encima de 50 mg/l en ambos sectores, si bien cabe destacar que tal periodo finalizó con un descenso de valores.

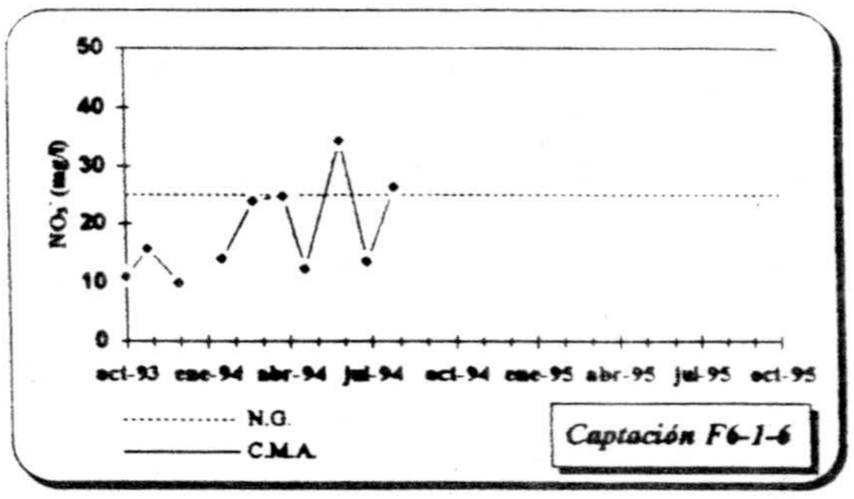
En la figura 4-29 se muestran las evoluciones del contenido en nitrato en diez puntos del acuífero. No se evidencian épocas concretas del año en las que aumente de forma clara el contenido en nitratos, sin embargo se aprecia la tendencia de ascenso en casi todos los puntos. En estos gráficos se indican, además, los niveles guía (25 mg/l) y concentraciones máximas admisibles (50 mg/l) para las aguas potables. En los puntos G6-N6-2-1, H6-18-1 y H6-19-2 se superan notablemente las concentraciones máximas admisibles, no obstante los valores más preocupantes, por encima de 50 mg/l, corresponden al punto H6-5(S) ya que forma parte de las captaciones de abastecimiento de Torre del Mar.

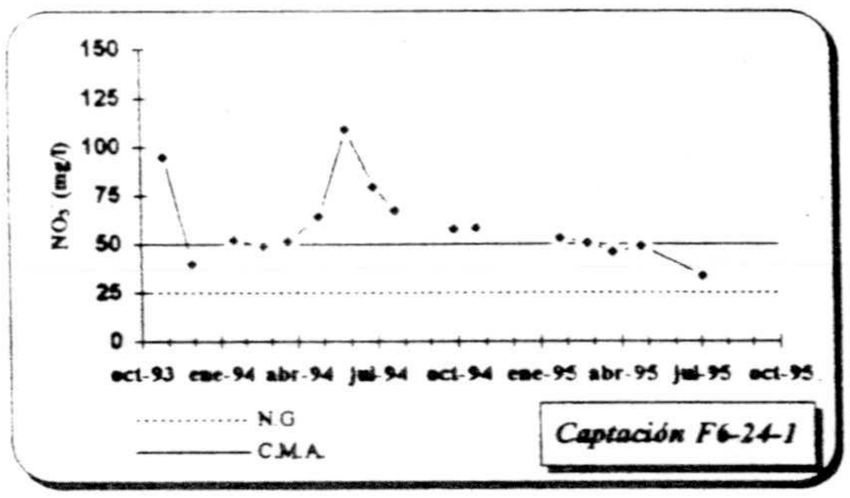
La variación espacial de los contenidos en nitratos en las aguas subterráneas se puede observar en la figura 4-30. En los meses representados, enero y julio de 1994, que corresponden a situaciones respectivas de aguas altas y aguas bajas, se indica con trama de puntos los sectores donde los contenidos en ión nitrato superan los 100 mg/l, cifra que comienza a plantear problemas en determinados cultivos. Las aguas subterráneas de los aluviales de los ríos Vélez y Benamargosa son las que presentan menores contenidos y, en particular, las del primer lugar citado. En el aluvial del río Benamargosa, en la transversal de la confluencia con los ríos Almáchar e Iznate, se observa un aumento del contenido en nitrato como consecuencia de la intensa agricultura que se realiza en la cuenca baja de estos últimos ríos. En el sector central del acuífero, aguas arriba del "umbral" del sustrato, se registran elevados contenidos en nitrato, sobre todo en la margen derecha (punto de muestreo G6-N6-2-1), de nuevo como consecuencia de la intensa agricultura que se realiza. Aguas abajo del "umbral" descienden notablemente los contenidos en nitrato hasta llegar al sector deltaico en el que, de forma generalizada, los valores se sitúan por encima de 100 mg/l.

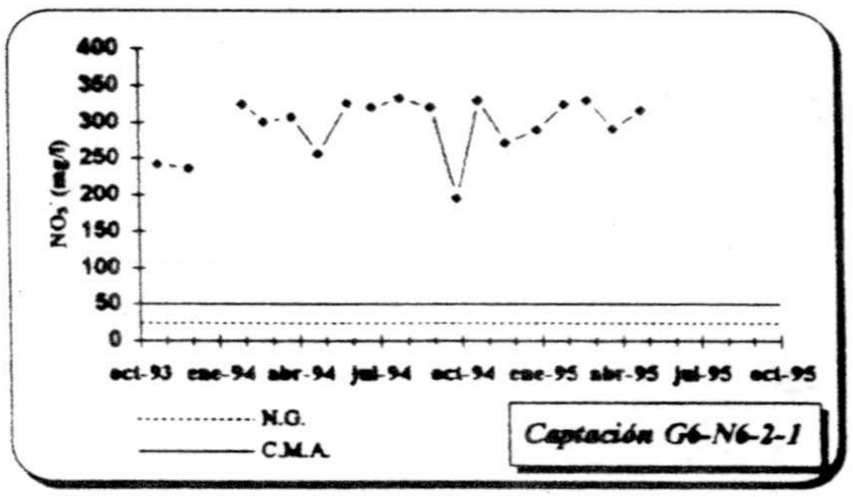


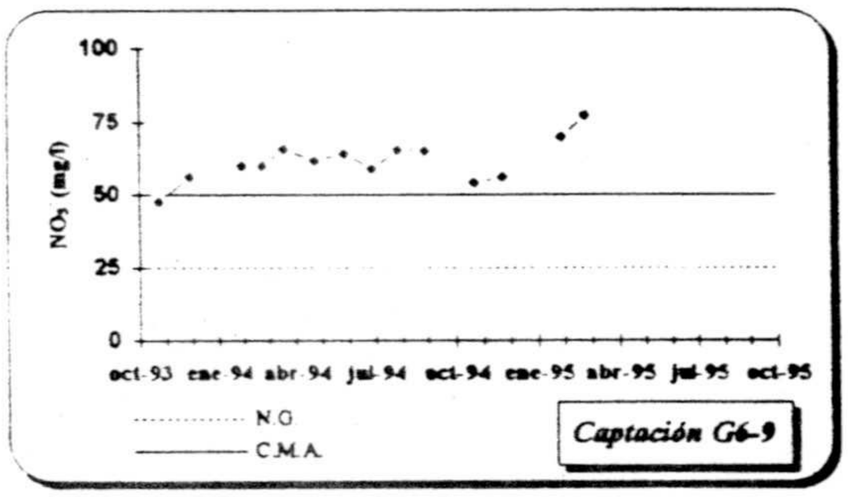


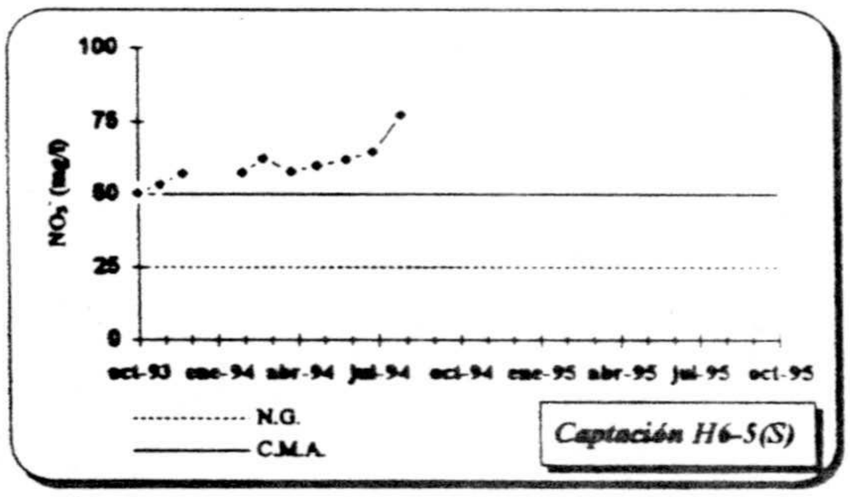


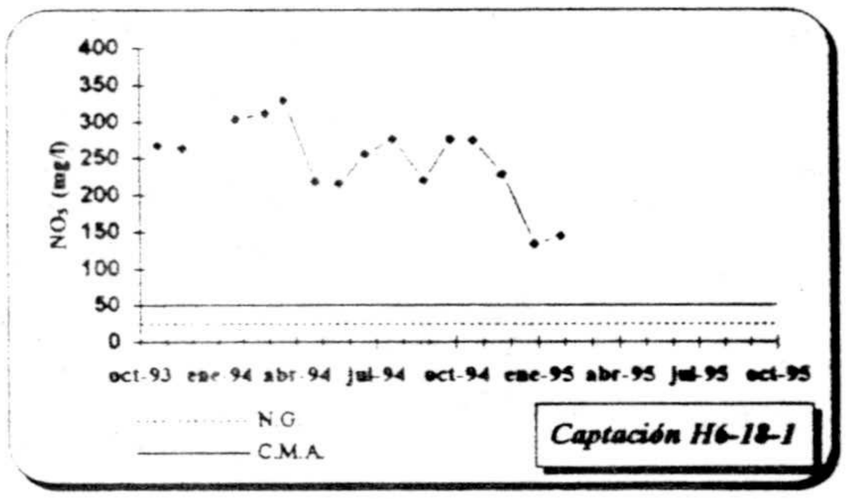












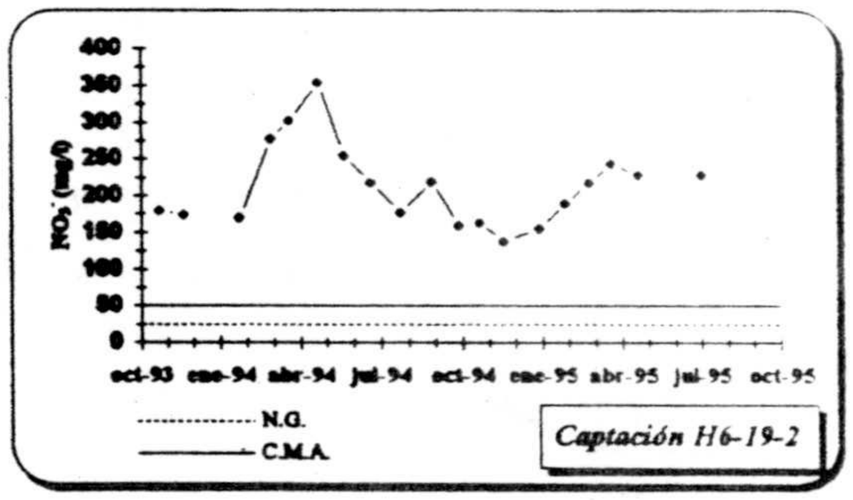
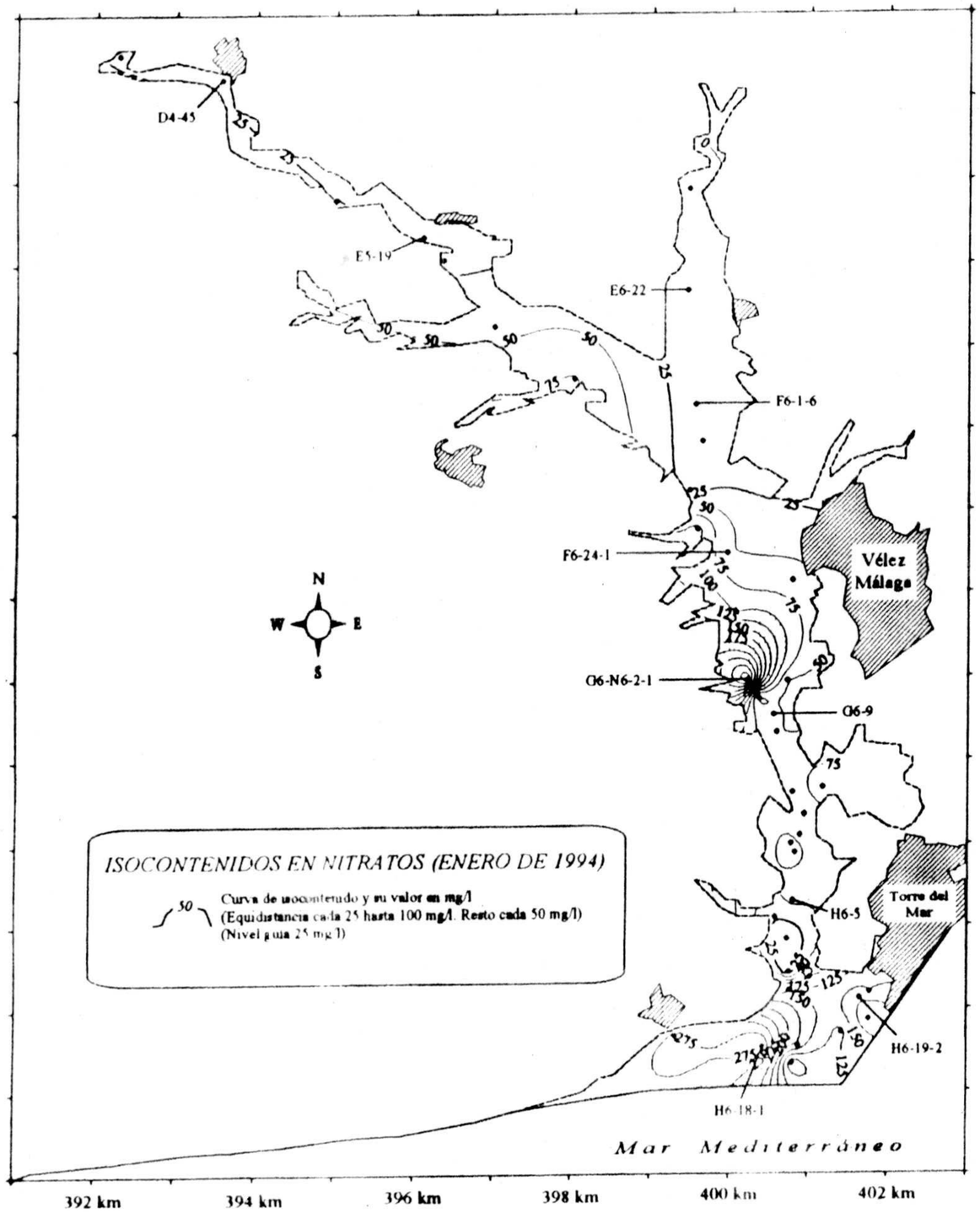


Figura 4-29. *Evolución temporal de los contenidos en nitratos en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.*



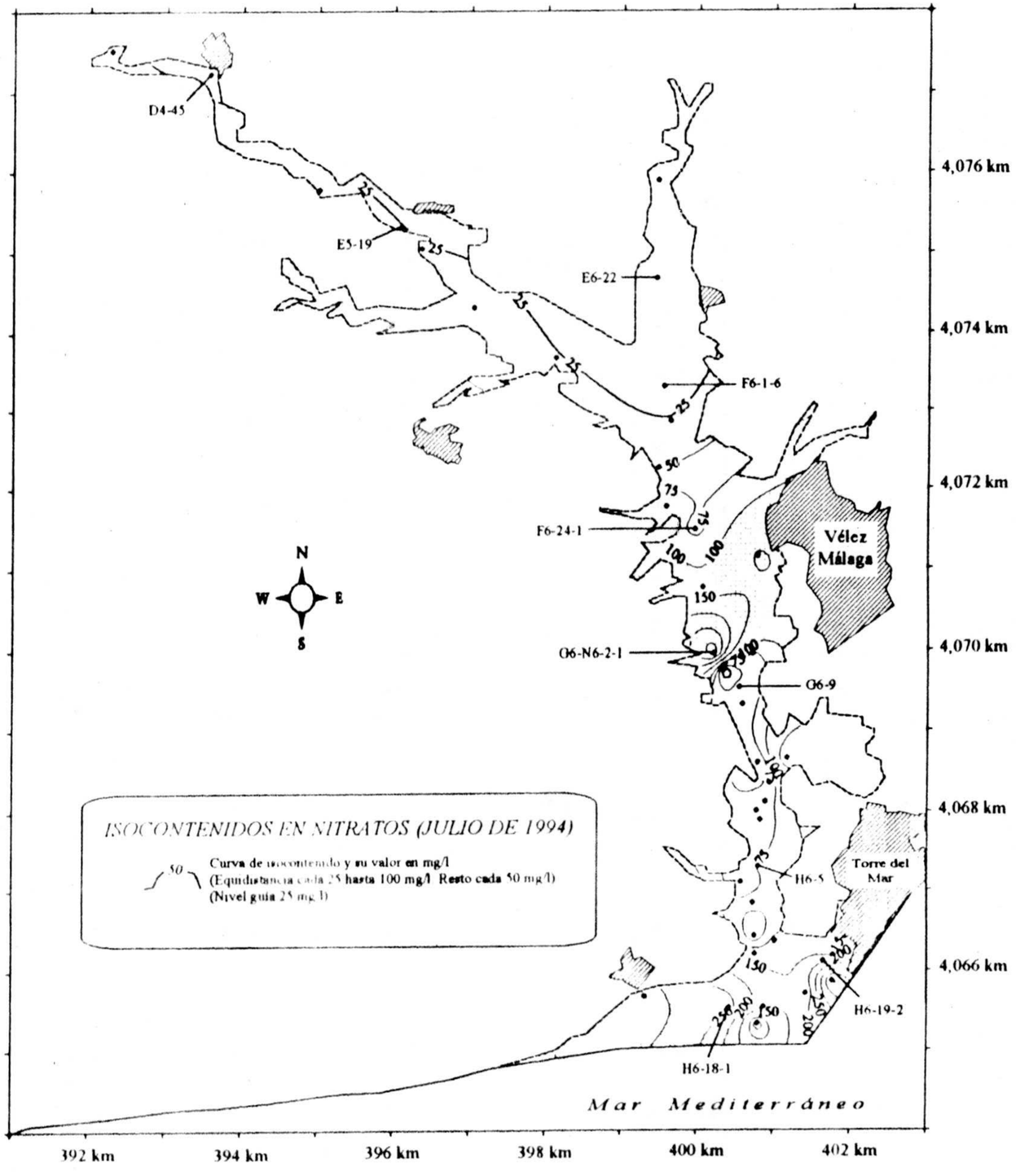


Figura 4-30. *Mapas de isocontenidos en nitratos de las aguas subterráneas.*

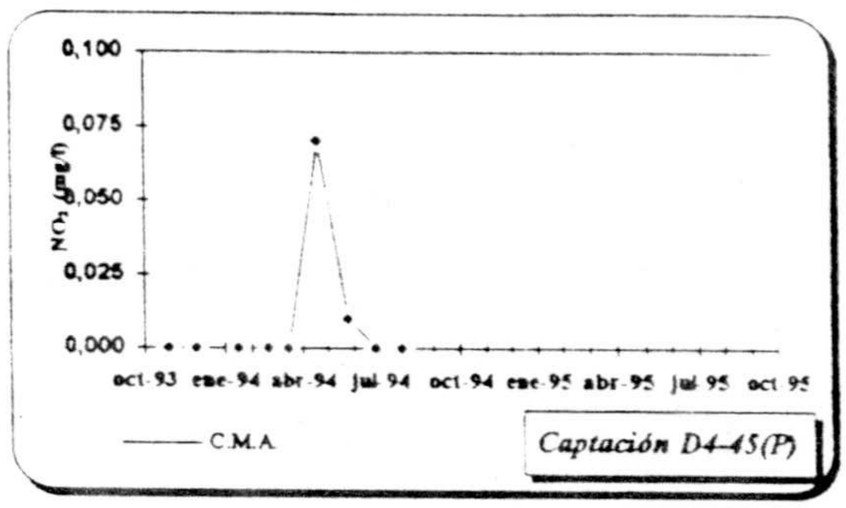
4.2.4.8. Variación espacial y temporal del contenido en nitritos en las aguas subterráneas

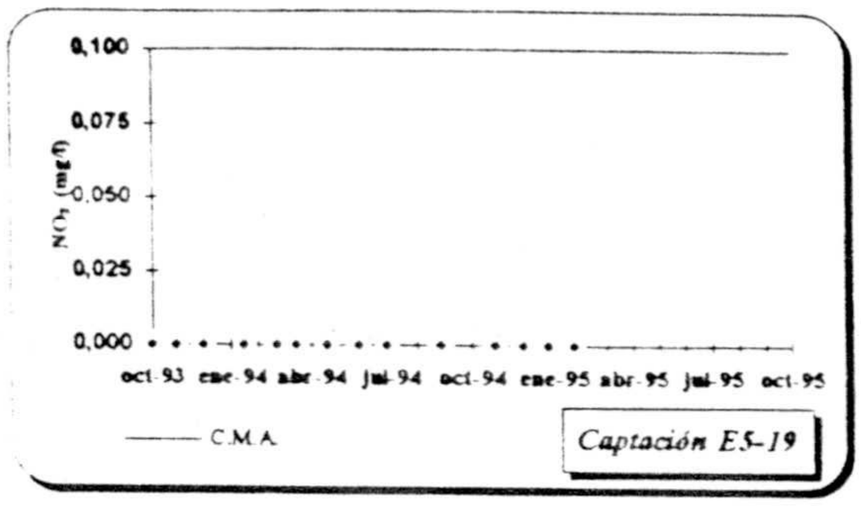
Los nitritos se caracterizan por estar prácticamente ausentes de forma natural en las aguas subterráneas, excepto si estas proceden de ambientes reductores. Presentan una estabilidad muy pequeña, al ser fácilmente afectados por procesos de oxidación-reducción. Por tanto, la presencia de nitritos suele indicar una contaminación orgánica reciente.

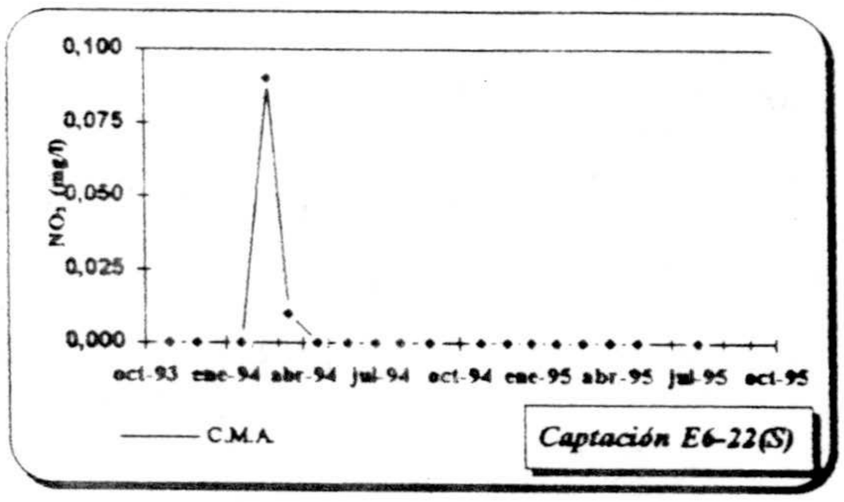
La gran mayoría de las aguas subterráneas analizadas presentan una práctica ausencia de nitritos (538 muestras de 630 analizadas). Sin embargo, en algunos puntos se han identificado contenidos significativos, relacionados con contaminación de origen urbana y/o agrícola. El contenido medio obtenido en ión nitrito, para la totalidad de las muestras analizadas ha sido de 0.08 mg/l (tabla 4-3). En el sector aluvial el valor medio es de 0.06 mg/l, significativamente menor que el del sector deltaico que es de 0.14 mg/l; esta apreciable diferencia de valores se relaciona con el hecho de encontrar, en el sector deltaico, además de la horticultura generalizada, con aporte frecuente de estiércol, unos niveles piezométricos más próximos a la superficie que en sector aluvial.

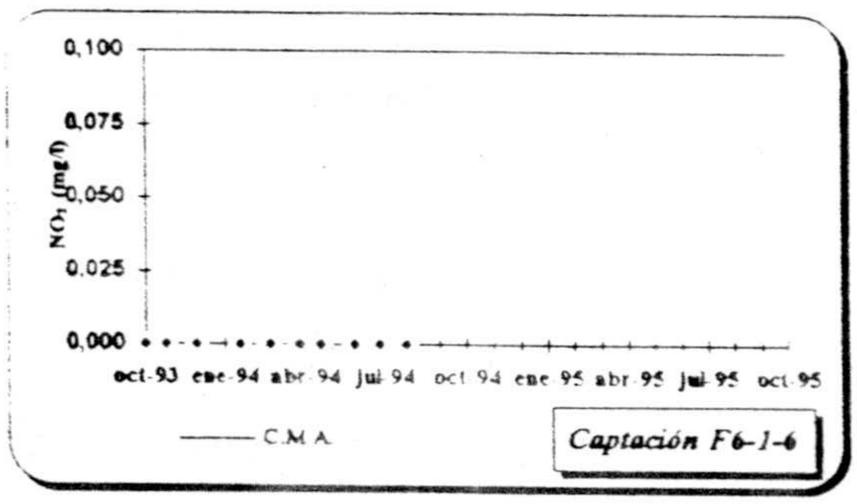
Al estudiar la evolución temporal de los contenidos medios en ión nitrito (figura 4-3) se observa que, entre los meses de marzo y septiembre de 1994, se localizan los mayores valores. Otro "pico" muy significativo, aunque de menor importancia, se sitúa entre los meses de febrero y abril de 1995. Los contenidos medios máximos se han registrado a finales de los meses de mayo de 1994 y marzo de 1995. El hecho de encontrar los mayores contenidos en este ión en la primavera puede explicarse por la mayor actividad bacteriana en esta época. Los iones amonio y fosfato, indicadores también ambos de contaminación origen urbana o agrícola, presentan un aumento de los contenidos en la misma época.

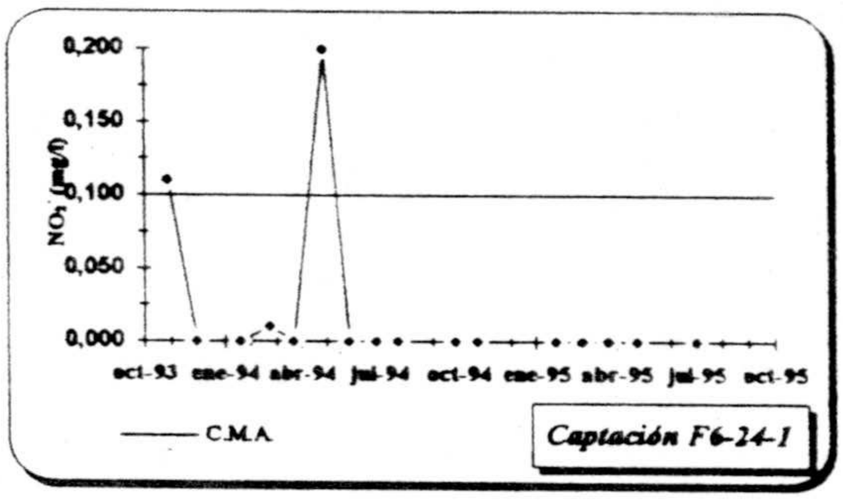
En la figura 4-31 se observa que en el muestreo de abril de 1994, que se realizó en los últimos días del mes, la mayor parte de las captaciones presentan contenidos significativos de nitritos; en algunas de ellas, como la G6-N6-2-1 y H6-19-2, los valores analizados se presenta muy por encima de la concentración máxima admisible para aguas potables (0.1 mg/l).

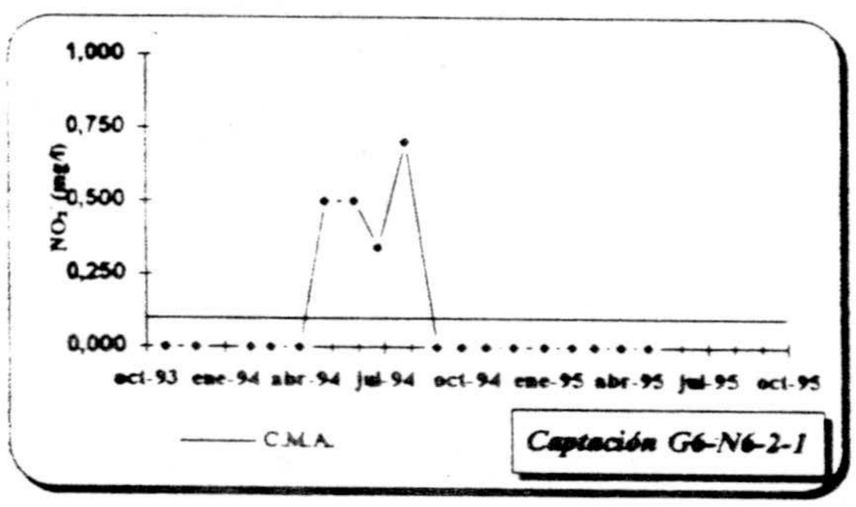


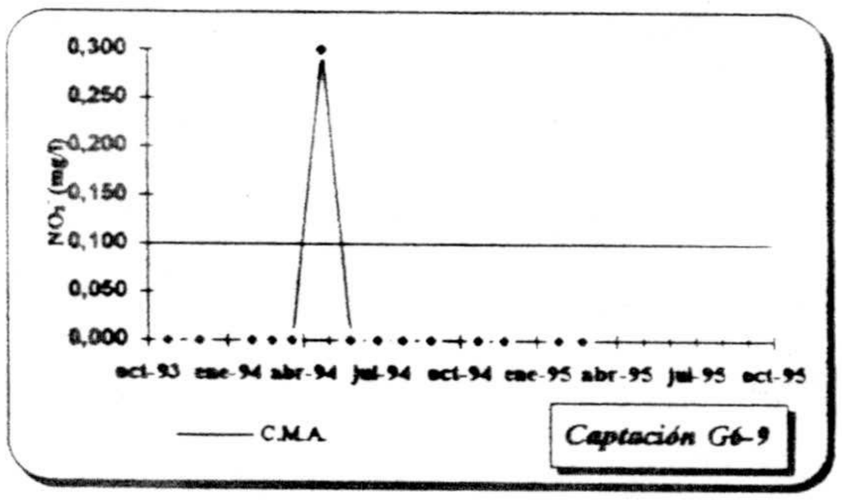


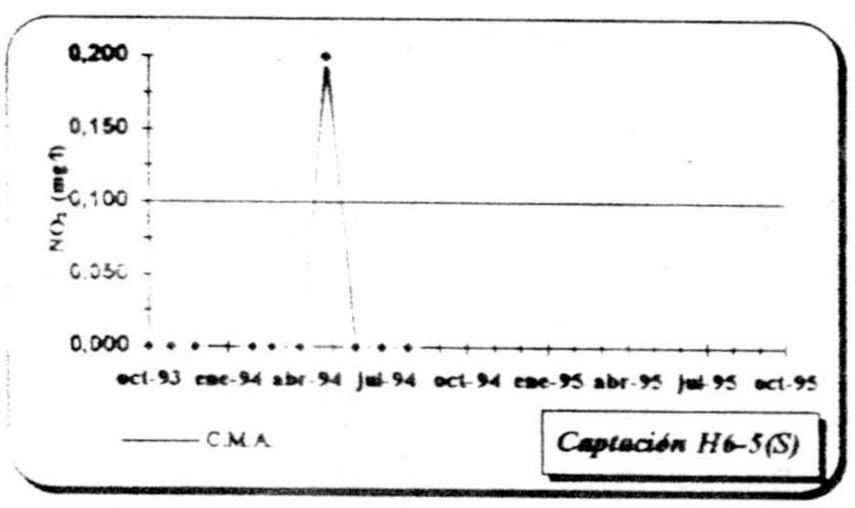


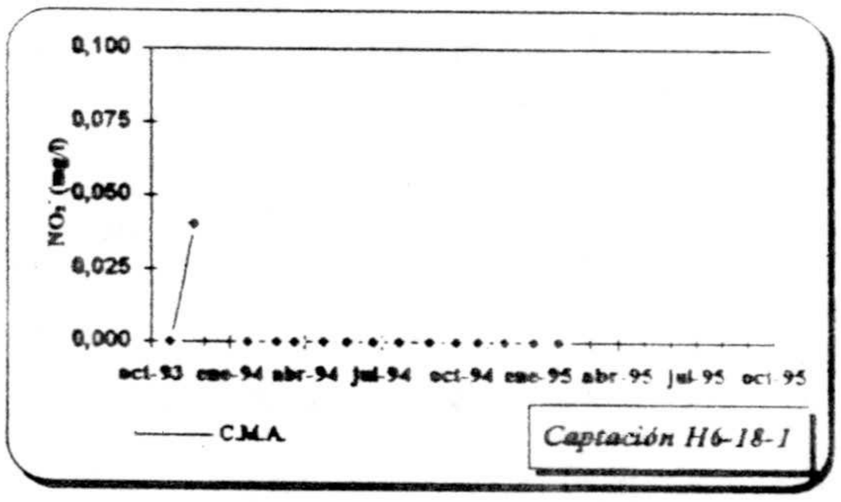












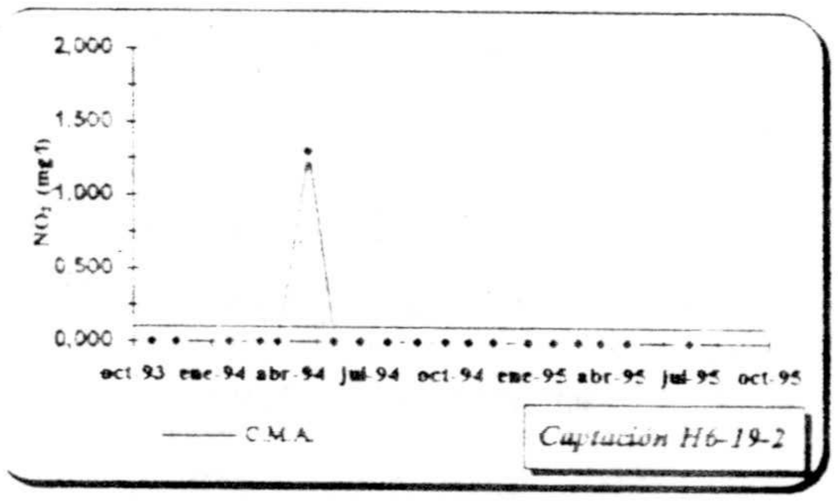


Figura 4-31. *Evolución temporal de los contenidos en nitritos en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.*

4.2.4.9. Variación espacial y temporal del contenido en ión amonio en las aguas subterráneas

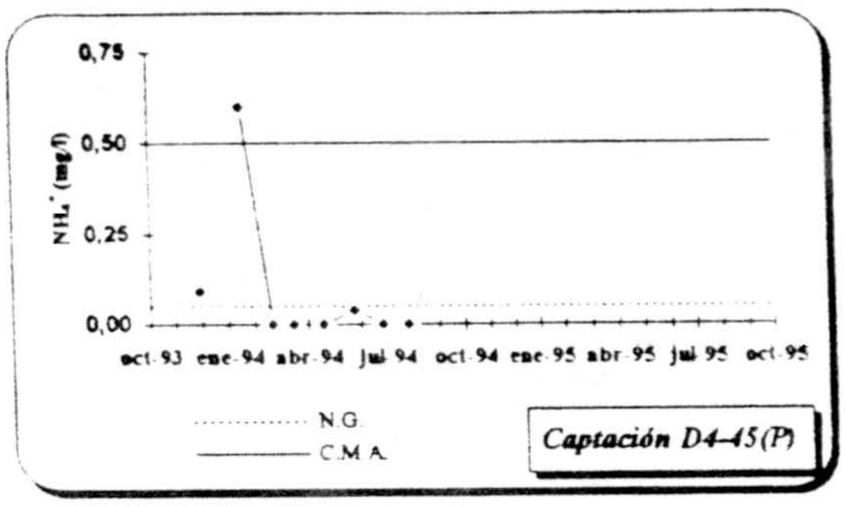
Al igual que ocurre con los nitritos, este compuesto nitrogenado también suele estar presente en aquellas aguas ligadas a la existencia de ambientes reductores. Salvo esta excepción, la existencia de contenidos significativos de ión amonio se considera indicativa de procesos de contaminación de origen antrópico.

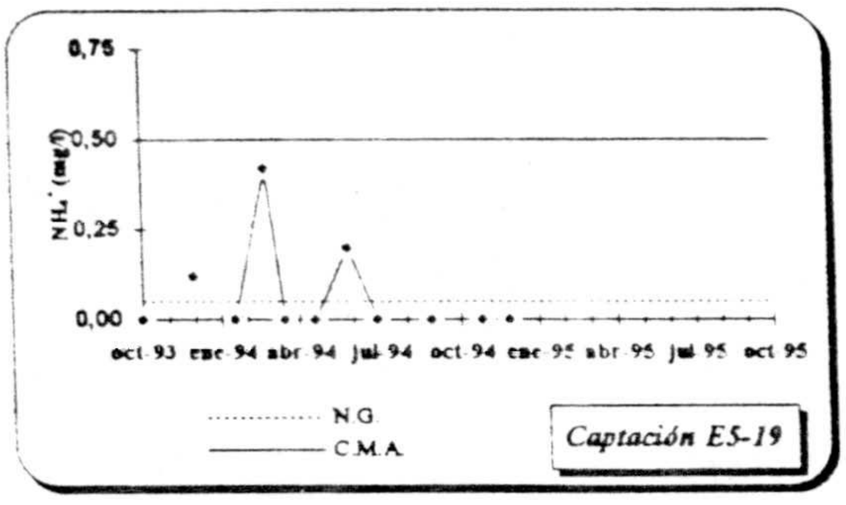
El total de determinaciones efectuadas en las aguas subterráneas del acuífero de Vélez durante el periodo de estudio ha sido de 518 (tabla 4-3), de las que 426 no contienen amonio. El valor medio obtenido es de 0.17 mg/l, claramente por debajo de la concentración máxima admisible para aguas potables (0.5 mg/l), no obstante la presencia de amonio indica los procesos de contaminación anteriormente aludidos.

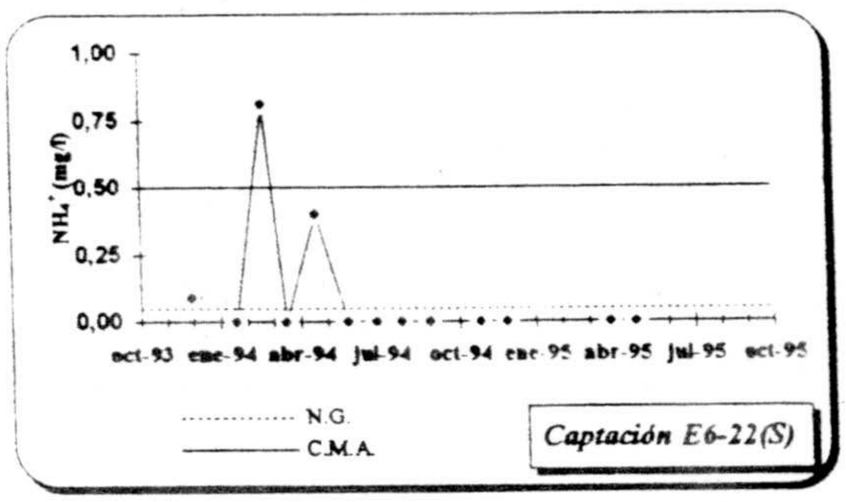
En la figura 4-3 se observa la evolución temporal durante el periodo de estudio de los contenidos medios en amonio. Tanto las muestras tomadas en el sector aluvial como las tomadas en el deltaico presentan elevadas concentraciones en los muestreos de abril y mayo de 1994; en el caso del sector deltaico, el valor medio aludido anteriormente así como la concentración máxima admisible son superados con creces en estos dos meses.

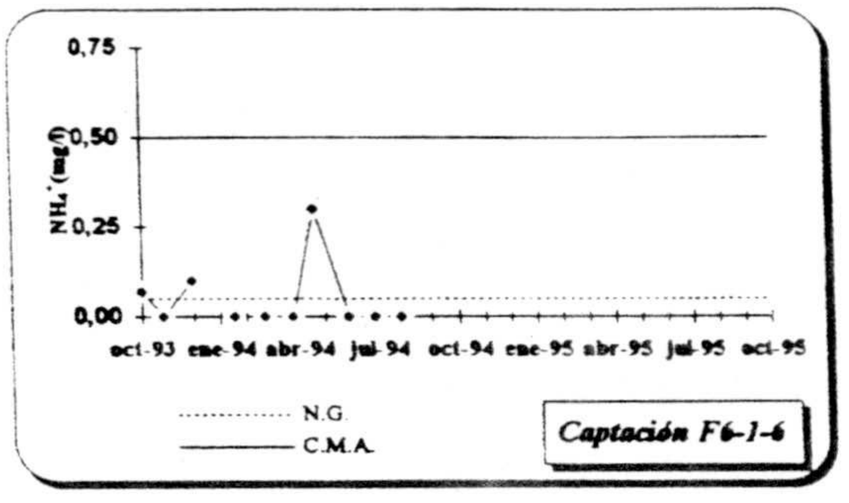
Los valores anormalmente altos como los 14 mg/l medidos en la captación 38.-H6-20-1 (muestreo de abril de 1994), se relacionan con vertidos directos de aguas sobrantes de riegos en las captaciones. En el punto 17.-F6-13-1 se analizaron valores elevados que se relacionan con el vertido, también directo, de aguas residuales urbanas.

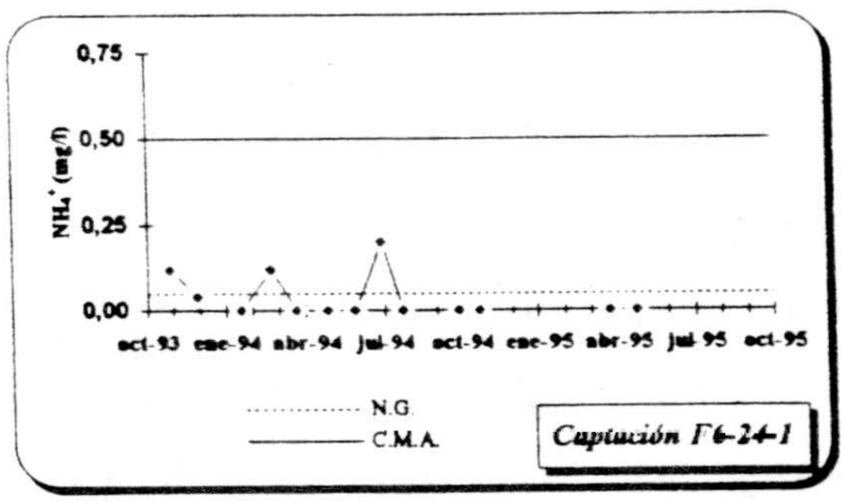
En la figura 4-32 se observa la evolución temporal de los contenidos en amonio en los puntos que se indican. Son significativos los valores elevados obtenidos en los muestreos de los meses de marzo y abril de 1994. De entre las cuatro captaciones que se dedican al abastecimiento, tan sólo en la primera (D4-45 abastecimiento a Benamargosa) mostró en el muestreo de enero de 1994 un valor por encima de la concentración máxima admisible. En las captaciones H6-19-2 y G6-N6-2-1 se presentan, al igual que con los nitritos, contenidos de hasta 2 mg/l de amonio a finales de los meses de enero y marzo de 1994 respectivamente.

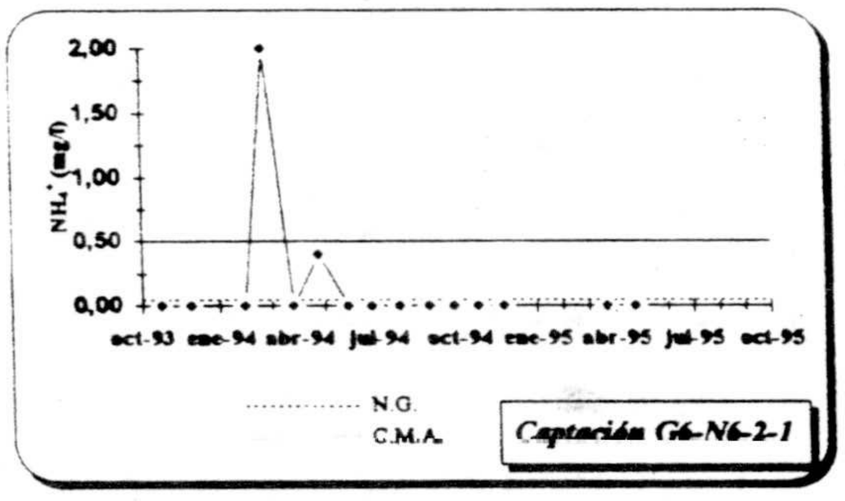


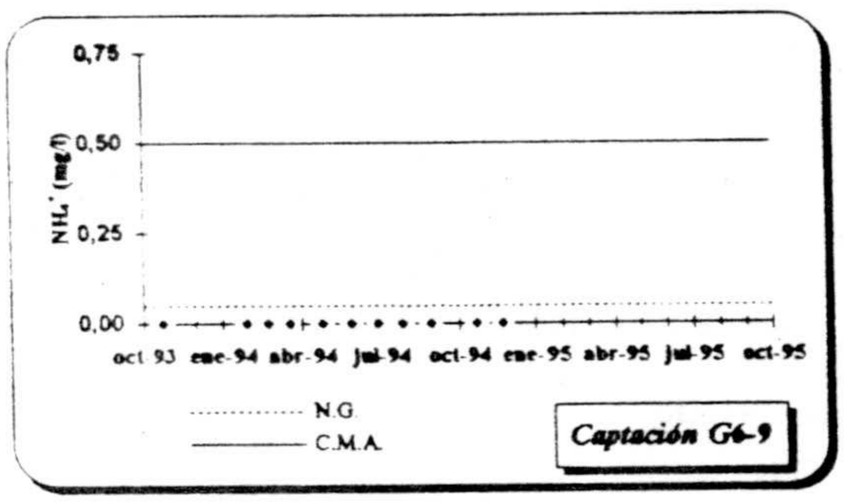


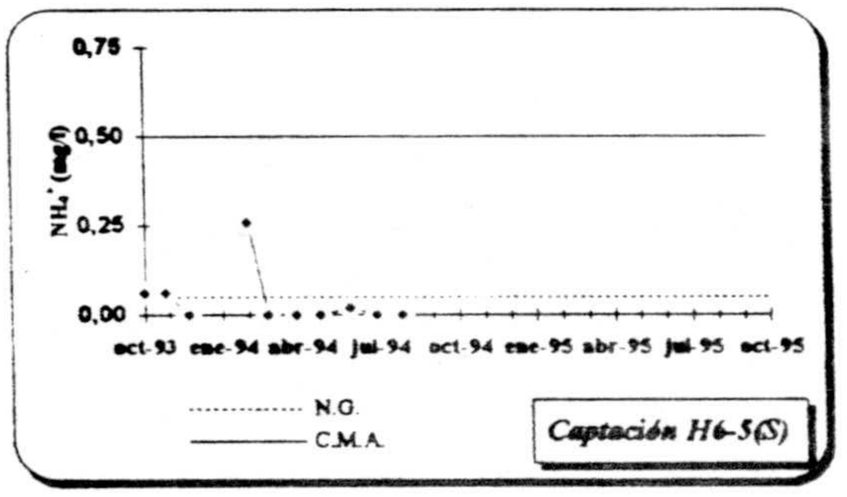


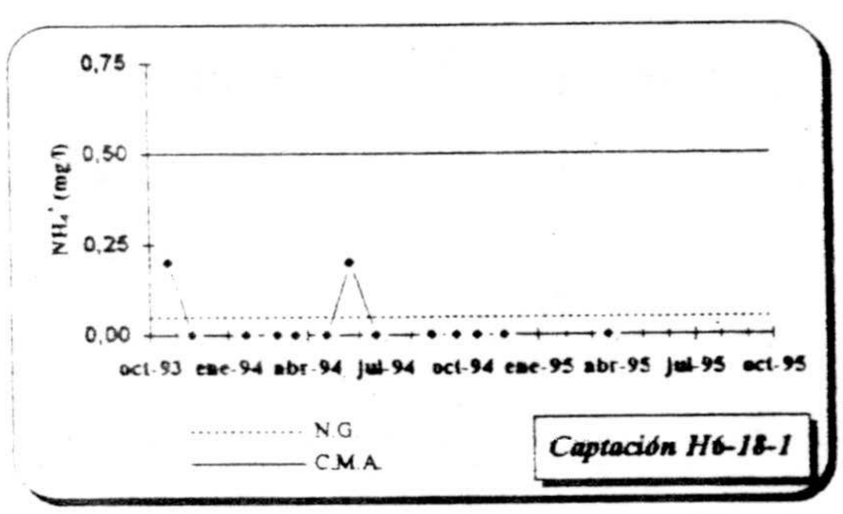












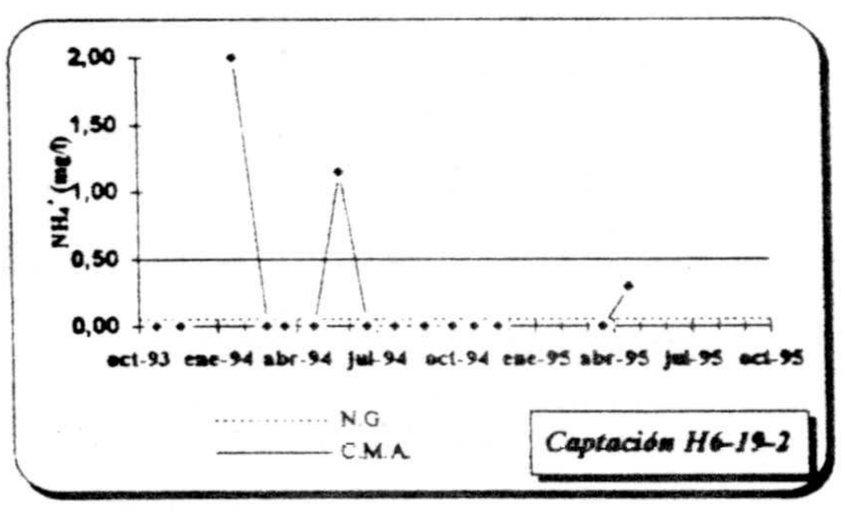


Figura 4-32. *Evolución temporal de los contenidos en ión amonio en las aguas subterráneas obtenidas en diez puntos del acuífero.*

4.2.5. Plaguicidas

Se considera plaguicida a cualquier sustancia o mezcla de sustancias químicas que se utiliza en el medio agrícola, ganadero (excluyendo antibióticos y sustancias administradas a animales para estimular el crecimiento o modificar su comportamiento en reproducción) o urbano con el fin de destruir o impedir plagas de distinta naturaleza (Augustín, 1983). En el caso de la agricultura el empleo es fundamental, pues las estadísticas demuestran que el rendimiento y calidad de las cosechas tratadas supera en mucho a las no tratadas. La tendencia actual de los fabricantes de productos fitosanitarios se encamina hacia la elaboración de materias activas que no dañen el medio ambiente. Sin embargo, el carácter tóxico de la mayor parte de los productos, su persistencia en el medio y el uso incorrecto que se hace con ellos son las causas principales que provocan los numerosos casos de intoxicación humana y animal, y el hecho de encontrarlos con frecuencia en frutas, verduras y hortalizas que llegan directamente al consumidor.

Se incluyen entre los plaguicidas a los fungicidas (para destruir los hongos), herbicidas (contra las hierbas), insecticidas (para destruir o repeler los insectos), rodendicidas (contra los roedores dañinos), parasitoides, productos contra los depredadores, acaricidas, bactericidas, desinfectantes, defoliantes, reguladores del crecimiento vegetal, etc.

Dependiendo de su composición química, los plaguicidas se clasifican en organoclorados, organofosforados, carbamatos, ácidos orgánicos, derivados de la urea, derivados de la amina, plaguicidas inorgánicos etc. De ellos, los organofosforados son los más tóxicos para el hombre aunque su persistencia en el suelo es menor que el otro gran grupo, los organoclorados.

En el tema que nos ocupa, el problema de los plaguicidas se asemeja al de los fertilizantes; es frecuente oír a los agricultores decir que "van a tirar el abono o el producto para las hierbas" y esta expresión tiene un importante significado ya que los productos no se tiran, en todo caso se aplican, y ello se hace siguiendo las instrucciones en cuanto a dosis y metodología indicadas por el fabricante y si es posible hay que asesorarse por expertos. Se trata en definitiva de minimizar el riesgo de que los agroquímicos puedan alcanzar aguas superficiales y subterráneas inutilizándolas para determinados usos.

El transporte de los plaguicidas en el suelo depende tanto de las características químicas del propio producto (solubilidad y persistencia en el agua y/o suelo) y de las prácticas agrícolas desarrolladas (cantidades aplicadas, relación entre la época del año y la precipitación, dotaciones de agua para el riego, etc.) (Domagalski y Dubrovski, 1992). Procesos como la sorción, desorción, degradación química y biológica, volatilización o fotólisis afectan muy directamente al transporte de los compuestos a través de la zonas no saturada y saturada (ITGE, 1992).

Dada la enorme variedad de productos fitosanitarios aplicados en el área de estudio y las limitaciones inherentes a la metodología analítica ha sido necesario seleccionar algunas materias activas para su control. De este modo se han considerado dos herbicidas (atrazina y simazina) y cinco insecticidas (lindano, DDT, dimetoato, metil-paratión y metidatión). Por otro lado, se han seleccionado catorce puntos de agua pertenecientes a la red de muestreo mensual (2, 6, 11, 13, 16, 18, 23, 24, 31, 34, 35, 37, 38 y 43; figura 4-2) y se ha procedido, con periodicidad bimestral (entre septiembre de 1993 y septiembre de 1994, ambos incluidos, a la toma de muestras para el análisis de los plaguicidas citados.

En la tabla 4-8 y figura 4-33 se presenta una valoración cualitativa de la presencia/ausencia que puede ser más significativo que el estudio de las bajas concentraciones obtenidas. En cualquier caso no hay duda de la presencia de tales plaguicidas ya que los picos en los cromatogramas era evidentes. Cabe señalar que todos los plaguicidas detectados aparecen en concentración inferior a 0.04 µg/l y, ni siquiera la suma de todos ellos en un mismo punto nunca ha superado este valor. Los resultados cuantitativos se muestran en el anexo 6.

La simazina (herbicida organoclorado del grupo de las triazinas) es la materia activa encontrada más frecuentemente, de tal manera que aparece en 12 de los puntos controlados y se ha detectado en el 36% de las muestras analizadas (tabla 4-8 y figura 4-33). Su presencia se justifica si se tiene en cuenta que no se aconseja el uso de este producto en suelos muy arenosos y debe aplicarse pulverizándolo directamente al suelo en un caldo muy diluido y

siempre que no se vayan a producir lluvias inmediatas (De Liñán, 1992). En cualquier caso las cantidades encontradas son bajas, siempre por debajo de 0.002 µg/l, y su toxicidad es baja.

Punto	Sep-93	Nov-93	Ene-94	Abr-94	May-94	Jul-94	Sep-94
2	--	S	D	S, D	D	D	--
6	D, MT	MP	MP	D	D	D	--
11	S	--	S	--	S	S	--
13	S, MT	MP, MT	D, S	D, MP	D, MP	S, MP	--
16	D,MP, MT	--	S, D	MP, MT	D, MT	MP, MT	D, MP
18	S	--	S, MT	MT	S	S	--
23	--	S,MP, MT	MP	MT	MP	S	--
24	MP, MT	--	MP	MT	MT, MP	--	MP
31	D	S	S, MP,MT	S	MP	D	--
34	MP, MT	MP,S, MT	--	--	--	--	--
35	S, MP,MT	--	S	S	MP	MT	--
37	S	S, MP,MT	D, S, MP	S	MP	S	S, MT
38	MP	--	MP, MT,S	MP, S	D	D	--
43	--	S	S	S	--	S	D

Tabla 4-8. *Plaguicidas detectados en las aguas subterráneas desde Septiembre de 1993 a Septiembre de 1994. S: simazina; MP: metil-paratión; MT: metidatión; D: dimetoato.*

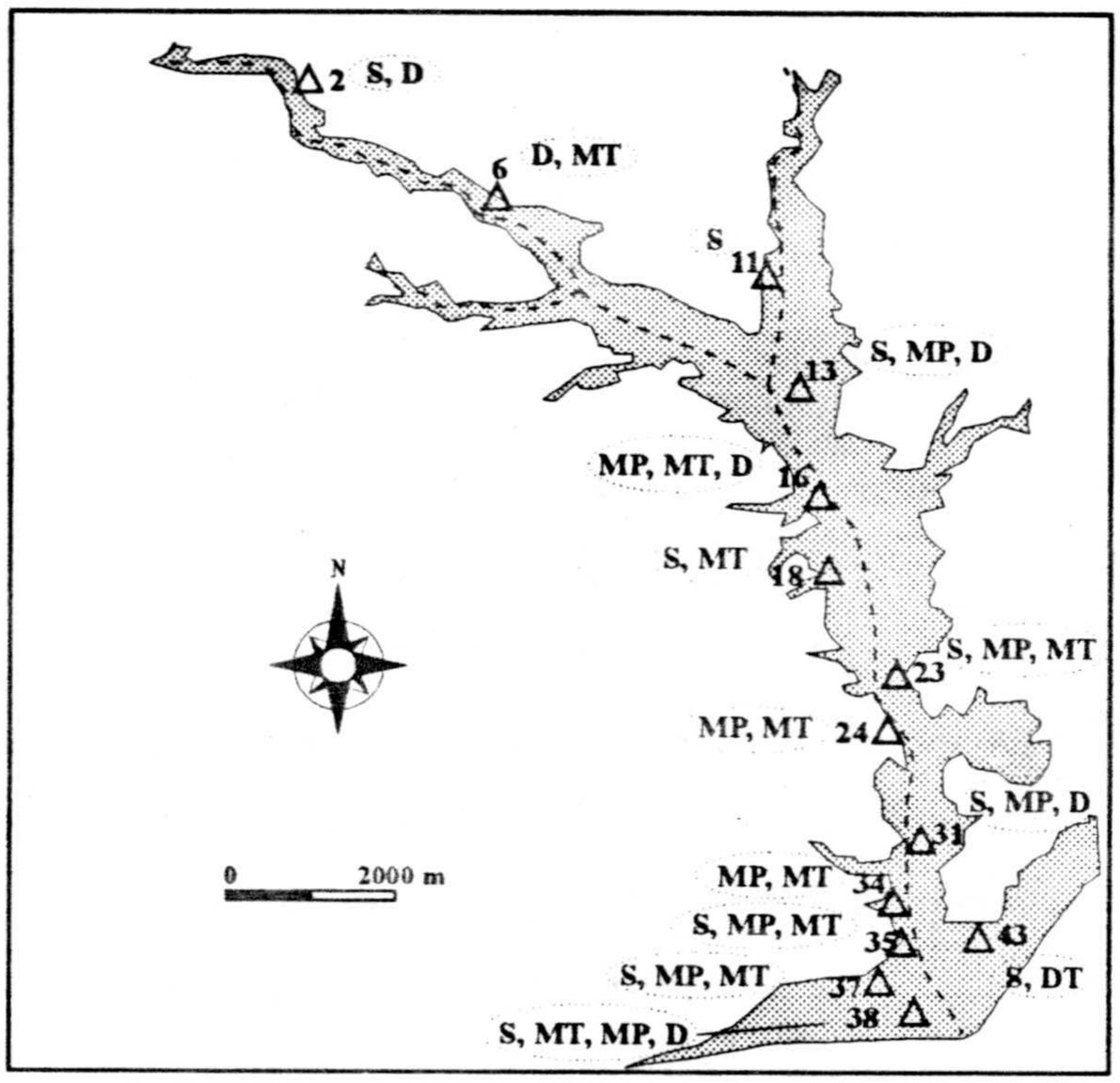


Figura 4-33. *Distribución espacial de los plaguicidas detectados en el acuífero del Río Vélez.*

También se han identificado en buena parte de los casos los insecticidas organofosforados metil-paratión (28% de las muestras), metidatión y dimetoato (ambos en el 21% del total de muestras analizadas). El primero de ellos es el que muestra mayores contenidos; el valor máximo encontrado ha sido de 0.032 µg/l con una media diez veces menor. Es un producto muy peligroso para el hombre, fauna terrestre y fauna acuícola aunque son bajas las concentraciones registradas.

El dimetoato (insecticida-acaricida) se caracteriza por su larga persistencia. Su toxicidad es moderada para el hombre y fauna terrestre, y baja para la fauna acuícola. Las concentraciones se han situado por debajo de 0.002 µg/l durante el periodo de estudio.

El metidatión es un producto considerado muy peligroso para el hombre y fauna acuícola y de toxicidad moderada para la fauna terrestre. Los contenidos de este plaguicida en las aguas subterráneas son inferiores a 0.003 µg/l.

Además de los plaguicidas anteriores, en la mayor parte de las muestras se ha observado un pico en el cromatograma aunque no se ha podido identificar el plaguicida; los contenidos de este producto son inferiores a 0.032 µg/l. El resto de los productos seleccionados (atrazina, DDT, lindano y aldrín) no han sido detectados en ninguna de las campañas de muestreo.

Una primera interpretación general de los resultados desde un punto de vista semicuantitativo podría hacer pensar que la contaminación de las aguas subterráneas del acuífero del Río Vélez derivada de la aplicación de productos fitosanitarios es poco significativa. Sin embargo, hay que tener en cuenta que la totalidad de las muestras se han obtenido tras bombeos de larga duración, por lo que no se puede asegurar que estos valores sean representativos de la columna del acuífero de la zona de extracción. Dado el volumen acuífero involucrado, la presencia de tales productos en las aguas muestreadas implica, independientemente de la concentración detectada, un aporte hasta la zona saturada mucho más elevado de lo que cabría desear.

Si se considera la distribución espacial de los plaguicidas (figura 4-33), las zonas con mayor número de detecciones resultan ser los sectores central y deltaico del acuífero, al igual que ocurre con la distribución del contenido en nitratos (valores superiores a 300 mg/l, García-Aróstegui *et al.*, 1996b). La conjunción entre prácticas agrícolas intensivas con riegos a manta, predominio de granulometrías groseras y escasa potencia de la zona no saturada del acuífero favorece el lixiviado de los plaguicidas e incrementa el riesgo potencial de contaminación.

Entre los puntos de agua analizados se encuentran las captaciones destinadas al abastecimiento urbano de Benamargosa (punto 2), Triana (punto 6), Vélez Málaga (punto 13), Torre del Mar (punto 31) y costa occidental de Vélez (punto 34). En cada captación se ha detectado la presencia de al menos dos plaguicidas diferentes, aunque en todos los casos las concentraciones encontradas se mantienen dentro de los límites establecidos para las aguas potables de consumo público. Sin embargo, dado que se trata de sectores altamente vulnerables a la contaminación de origen agrícola y que no existen perímetros de protección asociados a tales captaciones, sería recomendable una optimización de las prácticas agrícolas en los sectores más inmediatos.

Por último, cabe destacar el hecho de que el lindano, uno de los productos más aplicados en la zona estudiada (100 kg/ha/año sobre el 50% de la superficie del acuífero), no ha sido detectado en ninguna de las muestras de agua analizadas.

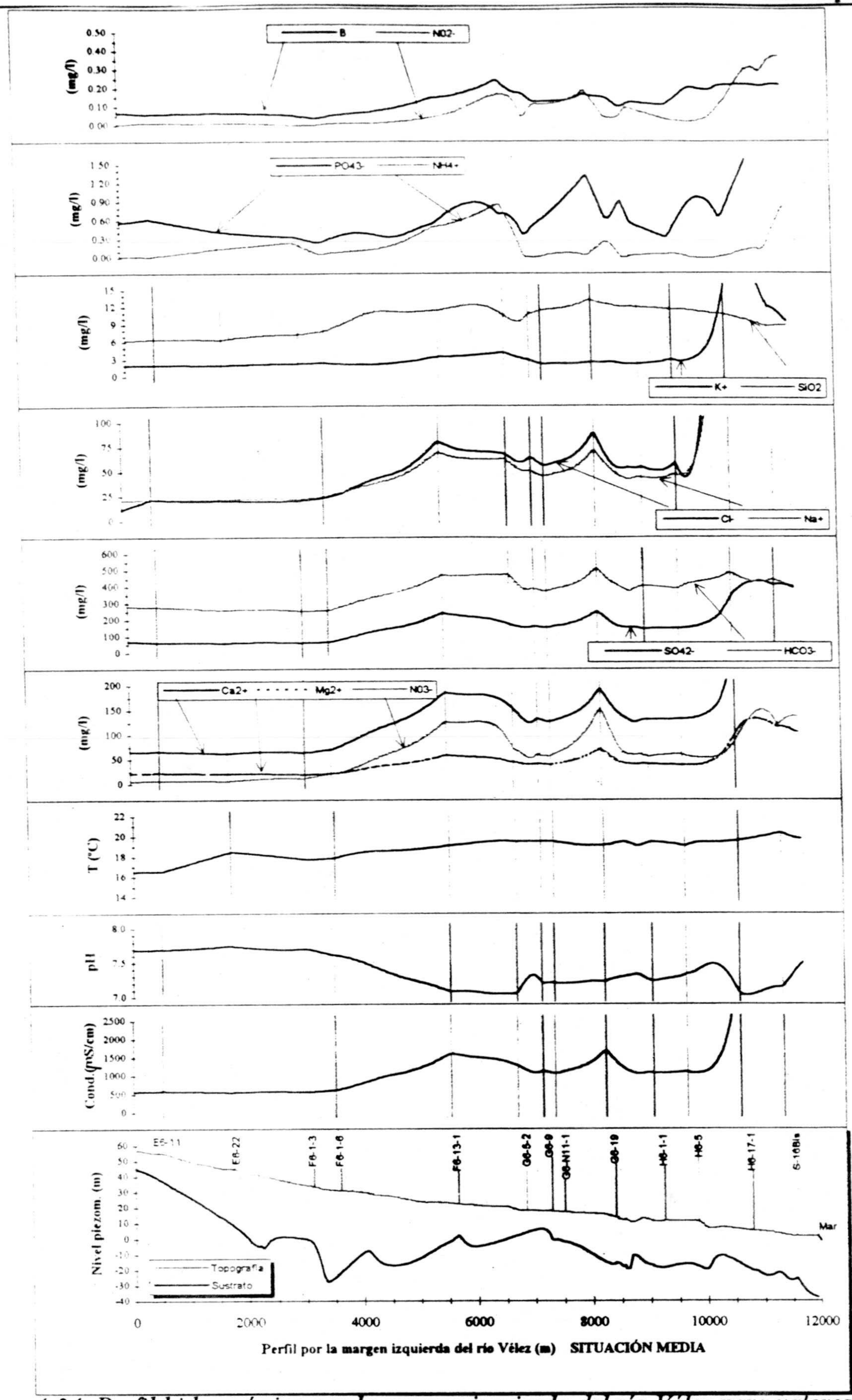


Figura 4-34. Perfil hidroquímico por la margen izquierda del río Vélez para valores medios del periodo de estudio (octubre de 1993 - julio de 1995).

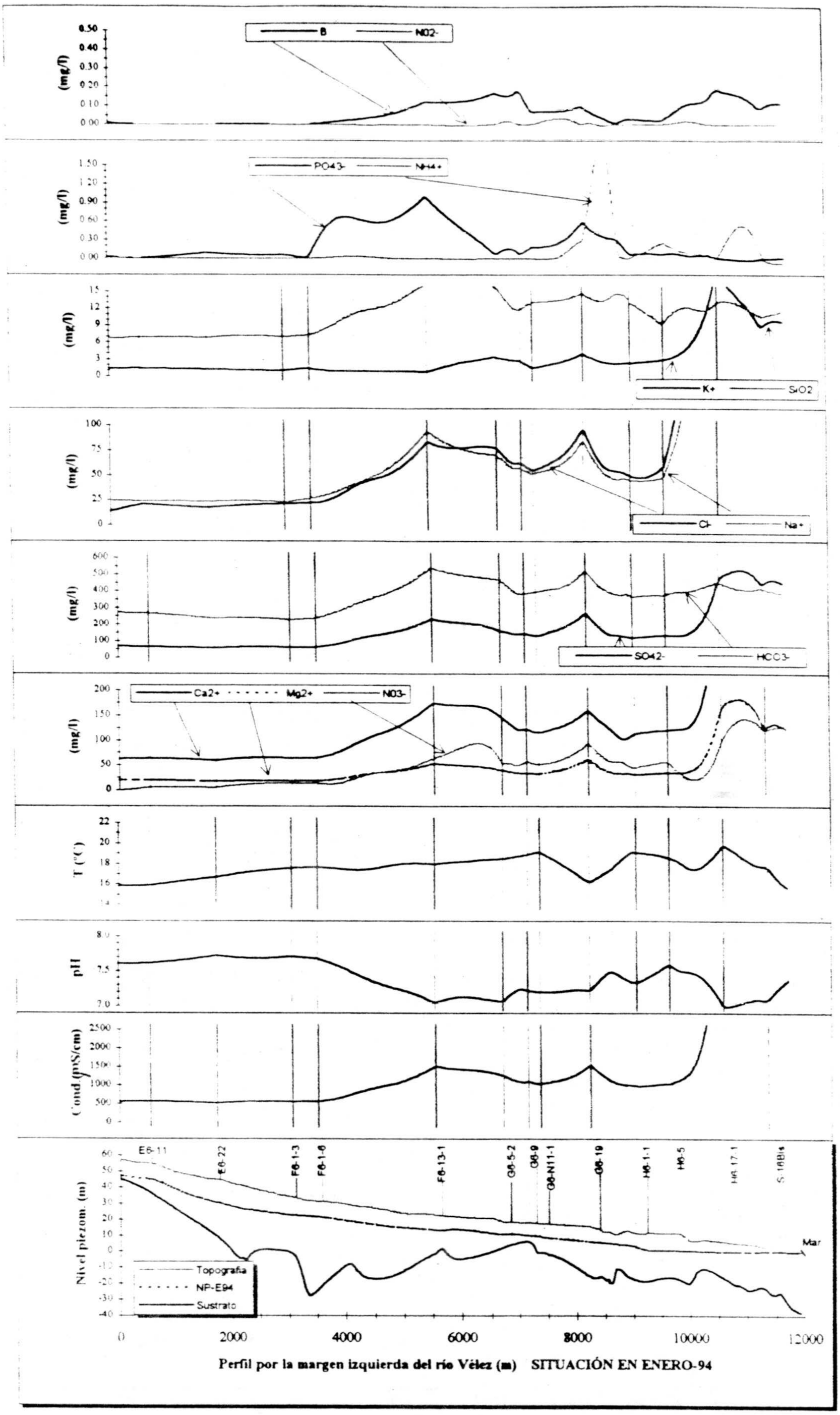


Figura 4-35. *Perfil hidroquímico por la margen izquierda del río Vélez (enero de 1994).*

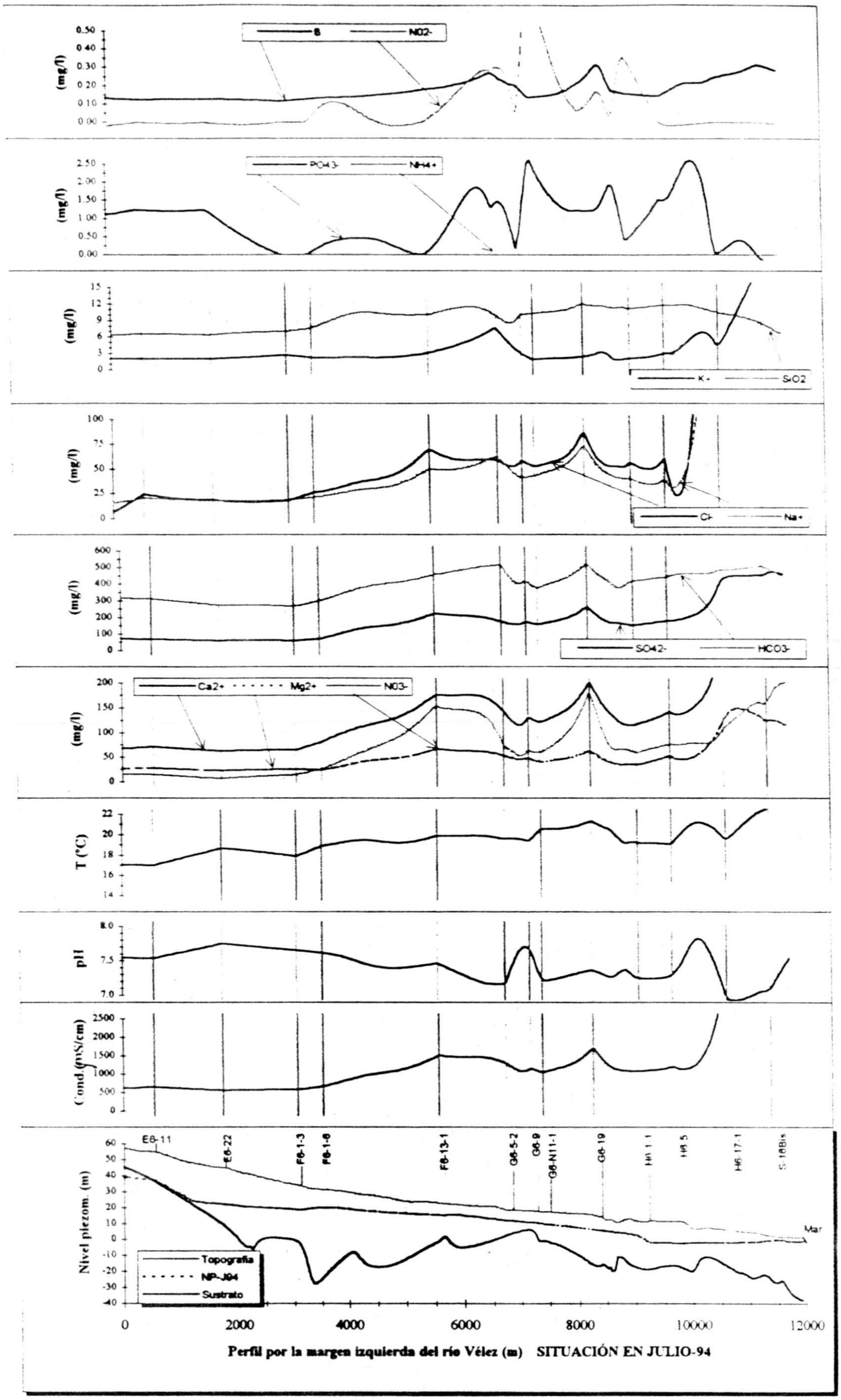


Figura 4-36. *Perfil hidroquímico por* ***la margen izquierda del río Vélez*** *(julio de 1994).*

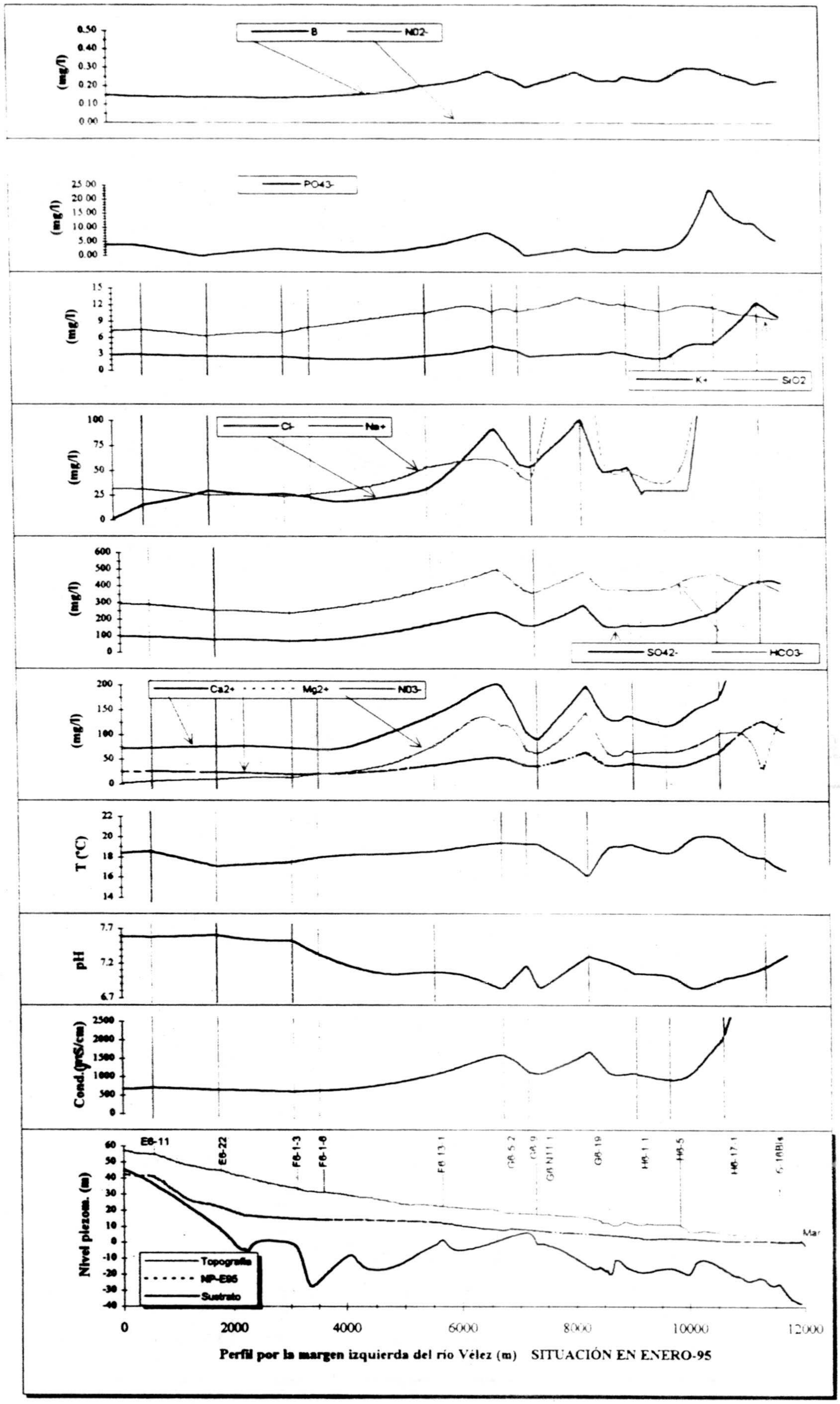


Figura 4-37. Perfil hidroquímico por la margen izquierda del río Vélez (enero de 1995).

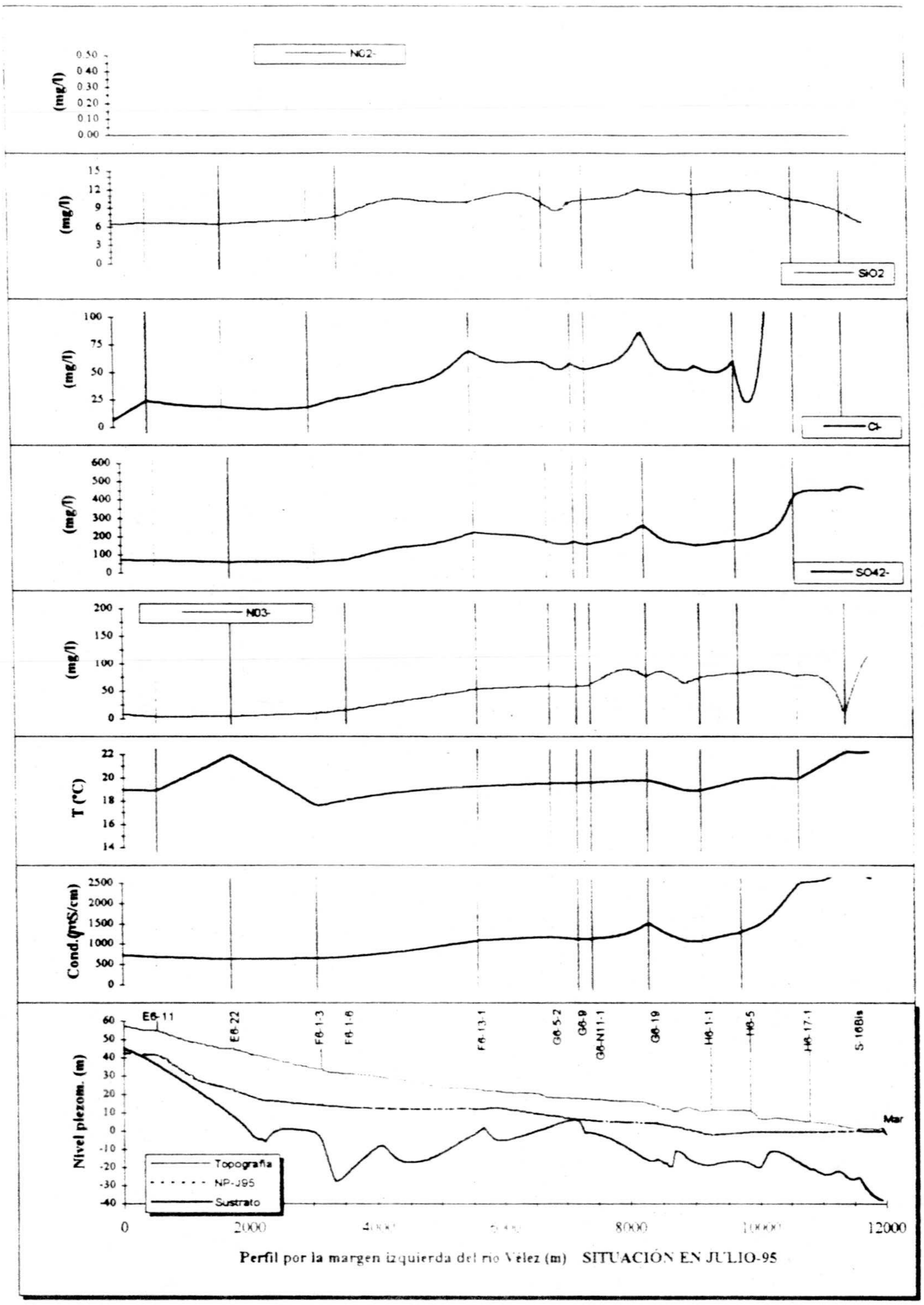


***Figura 4-38.** Perfil hidroquímico por la margen izquierda del río Vélez (julio de 1995).*

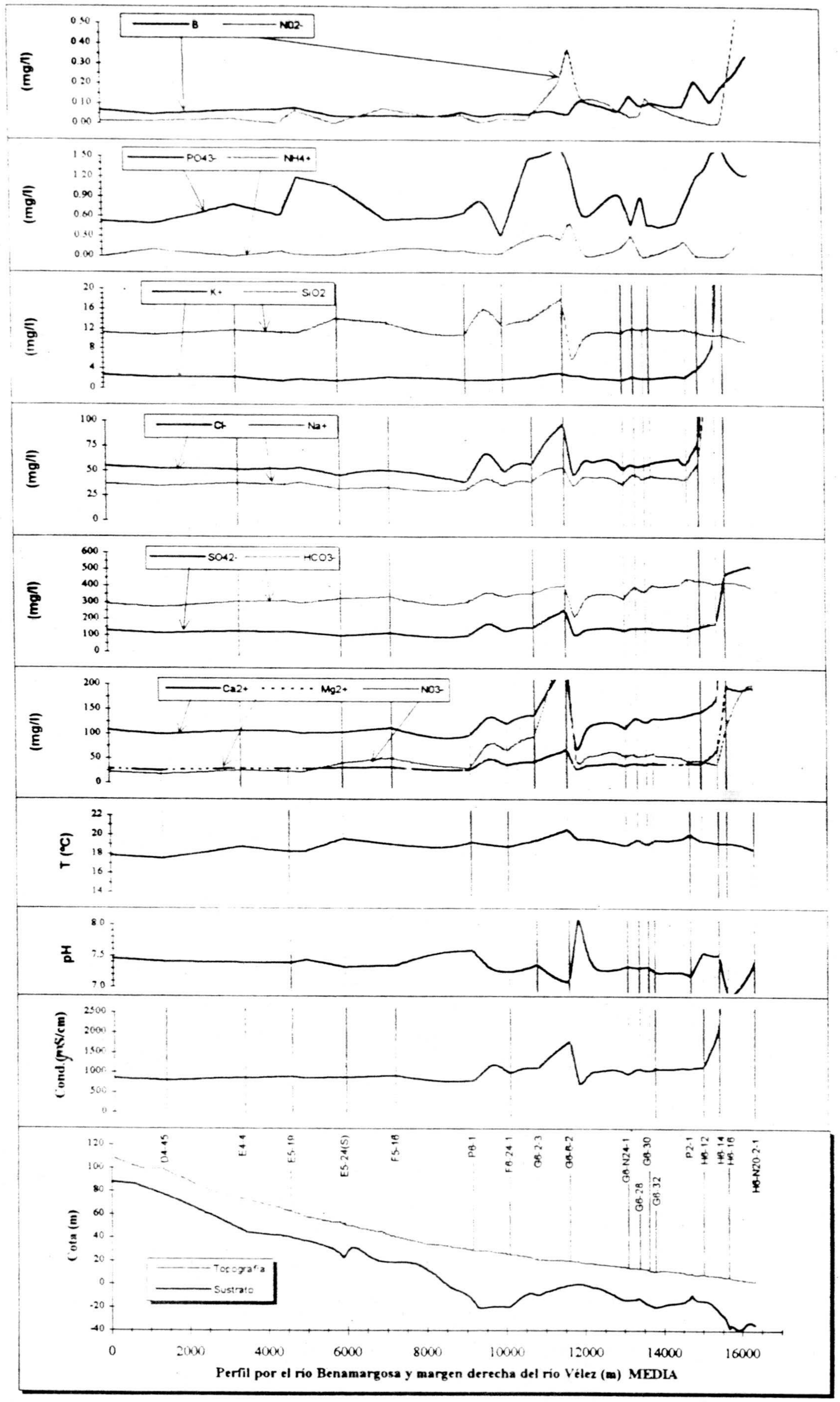


Figura 4-39. *Perfil hidroquímico por el río Benamargosa y margen derecha del río Vélez para valores medios del periodo de estudio (octubre de 1993 - julio de 1995).*

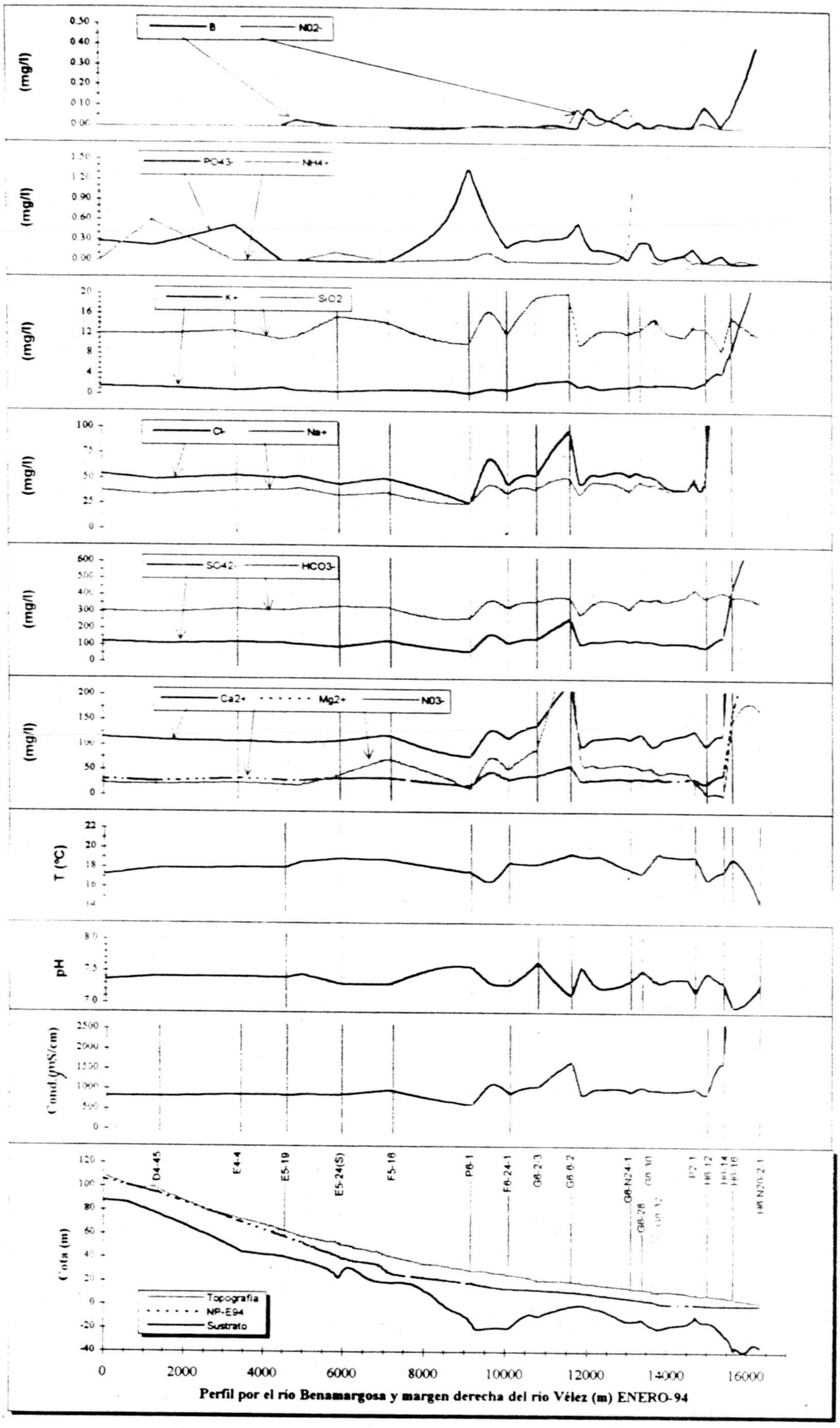


Figura 4-40. Perfil hidroquímico por el río Benamargosa y margen derecha del río Vélez (enero de 1994).

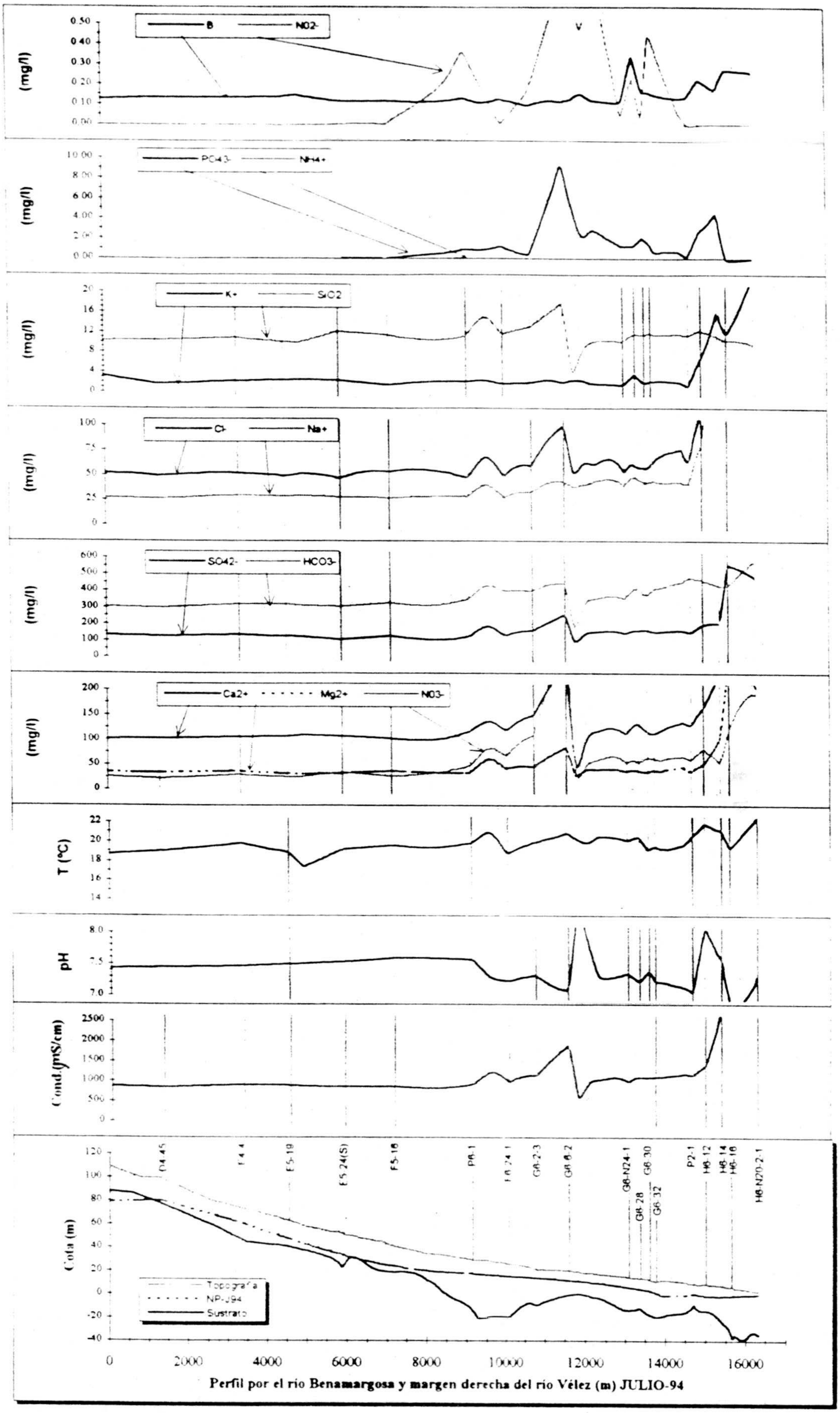


Figura 4-41. *Perfil hidroquímico por el río Benamargosa y margen derecha del río Vélez (julio de 1994).*

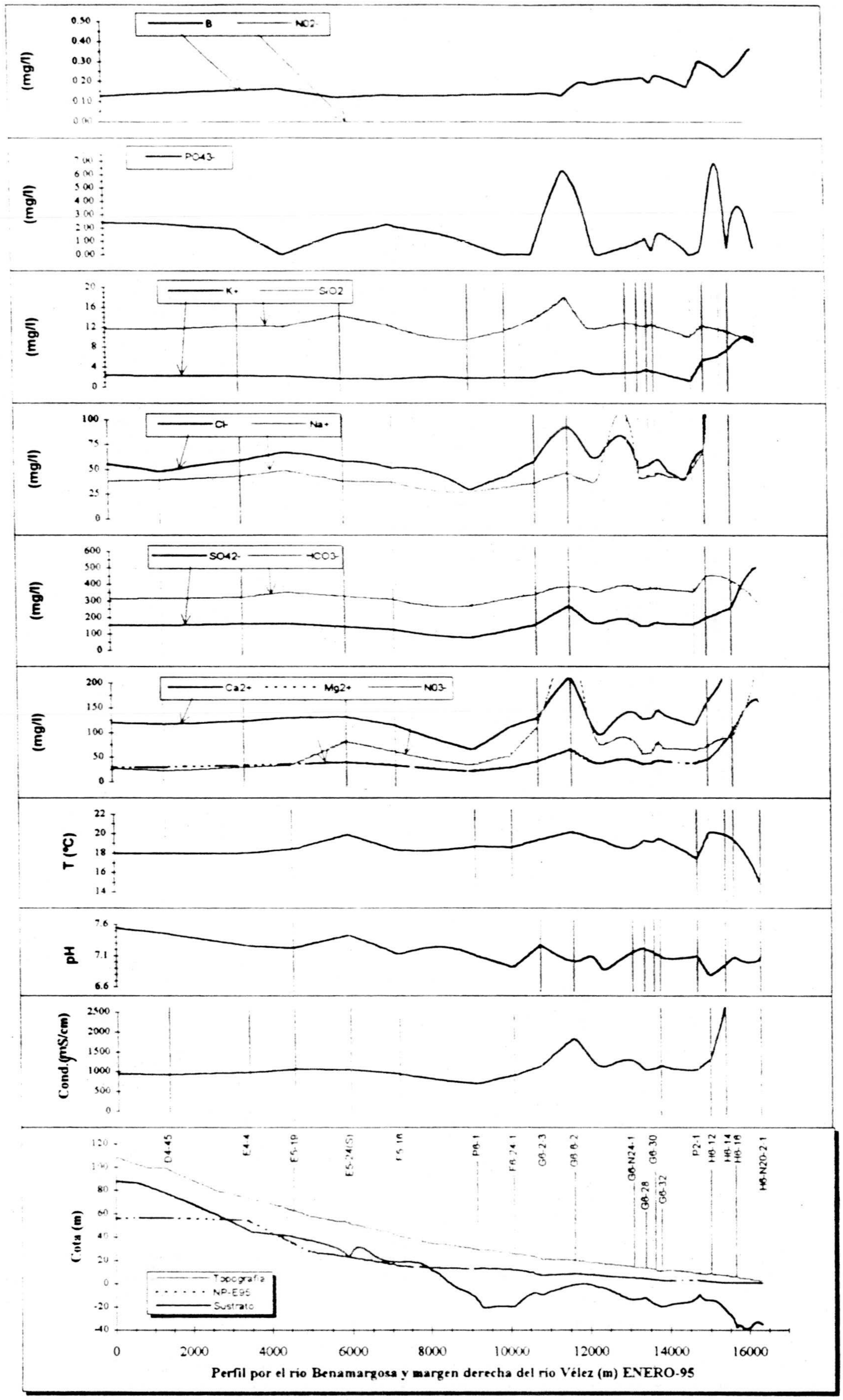


Figura 4-42. *Perfil hidroquímico por el río Benamargosa y margen derecha del río Vélez (enero de 1995).*

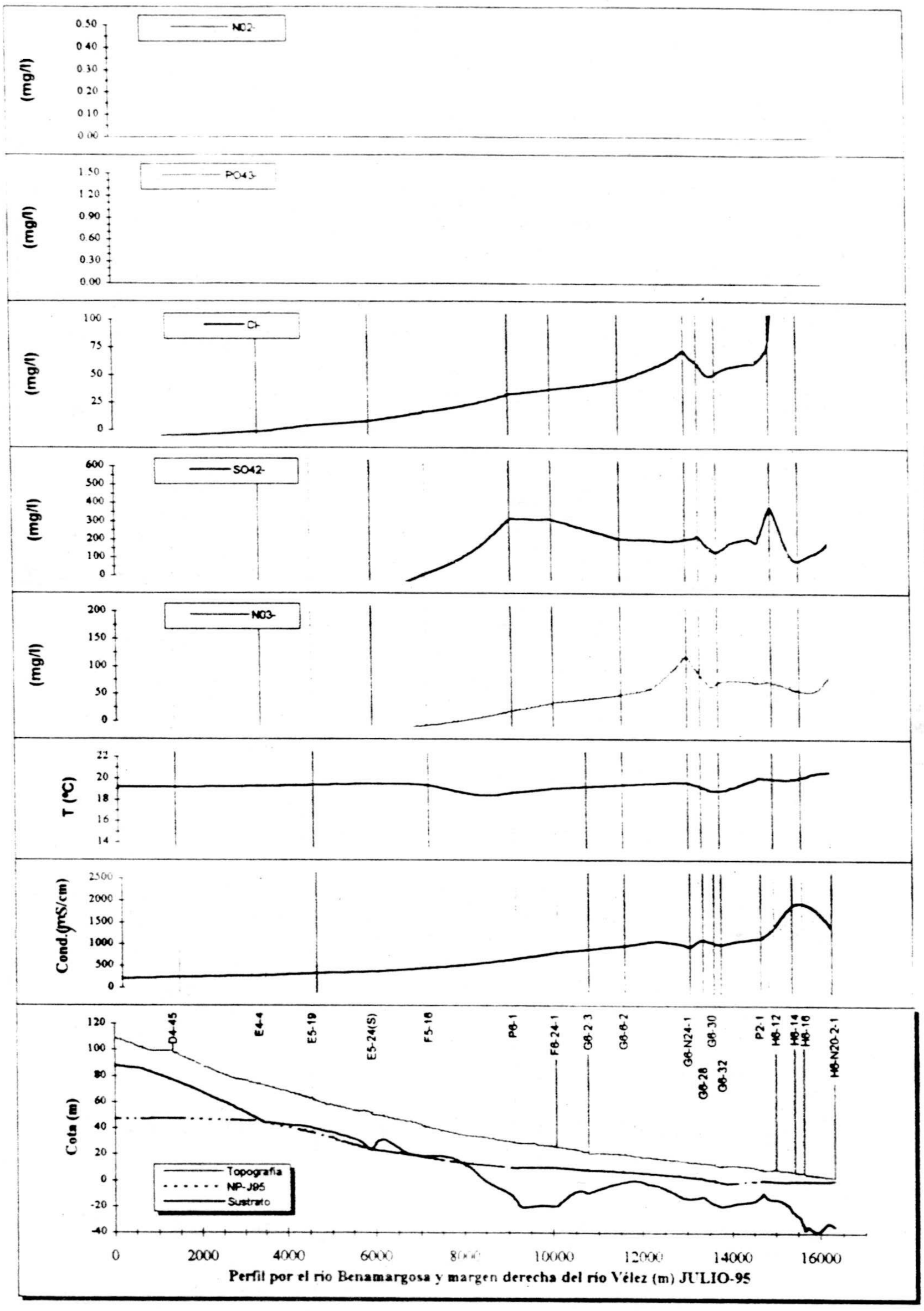


Figura 4-43. *Perfil hidroquímico por el río Benamargosa y margen derecha del río Vélez (julio de 1995).*

4.2.7. Estado de saturación de las aguas subterráneas

A partir de los datos analíticos del mes de enero de 1994, se ha calculado, utilizando el programa WATEQ4F (Ball and Nordstrom, 1991), los índices de saturación de las aguas con respecto a los minerales más importantes que reaccionan en el sistema, la calcita, la dolomita y el yeso.

El 88% de las muestras de agua del acuífero están sobresaturadas en calcita ya que el índice de saturación con respecto a este mineral es mayor de cero. Si tenemos en cuenta la zona de equilibrio, comprendida entre -0.1 y 0.1, establecida por Langmuir (1970), el porcentaje anterior disminuye un punto y, tan sólo el 11% de las muestras pueden disolver calcita.

En el caso de la dolomita, especie mineral predominante en el sistema, el porcentaje de muestras sobresaturadas es mayor que el de la calcita, concretamente el 95% tienen IS>0. Al tener en cuenta el rango de ±0.5, establecido por Plummer et al. (1990) para las aguas en equilibrio, tan sólo el 74% están claramente sobresaturadas (IS>0.5), mientras que 10 muestras del total recogido desde octubre de 1995 a julio de 1995 tienen IS< -0.5 (nunca menores de -1).

En lo que se refiere al yeso, el índice de saturación es inferior a cero para todos los puntos considerados, lo que indica una subsaturación generalizada. Este índice crece con los sulfatos disueltos.

Los índices de saturación con respecto a los tres minerales considerados aumentan en el sentido del flujo subterráneo. Las aguas subterráneas del aluvial del río Vélez tienen menor IS con respecto al yeso que las aguas subterráneas del Benamargosa mientras que con respecto a la calcita y dolomita no hay diferencias apreciables. Para explicar gráficamente tales variaciones, se han escogido las muestras tomadas en enero de 1994; en la figura 4-46 se presenta la evolución del IS en el sentido del flujo para dos perfiles realizados por el tramo aluvial del río Vélez y margen izquierda del mismo, tras la confluencia con el Benamargosa, y, el segundo de ellos, discurre por el aluvial del río Benamargosa y margen derecha del Vélez; en ambos casos se indican los puntos de agua por donde pasan los cortes.

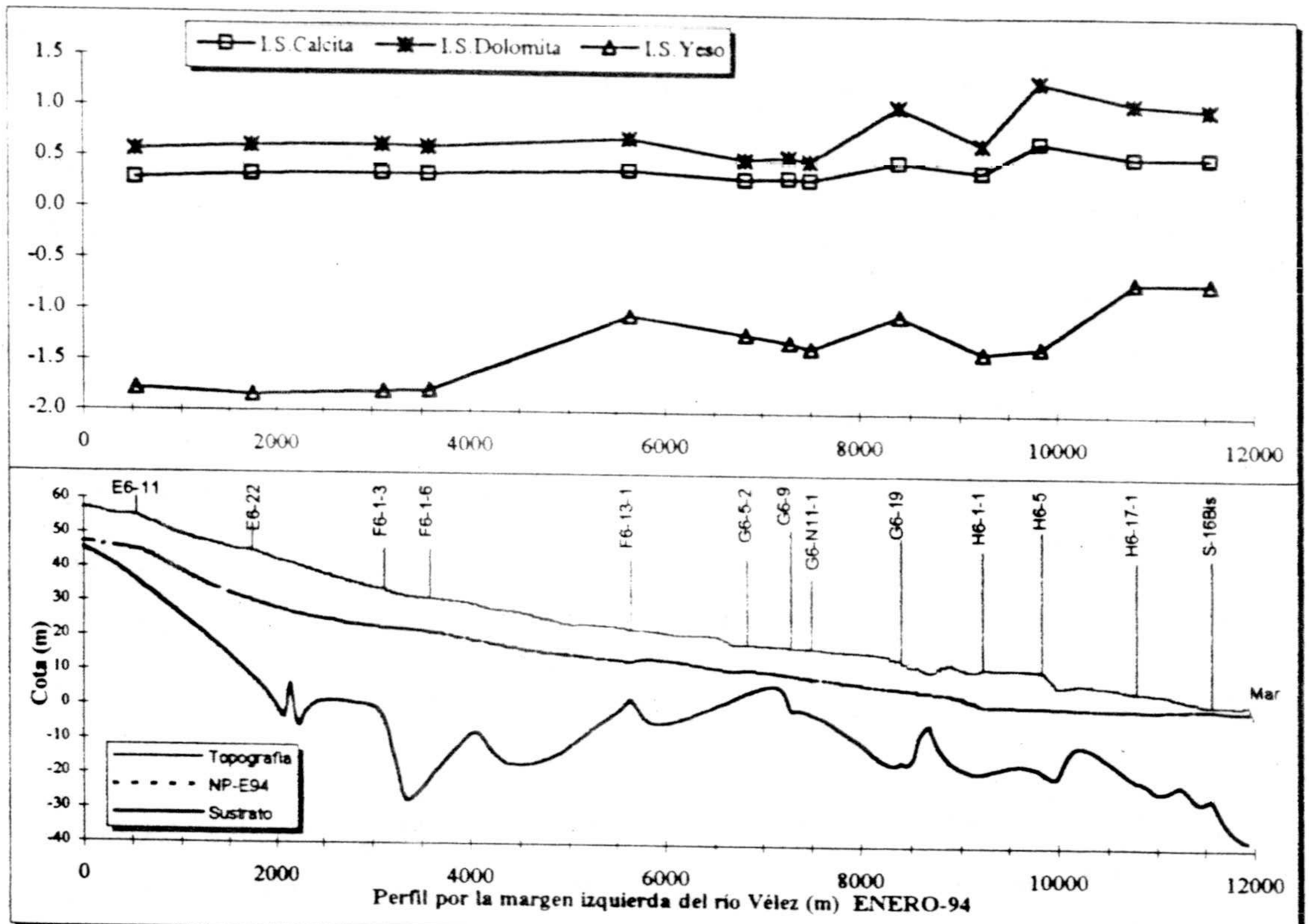


Figura 4-46. *Evolución de los índices de saturación de la calcita, dolomita y yeso en el* ***sentido del flujo subterráneo*** *(enero de 1994).*

En efecto, se puede observar que los índices de saturación aumenta hacia aguas abajo, si bien los mayores incrementos se producen en el sector de la confluencia de ambos ríos (entorno al perfil 6). En el caso del yeso, el aumento es mayor que en los otros dos minerales. En el corte efectuado por la margen izquierda del Vélez se aprecia que no hay cambios al llegar al sector deltaico, sin embargo, por la derecha, dado que se produce un fuerte aumento de los tres índices de saturación como resultado del fenómeno de la intrusión marina. Este último hecho ha sido simulado por El Amrani (1997) que demuestra que la solubilidad del yeso aumenta al adicionar cantidades crecientes de NaCl.

4.2.8. Microbiología de las aguas

Los únicos datos disponibles sobre la calidad de las aguas del sector desde el punto de vista microbiológico pertenecen al estudio de CHSE (1997), en el que se controló, con periodicidad bimestral, una red constituida por 15 puntos de muestreo (figura 4-47), dos de los cuales corresponden a aguas superficiales y el resto son aguas subterráneas, la mayor parte tomadas en captaciones de abastecimiento (siempre aguas no tratadas). Se efectuaron ocho campañas entre febrero de 1996 y abril de 1997 y en todas ellas se analizaron bacterias aerobias y coliformes totales y fecales.

El recuento total de bacterias es el primer indicativo de los sectores contaminados. En casi todas las muestras existe presencia bacteriana, en algunos casos alta, aunque no se detecten posteriormente organismos del grupo coliforme. El nivel guía de gérmenes totales establecido por la Reglamentación Técnico-Sanitaria española de 1990 (RD 1138/1990, de 14 de septiembre) es de 10 ufc/ml, cifra que es superada en mucho por la mayoría de las muestras.

En la mayor parte de las muestras hay ausencia de coliformes, sin embargo en determinados puntos hay presencia sistemática tanto de coliformes totales y a menudo fecales. Uno de ellos, es la captación G6-5-3, un sondeo situado ligeramente aguas arriba del estrechamiento central del acuífero. En este sector, es frecuente el uso de las aguas residuales de Vélez para el riego de los cultivos. El haber detectado coliformes fecales en casi todos las muestras tomadas en este punto es una prueba más del deterioro que sufren las aguas subterráneas por los vertidos de aguas residuales.

De forma aislada en el tiempo, se detectaron coliformes totales y fecales en la captación de abastecimiento a la localidad de Benamargosa (Punto D4-45; muestreo de agosto de 1996) así como al núcleo urbano del Trapiche (E6-29; muestreos de octubre y diciembre de 1996). A este respecto hay que destacar que ninguno de los abastecimientos del sector tienen perímetros de protección y, en concreto esta captaciones están especialmente mal ubicadas; el abastecimiento a Benamargosa se encuentra prácticamente en el núcleo urbano y el del Trapiche tiene un establecimiento ganadero a escasos doscientos metros aguas arriba en donde se acumulan grandes cantidades de estiércol. En ambos casos la alta permeabilidad de los materiales aluviales no favorece la protección natural de las captaciones.

El control de las aguas del río Vélez se efectuó en dos puntos. El primero de ellos, se sitúa a la altura del perfil 10 de piezómetros, y se detectan coliformes totales y fecales aunque en concentración muy inferior a la encontrada en el segundo lugar de muestreo, a la altura de la captación G6-22. En este último punto del río, se observan hasta 1800 ufc/100 ml de coliformes fecales (campaña de diciembre de 1996) y el recuento total de bacterias ha dado la cifra de 4000 ufc/ml.

Figura 4-47. *Red de calidad microbiológica establecida en el trabajo de CHSE (1997).*

4.5. LA INTRUSIÓN MARINA

En la presente investigación, los trabajos de campo encaminados al estudio de la intrusión marina se han centrado, sobre todo, en el control detallado de la piezometría y en la realización de testificaciones de conductividad y temperatura de las aguas subterráneas en una red de piezómetros del sector costero del acuífero.

Las testificaciones se han desarrollado con periodicidad mensual desde octubre de 1993 hasta julio de 1995, aunque la pérdida del equipo de medida durante la campaña de noviembre de 1993 provocó la paralización de los trabajos durante los meses de diciembre de 1993 y enero de 1994. En cada punto controlado, la toma de datos se ha efectuado cada metro en la vertical; se han registrado un total 7344 metros lo que supone una media mensual de 408 metros en 17 puntos (tabla 4-12).

Mes	Puntos controlados	Metros registrados
Octubre-93	16	404
Noviembre-93	4	84
Febrero-94	19	451
Marzo-94	21	456
Abril-94	21	476
Mayo-94	18	475
Junio-94	18	474
Julio-94	17	455
Agosto-94	18	429
Septiembre-94	16	375
Octubre-94	18	410
Noviembre-94	18	442
Diciembre-94	17	405
Enero-95	19	416
Febrero-95	19	443
Marzo-95	19	444
Abri-95l	17	392
Julio-95	15	313
TOTAL	**310**	**7344**
Media mensual	**17**	**408**

Tabla 4-12. *Testificaciones de conductividad y temperatura efectuadas en el acuífero del río Vélez.*

El procedimiento para efectuar las testificaciones ha sido en sentido descendente tomando como referencia el lugar de nivelación topográfica de cada punto (placa, borde del tubo o clavo en brocal). Una vez en gabinete, todas las medidas se han referido al nivel del mar (Anexo 10.1).

En la red de control establecida cabe distinguir cuatro tipos de puntos según aporten información del acuífero superior (o superficial), inferior (o profundo) o de ambos (figura 4-55).

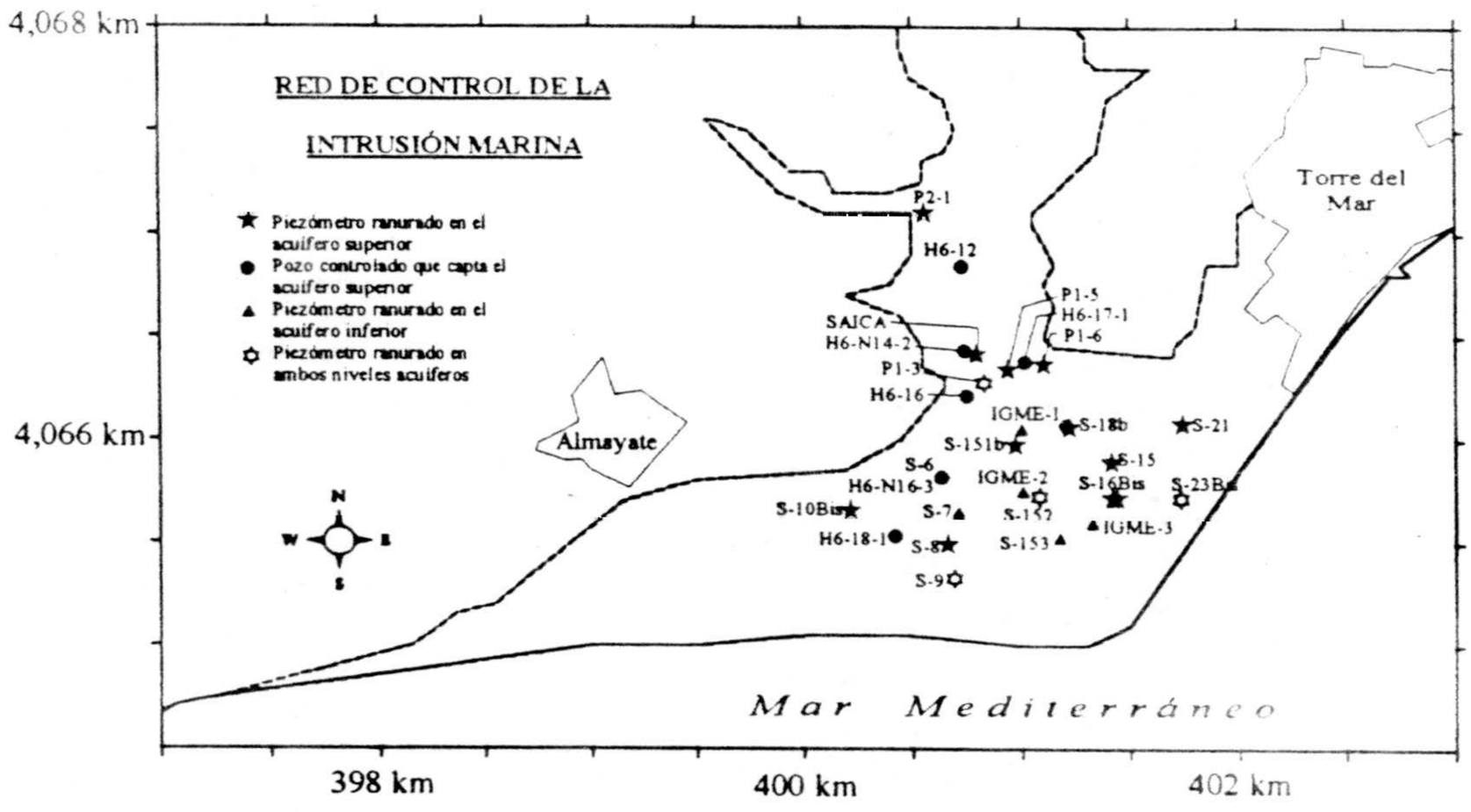


Figura 4-55. Red de control de la intrusión marina en el acuífero de Vélez

En la figura 4-56 se pueden observar algunos cortes geológicos longitudinales y transversales del sector deltaico (Trucks, 1992), en los que se aprecia la situación de los niveles acuíferos superior e inferior y los tramos de filtro de los piezómetros. El nivel superior se comporta como un acuífero libre mientras que el inferior es un acuífero confinado; la capa que separa ambos acuíferos (arcillas y limos) parece tener un carácter lo suficientemente impermeable como para no ser considerada acuitardo.

4.5.1. Variación vertical de la conductividad eléctrica y la temperatura de las aguas

4.5.1.1. Acuífero superficial

En los puntos estudiados ranurados únicamente en el acuífero superficial, los registros verticales de la conductividad eléctrica efectuados no muestran la existencia de una interfase debido a la reducida potencia de este nivel. Sólo se detectan aguas salobres sin apenas variación en la vertical. En algunos casos, incluso, se observa que la conductividad eléctrica es mayor en superficie que en profundidad; este último hecho se puede deber a que la parte superficial de la zona saturada del acuífero, en determinadas épocas, suele tener un contenido de nitratos, procedentes de la lixiviación de los fertilizantes, mucho mayor que en profundidad.

Para ilustrar la variación vertical de la conductividad eléctrica en el acuífero superficial, en la figura 4-57 se muestran gráficamente las medidas efectuadas en el piezómetro S-10Bis. En la mayor parte de los meses, no existen apenas variaciones de la conductividad en la vertical sin embargo, en octubre de 1993 y septiembre, noviembre y diciembre de 1995, la conductividad en superficie es menor que en profundidad. En ninguna medida se registran conductividades por encima de 3600 µS/cm. A partir del mes de enero de 1995 se produce un incremento notable de la salinidad registrada en este piezómetro (hasta 5000 µS/cm). Tal aumento se aprecia también en el resto de los puntos controlados de la margen derecha del delta. En las testificaciones de los meses de marzo abril y junio de 1996, que corresponden al trabajo de CHSE (1997), se observa que la salinidad se sitúa por debajo de 3500 µS/cm.

La temperatura de las aguas subterráneas del acuífero superficial están muy influenciadas por la temperatura ambiente. En la figura 4-58 se presentan las testificaciones de temperatura efectuadas en el piezómetro S-21. En ellas se puede observar que unos seis meses al año (de junio a noviembre), las aguas situadas más en superficie muestran temperaturas mayores que las situadas a mayor profundidad; en los seis meses restantes ocurre lo contrario. En el caso mostrado, la temperatura de las aguas subterráneas, a partir de la cota -10 m, no suele variar de unos meses a otros (19.5 ºC).

UNIVERSIDAD DE GRANADA
22 MAYO 1998
COMISION DE DOCTORADO

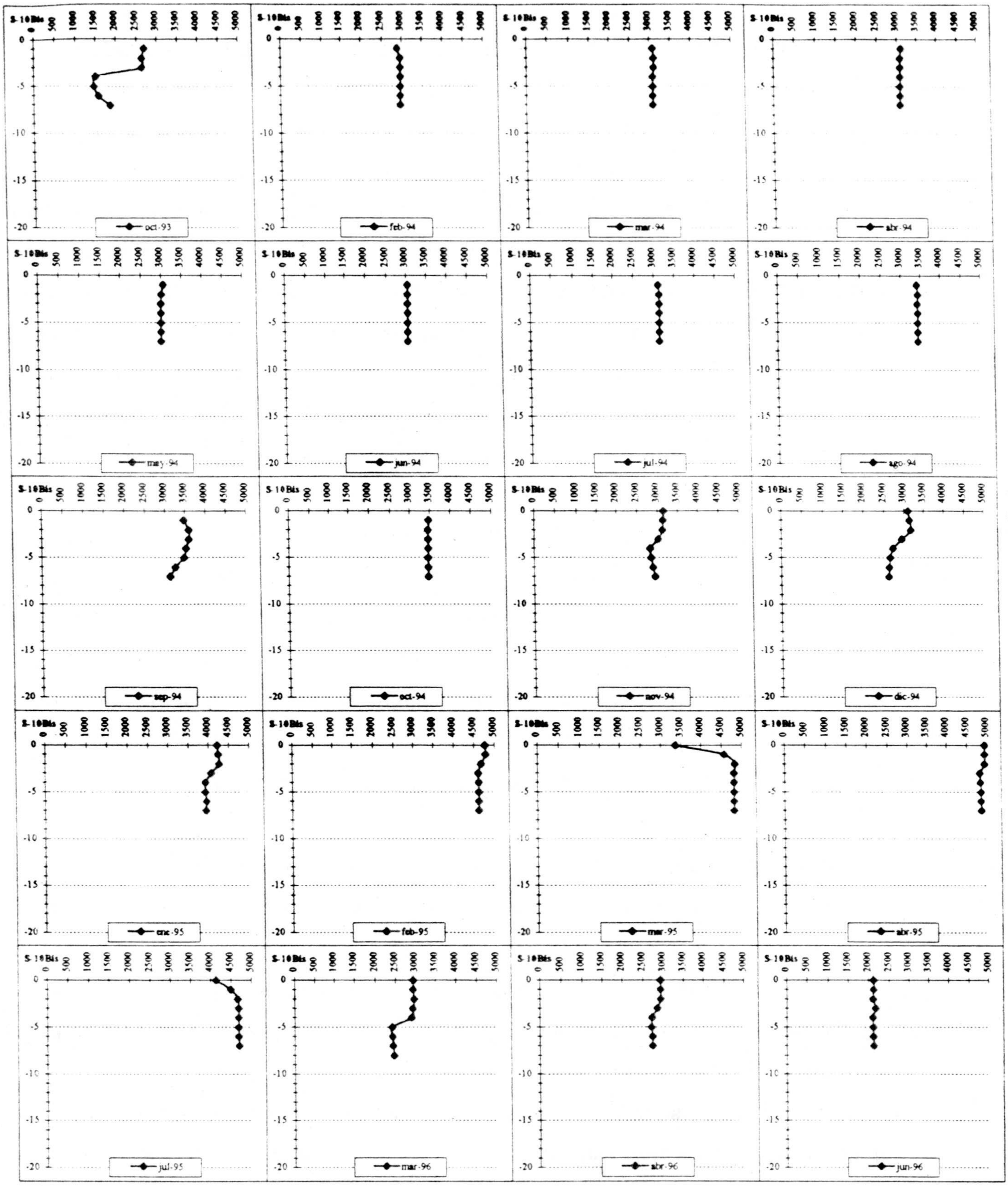


Figura 4-57. *Registros verticales de la conductividad eléctrica del agua subterránea en el piezómetro S-10Bis (acuífero superficial). En abscisas se muestra la conductividad en µS/cm a 25ºC y en ordenadas la cota en metros.*

distintas campañas de medidas efectuadas. Tales valores se suelen mantener constantes en la vertical en el tramo de -26 m (cota anterior) a -40 m. A partir de esta última cota se suele producir un nuevo incremento de la conductividad hasta valores superiores a 35000 µS/cm. En algunas campañas, este segundo incremento brusco citado (cota -40 m) se produce a cota -35 m, que viene a coincidir con el cambio de la litología: de arenas a esquistos alterados con arcillas; ver figura 4-56. En cuanto a los registros de temperatura del agua efectuados (figura 4-60), se observa que a partir de la cota de -20 m el valor de 18.6 °C se mantiene prácticamente constante en la vertical y durante el periodo de estudio.

Por otro lado, en el piezómetro IGME-3 (véanse gráficas en el Anexo 10.2), a cota -26 m, aproximadamente, los valores de conductividad aumentan de unos 12000 µS/cm a más de 40000 µS/cm. No obstante, hay campañas en las que tales incrementos son graduales (entre -25 m y -30 m). En marzo y abril de 1996 (CHSE, 1997) no se alcanzan valores mayores de 20000 µS/cm en toda la columna. En cuanto a la temperatura del agua, a partir de la cota -30 m, el valor de 18.5 °C se mantiene constante.

Hay que destacar que deben considerarse sólo los valores obtenidos en la zona filtrante, puesto que el resto (véanse las conductividades de los piezómetros S-153 e IGME-3 por encima de la cota -26 m) parece contener un agua de otras características, que ha permanecido casi sin alteración durante el periodo de estudio. Esta observación coincide con la efectuada en el delta del río Llobregat (Barcelona) por Custodio (1983).

En el resto de los piezómetros estudiados ranurados sólo en el acuífero profundo (S-6, S-7 y S-16; gráficas en el Anexo 10.2) no se aprecia la interfase agua dulce - agua salada, y los valores de la conductividad corresponden a aguas dulces o ligeramente salobres. En el caso del punto S-6, entre las cotas de -25 y -30 m, se produce un cambio brusco de conductividad (de unos 1500 µS/cm a más de 35000 µS/cm); dicho cambio coincide con una variación sustancial de la litología (esquistos alterados y arcillas) que viene a constituir una capa alterada del zócalo paleozoico del acuífero. En cuanto a las temperaturas, los valores registrados en los piezómetros S-6 y S-7, a partir de la cota -25 m, son de 19.4 y 19.6 °C, respectivamente, sin apenas variaciones en la vertical ni en el tiempo.

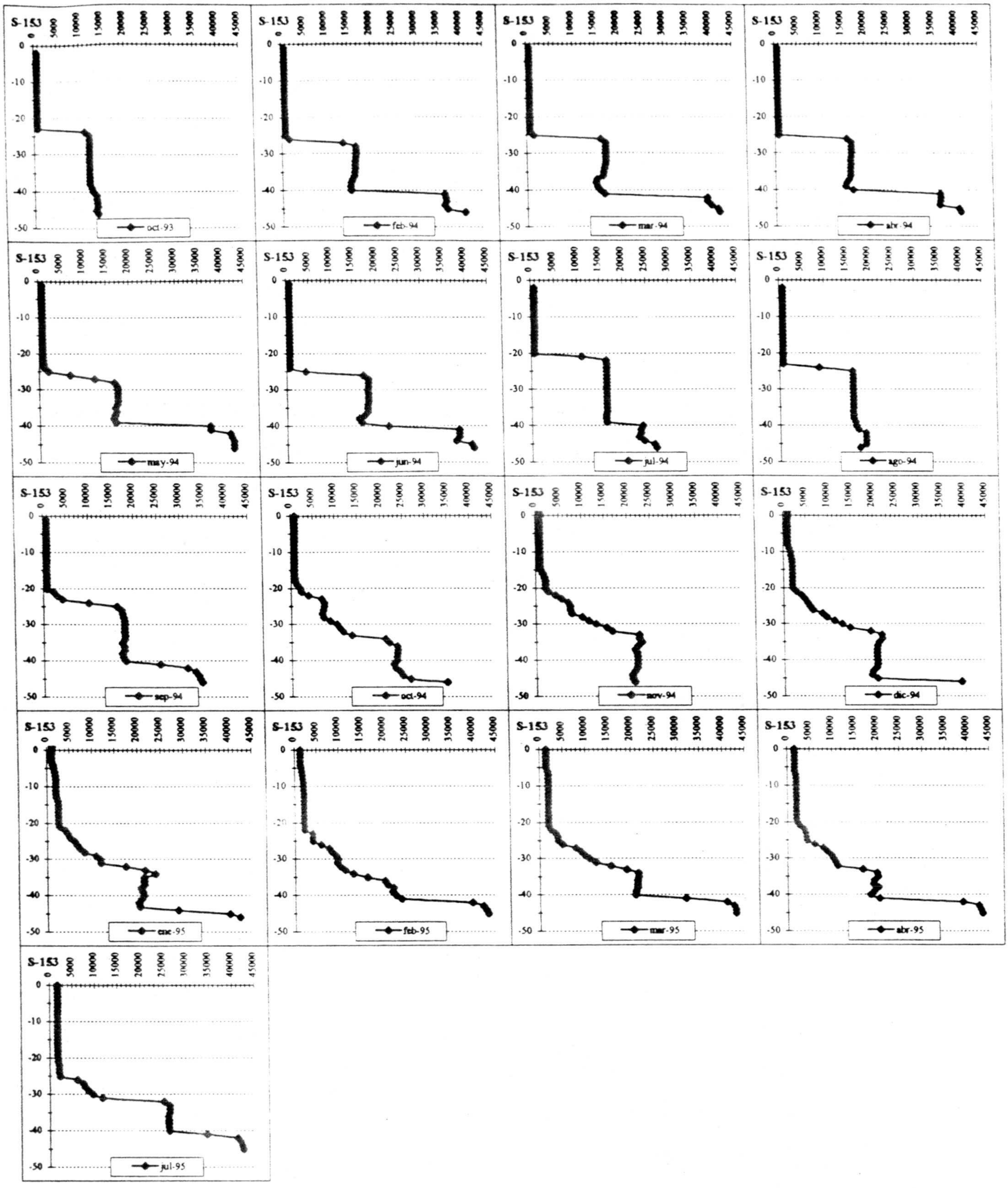


Figura 4-59. *Registros verticales de la conductividad eléctrica del agua subterránea en el piezómetro S-153 (acuífero profundo). En abscisas se muestra la conductividad en µS/cm a 25ºC y en ordenadas la cota en metros.*

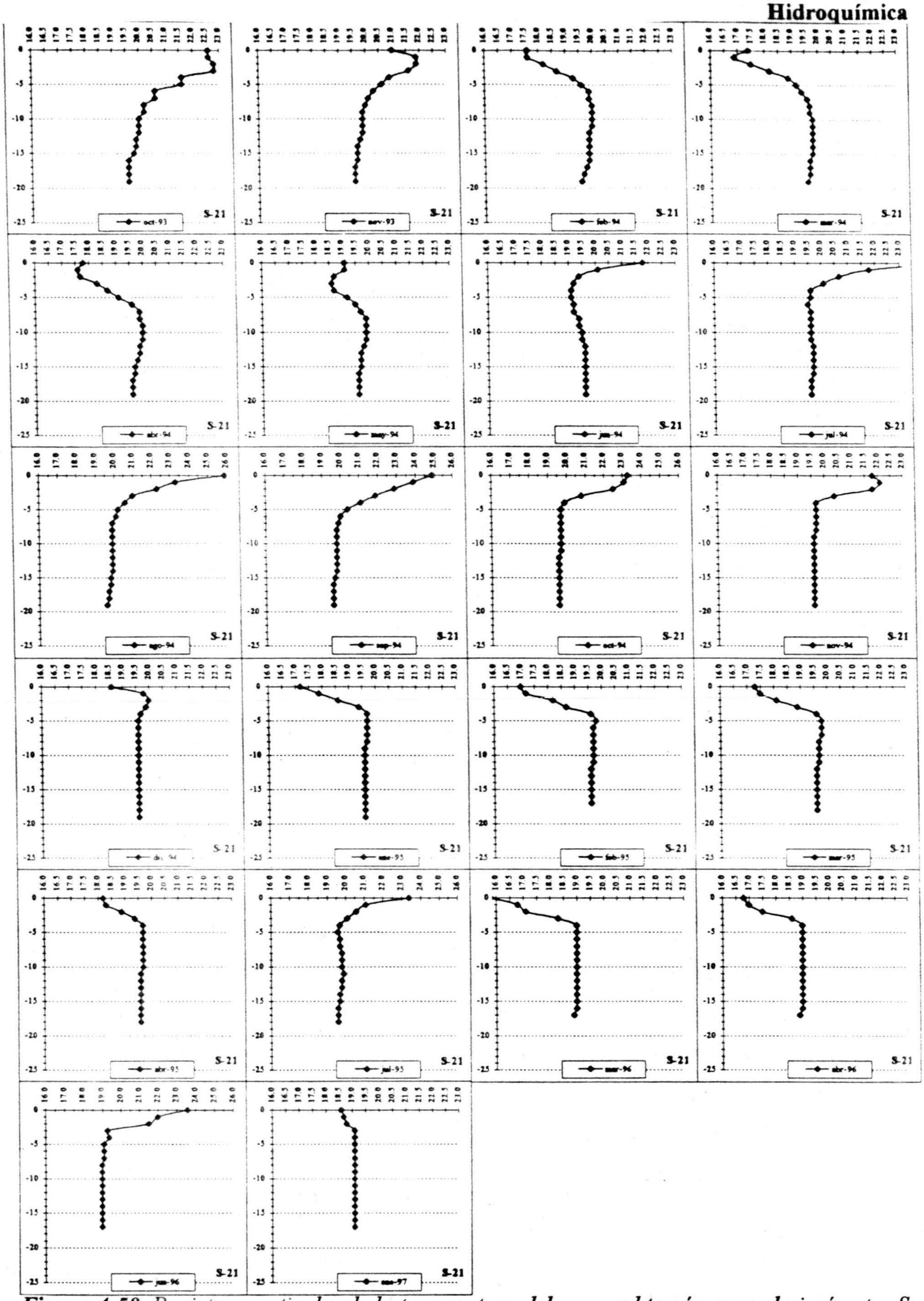


Figura 4-58. *Registros verticales de la temperatura del agua subterránea en el piezómetro S-21 (acuífero superficial). En abscisas se muestra la temperatura en ºC y en ordenadas la cota en metros.*

En los piezómetros ranurados en el acuífero superficial no se han observado variaciones de temperatura en la vertical que puedan ser atribuidos a niveles por donde se produzcan flujos preferenciales de agua.

4.5.1.2. Acuífero profundo

Las testificaciones de conductividad efectuadas en el trabajo de CHSE (1987), entre julio de 1984 y marzo de 1986, no detectaron salinidades claramente atribuibles a procesos de intrusión marina en el acuífero inferior, destacándose en este estudio que, en algunos puntos, las aguas con elevadas conductividades corresponden a niveles de arcillas o esquistos situados a la profundidad del zócalo del acuífero. Por el contrario, en el presente trabajo se han registrado altos valores de la conductividad a cotas muy por encima del sustrato del acuífero y se ha observado la interfase agua dulce - agua salada en los piezómetros IGME-1, IGME-2, IGME-3 y S-153, ranurados únicamente en acuífero inferior y situados en la ribera del río.

En efecto, en los puntos IGME-1 e IGME-2, cuyos tramos de entubación ranurada comienzan a partir de las cotas -17 y -24 m, respectivamente, se ha observado un aumento considerable de la conductividad en torno a la cota -30 m (los gráficos de variación vertical de la conductividad en este punto se muestran en el Anexo 10.2), si bien, en el IGME-2, el incremento es gradual y se produce entre las cotas de -25 y -35 m. En el periodo de trabajo del estudio de CHSE (1997), las testificaciones efectuadas en marzo, abril y junio de 1996 y enero de 1997, muestran que la salinidad disminuye drásticamente en toda la columna y, especialmente, en el último mes citado, en el que se produjo una apreciable recarga del acuífero. En cuanto a la temperatura de las aguas, a partir de las cotas -30 m y -20, respectivamente para los piezómetros IGME-1 e IGME-2, el valor registrado es de 18.6 °C y se mantiene constante en la vertical y en el tiempo (durante el periodo de estudio).

La entubación ranurada de los piezómetros IGME-3 y S-153 comienza a partir de las cotas -30 y -26 m, respectivamente. En ambos casos se detecta un incremento notable de la conductividad en torno a la cota de -26 m (cota de techo del acuífero inferior en estos puntos). En el punto S-153 (figura 4-59), el cambio se produce desde conductividades propias de aguas dulces (inferiores a 1000 µS/cm) a valores que oscilan entre 10000 y 20000 µS/cm según las

distintas campañas de medidas efectuadas. Tales valores se suelen mantener constantes en la vertical en el tramo de -26 m (cota anterior) a -40 m. A partir de esta última cota se suele producir un nuevo incremento de la conductividad hasta valores superiores a 35000 µS/cm. En algunas campañas, este segundo incremento brusco citado (cota -40 m) se produce a cota -35 m, que viene a coincidir con el cambio de la litología: de arenas a esquistos alterados con arcillas; ver figura 4-56. En cuanto a los registros de temperatura del agua efectuados (figura 4-60), se observa que a partir de la cota de -20 m el valor de 18.6 °C se mantiene prácticamente constante en la vertical y durante el periodo de estudio.

Por otro lado, en el piezómetro IGME-3 (véanse gráficas en el Anexo 10.2), a cota -26 m, aproximadamente, los valores de conductividad aumentan de unos 12000 µS/cm a más de 40000 µS/cm. No obstante, hay campañas en las que tales incrementos son graduales (entre -25 m y -30 m). En marzo y abril de 1996 (CHSE, 1997) no se alcanzan valores mayores de 20000 µS/cm en toda la columna. En cuanto a la temperatura del agua, a partir de la cota -30 m, el valor de 18.5 °C se mantiene constante.

Hay que destacar que deben considerarse sólo los valores obtenidos en la zona filtrante, puesto que el resto (véanse las conductividades de los piezómetros S-153 e IGME-3 por encima de la cota -26 m) parece contener un agua de otras características, que ha permanecido casi sin alteración durante el periodo de estudio. Esta observación coincide con la efectuada en el delta del río Llobregat (Barcelona) por Custodio (1983).

En el resto de los piezómetros estudiados ranurados sólo en el acuífero profundo (S-6, S-7 y S-16; gráficas en el Anexo 10.2) no se aprecia la interfase agua dulce - agua salada, y los valores de la conductividad corresponden a aguas dulces o ligeramente salobres. En el caso del punto S-6, entre las cotas de -25 y -30 m, se produce un cambio brusco de conductividad (de unos 1500 µS/cm a más de 35000 µS/cm); dicho cambio coincide con una variación sustancial de la litología (esquistos alterados y arcillas) que viene a constituir una capa alterada del zócalo paleozoico del acuífero. En cuanto a las temperaturas, los valores registrados en los piezómetros S-6 y S-7, a partir de la cota -25 m, son de 19.4 y 19.6 °C, respectivamente, sin apenas variaciones en la vertical ni en el tiempo.

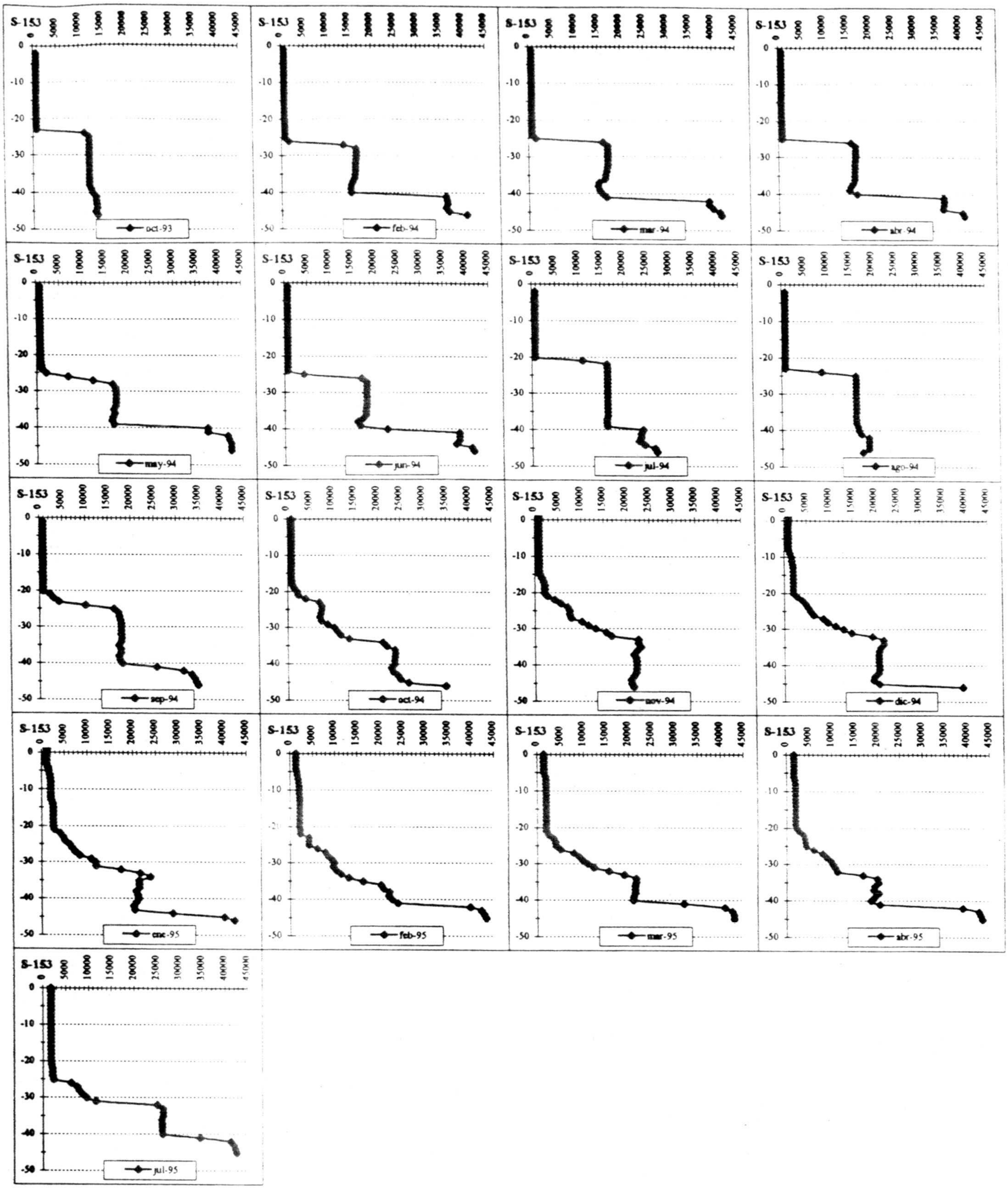


Figura 4-59. *Registros verticales de la conductividad eléctrica del agua subterránea en el piezómetro S-153 (acuífero profundo). En abscisas se muestra la conductividad en µS/cm a 25ºC y en ordenadas la cota en metros.*

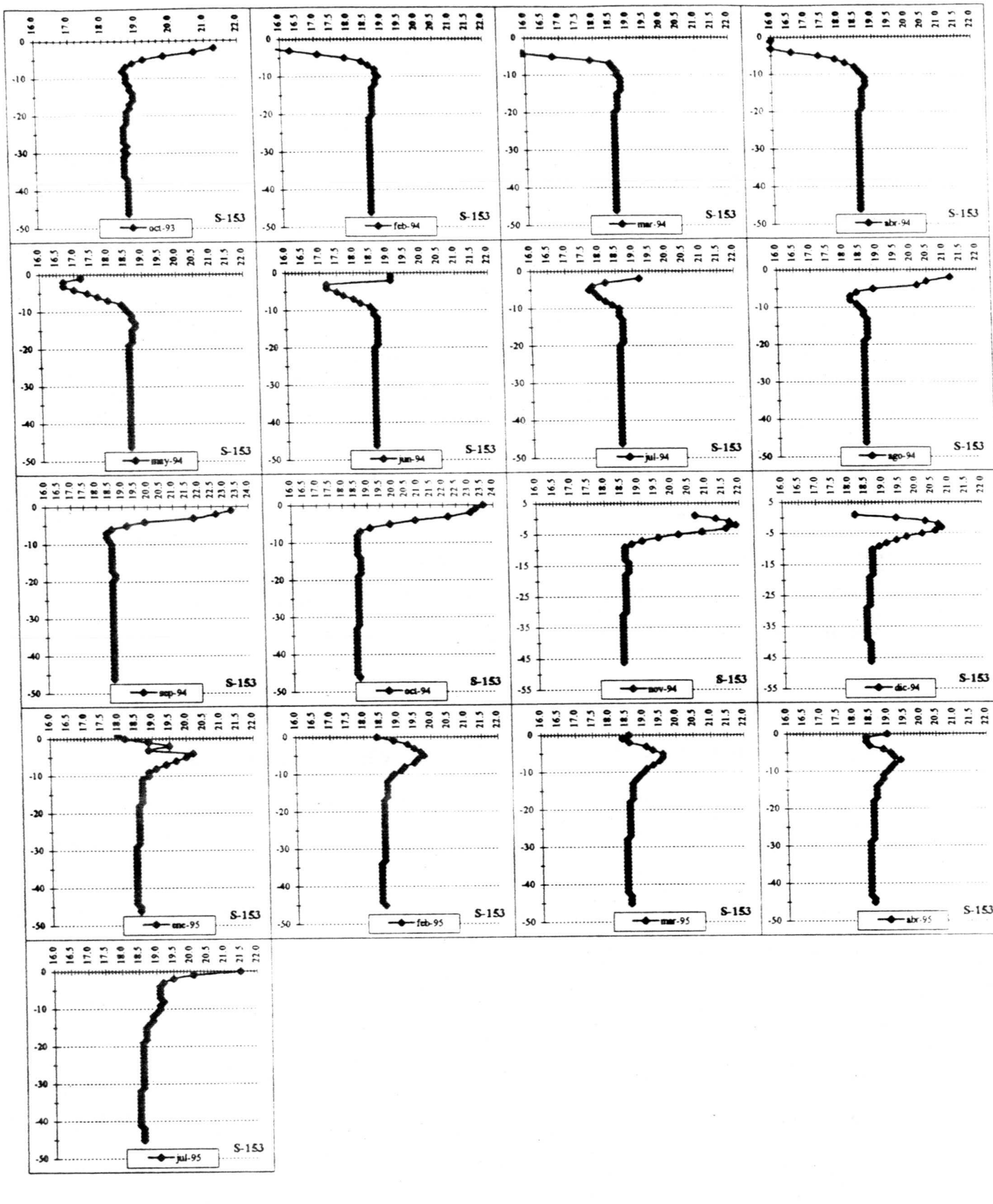


Figura 4-60. *Registros verticales de la temperatura del agua subterránea en el piezómetro S-153 (acuífero profundo). En abscisas se muestra la temperatura en ºC y en ordenadas la cota en metros.*

4.5.1.3. Variación de la conductividad y temperatura en los piezómetros ranurados en ambos niveles acuíferos

En este caso la interpretación de los registros es más complicada que en los piezómetros ranurados en un sólo nivel, entre otras razones porque, en función de las cargas hidráulicas de cada acuífero, se establecen flujos verticales ascendentes o descendentes que modifican tanto las salinidades como las temperaturas.

En la figura 4-61 se muestran los registros de conductividad efectuados en el piezómetro S-152. Parece lógico interpretar que los valores elevados de la conductividad a cotas altas (por encima de -20 m) deben corresponder a aguas procedentes del acuífero profundo. En todas las campañas del periodo de estudio (octubre de 1993 a julio de 1995) se han observado dichos valores y, por tanto, en este punto el nivel piezométrico del acuífero profundo se sitúa por encima del nivel piezométrico del acuífero superficial, de tal manera que se produce un flujo vertical ascendente que conduce las aguas más salinizadas y profundas a cotas superiores.

Para aclarar algo más los aspectos anteriores es interesante estudiar los registros de temperatura de punto S-152 (figura 4-62). El acuífero profundo ha tenido durante el periodo de estudio una temperatura constante y característica de 18.6 °C (piezómetros IGME-1, IGME-2 y S-153, muy próximos al S-152). En el periodo comprendido entre octubre de 1993 y abril de 1994. Las temperaturas de las aguas están influenciadas por la temperatura ambiente. En cambio, en el mismo periodo del año hidrológico siguiente (octubre de 1994 - abril de 1995), la temperatura de las aguas es de 18.6°C, sin variación en la vertical; este hecho podría deberse a que, en este último periodo, se acentúan las diferencias de niveles piezométricos entre los acuíferos superficial y profundo y, en consecuencia, el flujo vertical ascendente mayor. Entre los meses de mayo de 1994 y septiembre de 1995 hay mayores variaciones en la vertical, tanto de la conductividad como de la temperatura; en este periodo se reducen las diferencias entre los niveles piezométricos del acuífero superficial y profundo.

En el resto de los piezómetros ranurados en ambos acuíferos (S-9, S-23Bis, y P1-3; véase su situación en la figura 4-56) se detectan variaciones de la conductividad y de la

temperatura que conviene explicar por separado. Las gráficas de los registros efectuados en estos puntos se muestran en el Anexo 10.2.

En el punto S-9, durante casi todo el año hidrológico 1993/94 (salvo en mayo y junio de 1994) apenas existe variación vertical de la conductividad eléctrica mientras que la temperatura de las aguas se ve afectada por la temperatura ambiente. En este caso, probablemente, el acuífero superior (en este punto) tendría el nivel piezométrico por encima del acuífero profundo y de este modo existirían flujos verticales descendentes que llevarían aguas (menos salinizadas y de temperaturas variables en función de la meteorología) a cotas más profundas. A partir de octubre de 1994, y en los dos meses citados anteriormente, se detecta un aumento de la conductividad a la cota de -25 m que coincide con el inicio del tramo de filtro del acuífero inferior (de reducida potencia en este punto) y, en cuanto a la temperatura, apenas ha variado en la vertical. La explicación que se podría dar en este caso es la contraria: las aguas el acuífero profundo, de temperatura constante y salinidad alta, ascienden hasta cotas más superficiales.

Las conductividades registradas en el punto S-23Bis se han mantenido por debajo de 3000 μS/cm en la vertical y en todas las campañas; los registros de temperatura muestran la influencia de la meteorología.

Por último, en el punto P1-3 se observa la influencia de las aguas salinizadas del acuífero inferior, hecho que también se deduce de la poca variación de las temperaturas del agua, que debieran estar más afectadas por la temperatura ambiente.

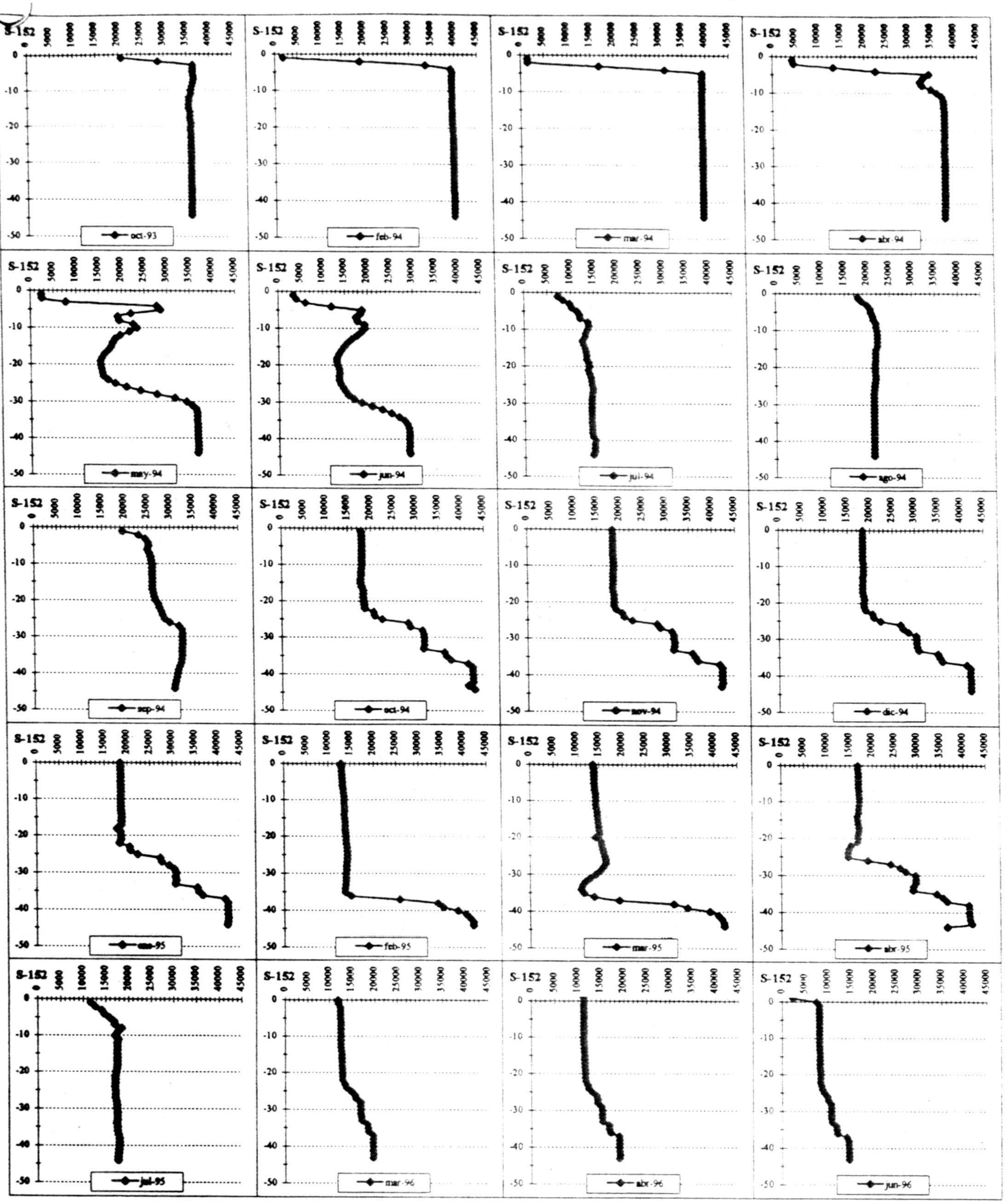


Figura 4-61. *Registros verticales de la conductividad eléctrica del agua subterránea en el piezómetro S-152 (ranurado en los acuíferos superior y profundo). En abscisas se muestra la conductividad en µS/cm a 25ºC y en ordenadas la cota en metros.*

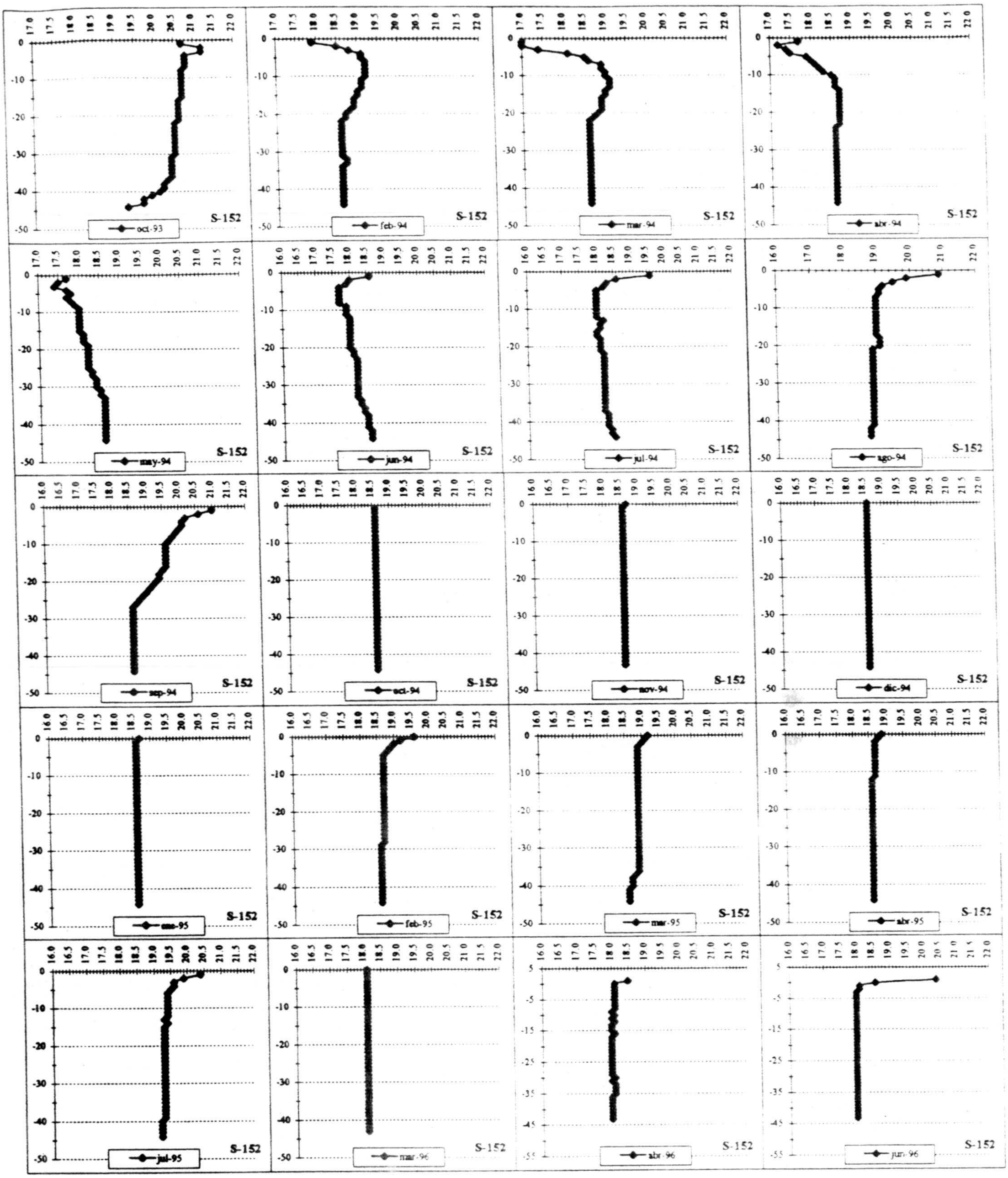


Figura 4-62. *Registros verticales de la temperatura del agua subterránea en el piezómetro S-152 (ranurado en los acuíferos superior y profundo). En abscisas se muestra la temperatura en ℃ y en ordenadas la cota en metros.*

4.5.2. Variación espacial de la conductividad eléctrica y la temperatura de las aguas

Para explicar gráficamente la variación espacial de la salinidad se han elaborado los mapas mensuales de isovalores de conductividad a cota -5 m para el acuífero superior (figura 4-63; se indican los puntos que han permitido elaborar los mapas). Dicha cota ha sido escogida porque, además de estar próxima al muro del nivel acuífero superior, es la más profunda a la acceden la mayor parte de las captaciones ranuradas sólo en este acuífero. En el caso del acuífero inferior no se han podido elaborar mapas similares debido a que son pocos los puntos ranurados sólo en él.

En la figura 4-63 se muestran los mapas correspondientes a los meses de febrero y julio de 1994, y enero y julio de 1995. El resto de los meses del periodo de control (octubre de 1993 a julio de 1995) se reproducen en el Anexo 10.3. En los meses de febrero y julio de 1994, la conductividad eléctrica de las aguas subterráneas a la cota -5 m no es elevada; los mayores valores se encuentran en la margen izquierda del delta en donde se llegan a registrar conductividades por encima de 4000 µS/cm en febrero en los piezómetros S-15 y S-16Bis (véase situación en la figura 4-55). En el mes de julio de 1994 las conductividades puntuales son menores que en febrero, pero los sectores con una conductividad por encima de 3000 µS/cm es mayor. Situaciones parecidas se observan el resto de los meses del periodo comprendido entre octubre de 1993 y diciembre de 1994. A partir de este último mes se pone de manifiesto una clara intrusión marina que afecta a la margen derecha del delta, donde en enero de 1995 se registran elevados valores de la conductividad, a cota -5 m, en la captación H6-18-1 y en el piezómetro S-8 (más de 7500 µS/cm). La situación en los meses de febrero, marzo y abril de 1995 es muy parecida a la de enero. En el último mes de control, julio de 1995, la mayor parte de las aguas subterráneas del sector deltaico del acuífero (nivel acuífero superior) tienen conductividades a cota -5 m por encima de 2000 µS/cm y los mayores valores se observan en la misma zona que en los meses anteriores.

En cuanto a la variación espacial de las temperaturas de las aguas, los puntos próximos al cauce del río presentan menores valores que los más alejados. Esta observación se mantiene tanto para los puntos ranurados en el acuífero superficial como en el profundo.

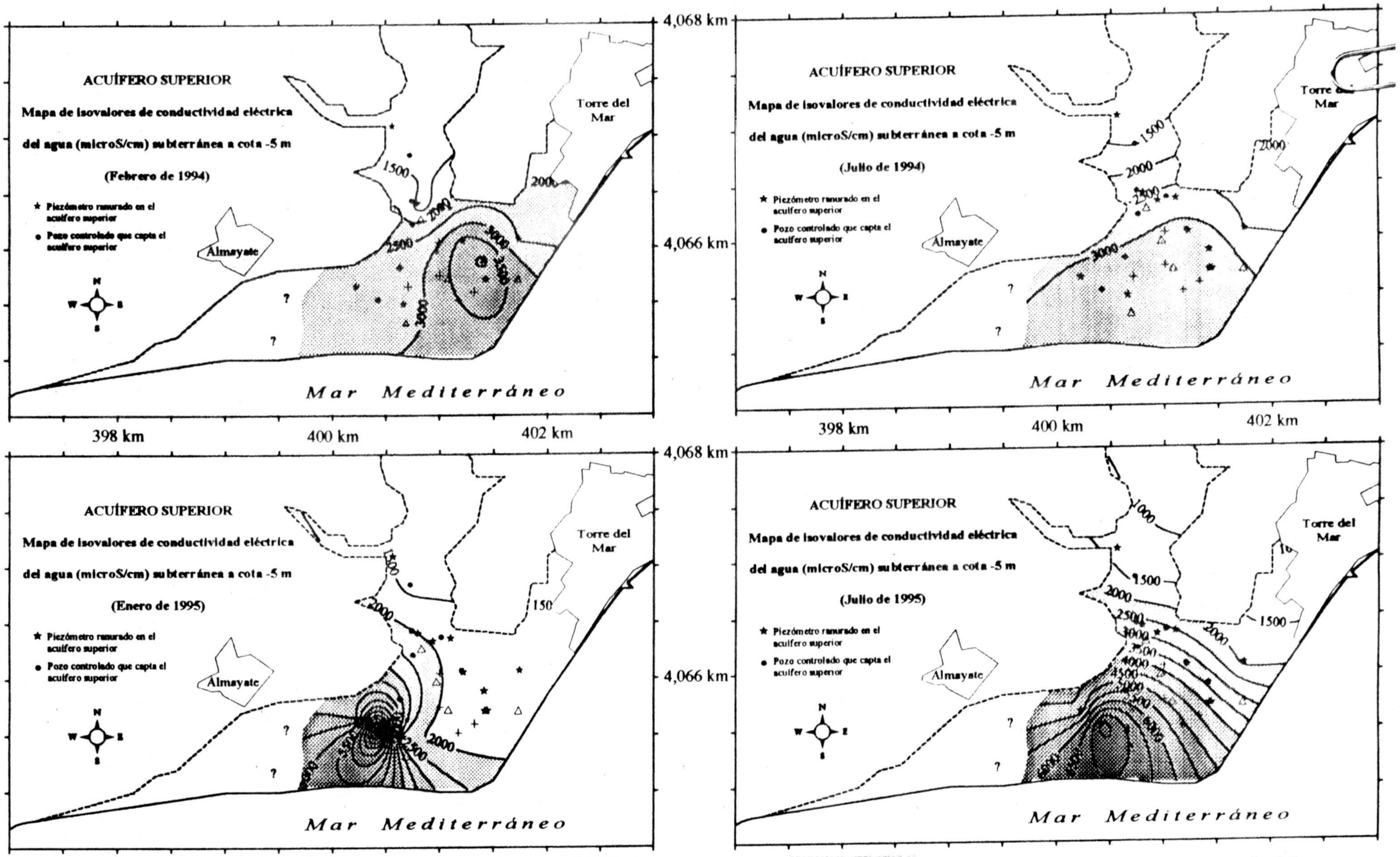


Figura 4-63. *Mapas de isovalores de la conductividad eléctrica de las aguas del nivel acuífero superficial a cota -5 m en los meses de febrero y julio de 1994, y enero y julio de 1995.*

4.5.3. Evolución temporal de la conductividad eléctrica

Para elaborar este apartado se ha recopilado información de los estudios previos realizados en el sector (CHSE, 1987 y 1997; Winchembach, 1993). En el trabajo de CHSE (1987) se realizaron testificaciones de conductividad en los piezómetros del delta, con periodicidad mensual desde julio de 1984 hasta marzo de 1986. El estudio de Winchenbach (1993) nos aporta datos de conductividad y temperatura del periodo comprendido entre noviembre de 1990 a octubre de 1991, no sólo de piezómetros sino también de algunas captaciones. Finalmente, a los registros efectuados en esta investigación (octubre de 1993 a julio de 1995) le suceden los del trabajo de CHSE (1997), en el que se tomaron datos de conductividad y temperatura solamente en marzo, abril y junio de 1996, y enero de 1997, en una red de piezómetros y captaciones. Como se puede observar, la serie de datos tiene importantes lagunas, pero al menos, permite ofrecer una idea de la evolución temporal de la intrusión marina en el sector. En todos los casos la conductividad eléctrica fue medida a la temperatura de referencia de 25°C.

Con la información de los trabajos mencionados se han elaborado los gráficos de evolución temporal de los niveles piezométricos y de la conductividad eléctrica en los piezómetros y captaciones ranurados en el acuífero superior, inferior o en ambos, de los que se dispone de suficiente registro. Las cotas escogidas para representar la conductividad eléctrica han sido las de -5, -20 y -35 m, aunque es obvio que no todos los piezómetros tienen la suficiente profundidad útil como para efectuar gráficos en las tres cotas citadas. Veamos a continuación la evolución temporal en los puntos ranurados en el acuífero superficial, profundo o en ambos.

4.5.3.1. Acuífero superficial

Para el acuífero superior la cota -5 m es la más representativa, por los motivos expuestos en el epígrafe anterior; a esta cota se ha dispuesto de información suficiente como para estudiar la evolución temporal en los piezómetros S-8, S-10Bis, S-15, S-16Bis, S-18Bis, S-21, P1-5, P1-6 y P1-2 y en las captaciones H6-16(P), H6-18-1 y H6-19-2. En la figura 4-64 se muestran las evoluciones temporales de los puntos S-8, S-16Bis y H6-16(P) y el resto se muestra en el Anexo 10.4. Como era de esperar, en la mayor parte de los puntos y periodo de

registro se observa que los ascensos del nivel piezométrico coinciden con una disminución de la conductividad eléctrica de las aguas y, al contrario, los ascensos de la conductividad eléctrica son coincidentes con niveles piezométricos más bajos. En estos puntos tal observación es corroborada por el estudio estadístico que pone de manifiesto que existe una aceptable dependencia variable aleatoria de tal manera que los coeficientes de correlación oscilan entre -0.3 y -0.8. Los valores más altos de tales coeficientes se obtienen, lógicamente, al estudiar periodos más cortos; por ejemplo: para las series del punto S-8 se obtiene un coeficiente de -0.4 para todas las parejas de datos disponibles entre julio de 1987 y abril de 1995, mientras que, para los periodos de estudio de CHSE (1987), Winchenbach (1993) y el de la presente investigación, los coeficientes de correlación obtenidos son de 0.7, 0.8 y 0.5, respectivamente.

A la cota -20 m el material que constituye los depósitos deltaicos corresponde a la capa impermeable (arcillas y limos) que separa los acuíferos superficial y profundo. Las profundidades de los piezómetros S-8, S-15, S-21 y P1-5 permiten obtener datos de conductividad eléctrica del agua a esta cota y no se aprecian diferencias apreciables respecto a la cota de -5 m, pese a que dichos piezómetros están, además, ranurados en la capa impermeable (gráficos en el Anexo 10.4).

El único piezómetro que alcanza la cota -35 m es el S-8. De este punto sólo se dispone de información para el periodo de trabajo de CHSE (1987), puesto que, con posterioridad, la profundidad útil se ha reducido. En dicho periodo se registraron notables variaciones de la conductividad eléctrica y, en algunos meses, elevados valores de ésta. La explicación más verosímil puede encontrarse en el hecho de que este piezómetro, a la cota -35 m, atraviesa los materiales los esquistos paleozoicos parcialmente alterados que constituyen el sustrato del acuífero y, al estar ranurado en todo el espesor, las elevadas salinidades corresponderían realmente al agua que satura los citados materiales.

Por último, cabe señalar que los registros de conductividad efectuados durante el periodo de toma de datos de campo de la presente investigación (octubre de 1993 a julio de 1995) ponen de manifiesto un incremento de la salinidad de las aguas respecto a los años anteriores y, en especial, en comparación con las medidas realizadas en el trabajo de CHSE (1987). Tal incremento de la salinidad es debido, sobre todo, al avance de la intrusión marina.

No obstante, también hay que tener en cuenta que en el sector deltaico en los últimos años han aumentado los contenidos de nitratos en las aguas subterráneas.

4.5.3.2. Acuífero profundo

En este caso se han estudiado las evoluciones temporales del nivel piezométrico y de la conductividad eléctrica (a cota -5, -20 y -35 m) en los puntos S-6, S-7 (sólo a cota -5 m), S-16, S-153, IGME-1, IGME-2 e IGME-3. En el acuífero profundo no es tan clara como en el superficial la relación inversa entre nivel piezométrico y conductividad de las aguas; de hecho, en el piezómetro S-153, la relación parece ser incluso directa.

En efecto, la figura 4-65 muestra la evolución temporal del nivel piezométrico y la conductividad del agua a las cotas -5, -20 y -35 m, en el piezómetro S-153. En el periodo de trabajo del estudio de CHSE (1987) la relación entre nivel y conductividad es directa; sin embargo, en los periodos de trabajo de Winchembach (1993) y en la presente investigación los ascensos o descensos del nivel piezométrico son coincidentes con variaciones de la conductividad en el mismo sentido.

Respecto a los años 1995/96 y 1996/97, sólo se dispone de información de conductividad del acuífero profundo en los piezómetros IGME-1, IGME-2 e IGME-3, en los que se aprecia un descenso considerable de ésta coincidente con el notable incremento de los niveles piezométricos.

4.5.3.3. Piezómetros ranurados en ambos niveles acuíferos

En general, en estos piezómetros se aprecia una relación inversa entre conductividad y nivel piezométrico. No obstante, en casos como el del piezómetro S-152 (figura 4-66) y, sobre todo, en el S-9 con datos de conductividad de la cota de -35 m (Anexo 10.4), la relación es directa en algunos periodos.

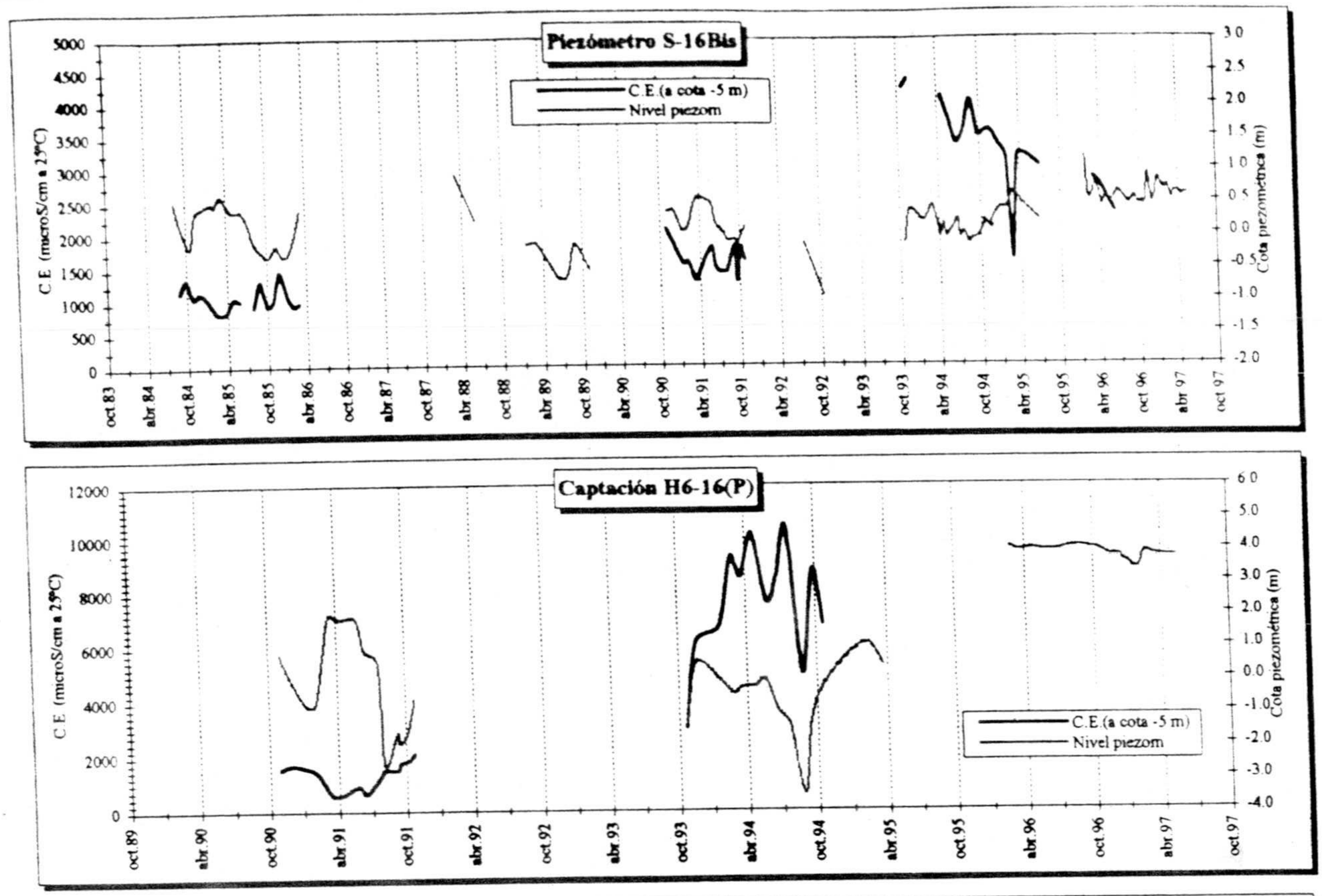


Figura 4-64. *Evolución temporal del nivel piezométrico y de la conductividad eléctrica del agua subterránea, de los puntos S-16Bis y H6-16(P) a cota -5 m B.N.M y del punto S-8 a las cotas de -5 y -35 m B.N.M.*

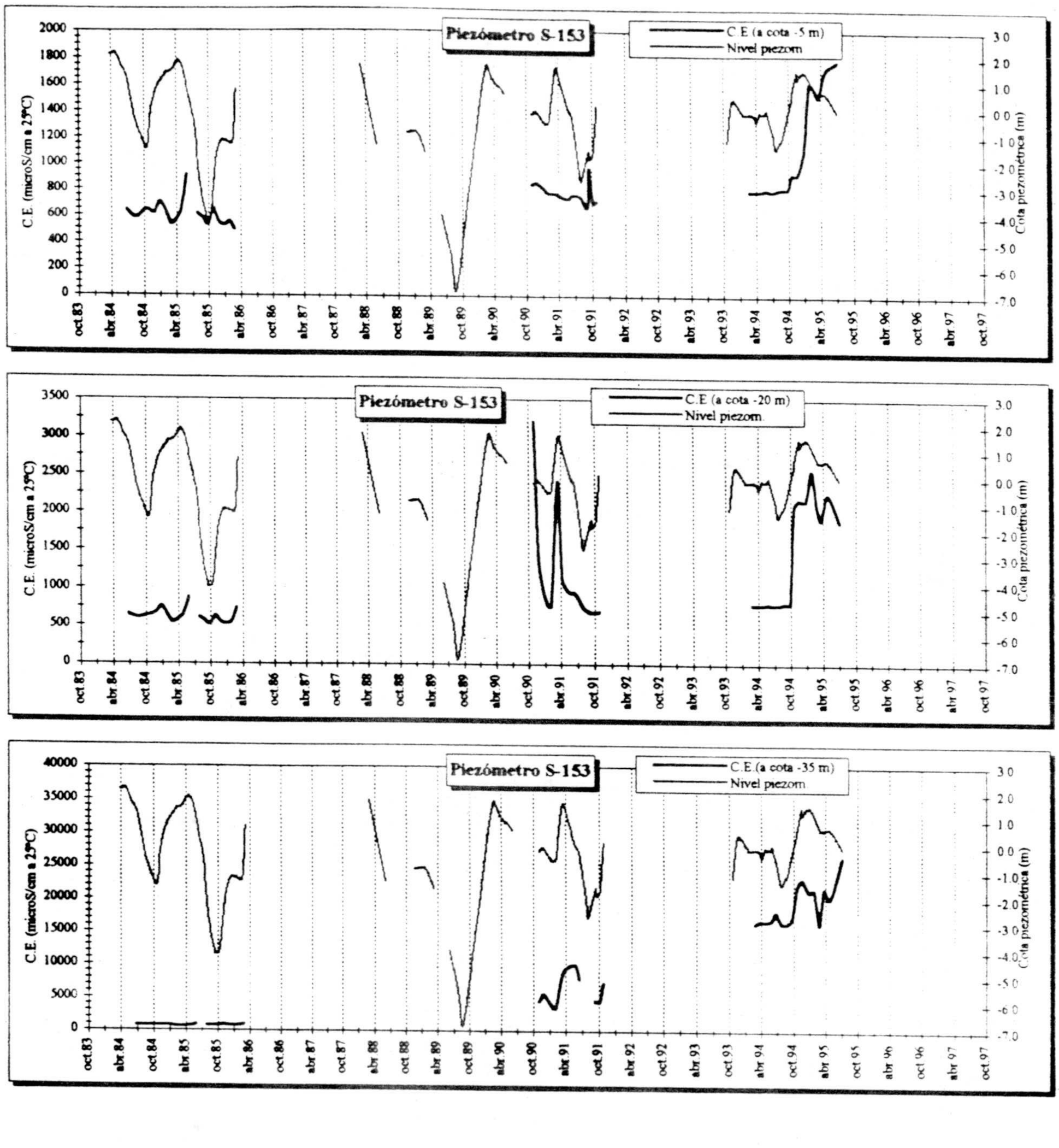
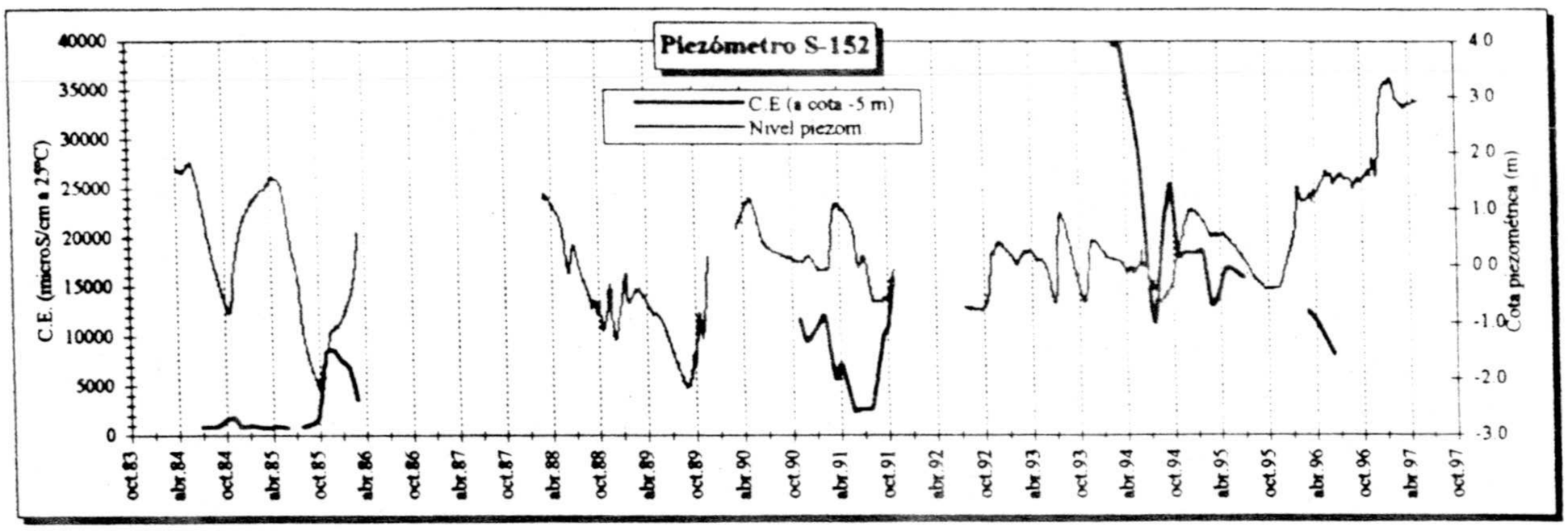
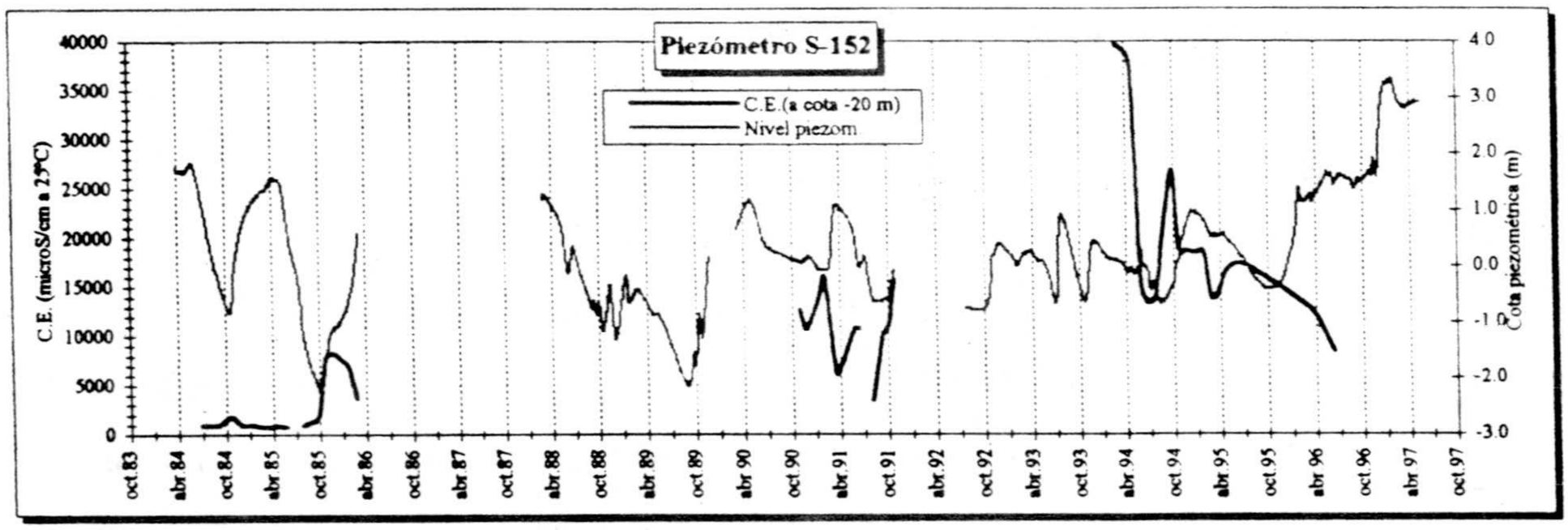


Figura 4-65. *Evolución temporal del nivel piezométrico y de la conductividad eléctrica del agua subterránea del punto S-153 a las cotas de -5, -20 y -35 m B.N.M.*





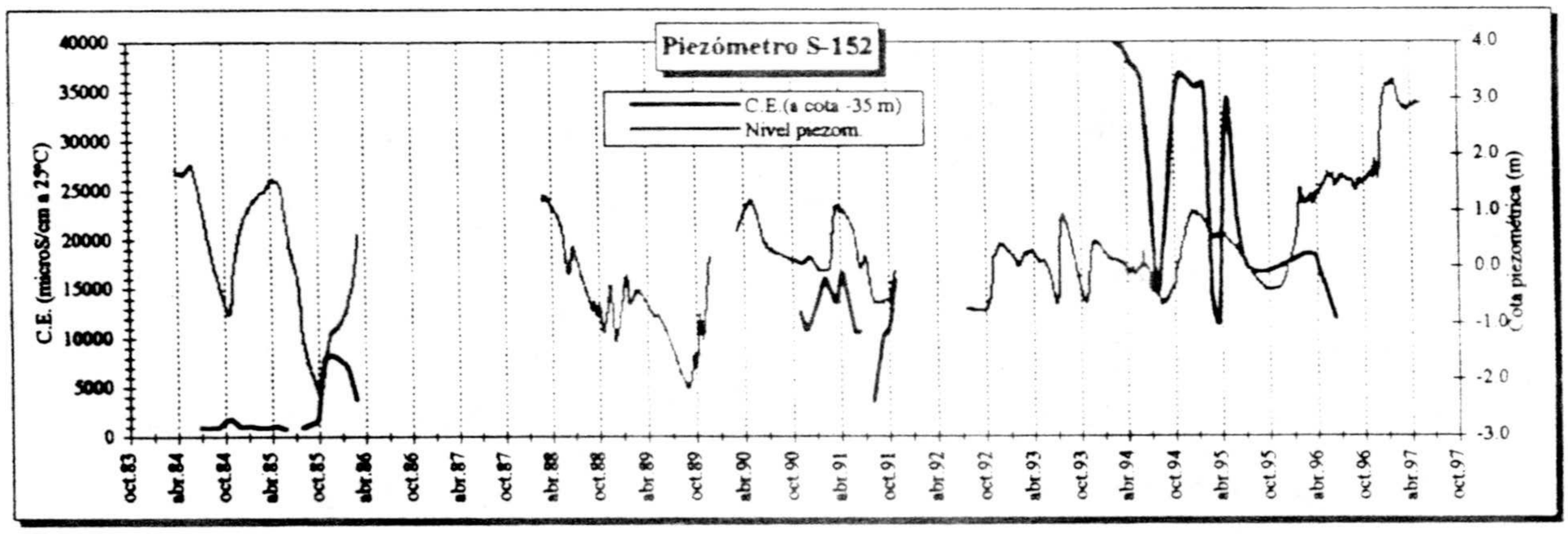


Figura 4-66. *Evolución temporal del nivel piezométrico y de la conductividad eléctrica del agua subterránea del punto S-152 a las cotas de -5, -20 y -35 m B.N.M.*

4.5.4. Lucha contra la intrusión marina

Los métodos tradicionales de prevención y control de la intrusión marina consisten en: a) la disminución de la explotación por bombeo del acuífero y/o la reubicación de captaciones, b) recarga artificial, c) construcción de barreras fisicas, d) creación de barreras hidráulicas de inyección y e) establecimiento de depresión por bombeo.

El primero de los métodos es con toda seguridad el más barato y adecuado para el acuífero de Vélez, habida cuenta que se dispone del embalse de la Viñuela para suministrar agua que siempre será de mejor calidad que la que se pueda extraer del sector costero del acuífero. Si no se procede a la paralización de los bombeos en el último tramo del sector aluvial y en todo el delta, al menos habría que seguir las siguientes recomendaciones en dichas zonas:

- Las captaciones han de ser poco profundas; no se debe extraer agua del acuífero profundo en años hidrológicos normales, secos o muy secos.
- No se deben permitir explotaciones intensas y prolongadas.
- Se ha de evitar la concentración de captaciones, especialmente en sectores próximos al cauce del río Vélez. No se deben aceptar situaciones como las de la antigua batería de sondeos para el abastecimiento a la costa occidental del término municipal de Vélez Málaga (captaciones H6-14, H6-N14-1, H6-N14-2 y H6-N14-3). La ubicación de dicha batería (en la ribera del río) y sus características (sondeos profundos y bombeos intensos y prolongados), provocó una importante intrusión marina en el acuífero.

La recarga artificial del acuífero, sobre todo en el sector costero y para el nivel superficial, unida al método anterior puede proporcionar buenos resultados. En este sentido, una de las soluciones más factibles se encuentra en el uso de las aguas residuales urbanas, que hasta la fecha son vertidas parcialmente al mar. Estas aguas, debidamente depuradas, se pueden utilizar para el riego del citado sector, evitando de ese modo la extracción por bombeo. Además de esta solución se pueden plantear otras situaciones como la recarga con aguas del embalse de la Viñuela e incluso de los embalses que abastecen a la capital malagueña.

Hay que señalar que la Confederación Hidrográfica del Sur ha realizado algunas experiencias de recarga del acuífero con el objetivo principal de controlar la intrusión. En algunos casos se han construido pequeñas presas (de gravas y arenas) a lo largo del cauce del río para disminuir la velocidad del agua del mismo y facilitar la infiltración. En otras ocasiones se ha efectuado una presa (berma de gravas y arenas con un plástico impermeabilizante en el núcleo) en el cauce del río, en las inmediaciones de las captaciones de abastecimiento a la costa occidental. Dicha presa ha permitido embalsar agua durante un periodo de tiempo (varias semanas e incluso dos meses) hasta que se producía la rotura; el control de la conductividad del agua subterránea en una red de piezómetros puso de manifiesto la mejora de la calidad química de ésta.

La posibilidad de lucha contra la intrusión marina mediante la utilización de barreras artificiales ha sido objeto de un estudio en el sector por parte del Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE, 1988b). La barrera física planteada en este trabajo consiste en la ejecución de una pantalla semi-impermeable, perpendicular al cauce y situada unos 100 m aguas arriba del perfil 1 de piezómetros, que se realizaría mediante inyecciones de lechadas de cemento-bentonita e inyecciones de soluciones químicas más penetrantes. En este proyecto se efectuó, además, un ensayo de inyección en las inmediaciones del piezómetro IGME-1; el resultado obtenido fue una reducción de la permeabilidad media de tan sólo el 37% respecto a valor inicial. Probablemente debido a los elevados costes y, sobre todo, a la poca garantía de éxito, nunca se llegó a ejecutar la obra.

CAPÍTULO 5.

SIMULACIÓN NUMÉRICA DE LA INFLUENCIA DEL SISTEMA DEL EMBALSE DE LA VIÑUELA EN EL RÉGIMEN HIDROLÓGICO DEL ACUÍFERO DE VÉLEZ

CAPÍTULO 5. SIMULACIÓN NUMÉRICA DE LA INFLUENCIA DEL SISTEMA DEL EMBALSE DE LA VIÑUELA EN RÉGIMEN HIDROLÓGICO DEL ACUÍFERO DE VÉLEZ

5.1. INTRODUCCIÓN

El sistema del embalse de la Viñuela comprende la construcción de la presa de la Viñuela (173 hm^3 de capacidad) en el río Guaro, denominado aguas abajo río Vélez, así como la realización de los trasvases de sus afluentes a la cota 235 m (el río de la Cueva, llamado aguas abajo Benamargosa, y los ríos Salia, Bermuza, Almanchares y Rubite). La superficie de cuenca regulada es de unos 440 km^2 de un total de 610 km^2 de la cuenca hidrográfica. En la figura 5-1 se presenta un mapa esquemático de la localización de los distintos ríos y los trasvases hacia el embalse.

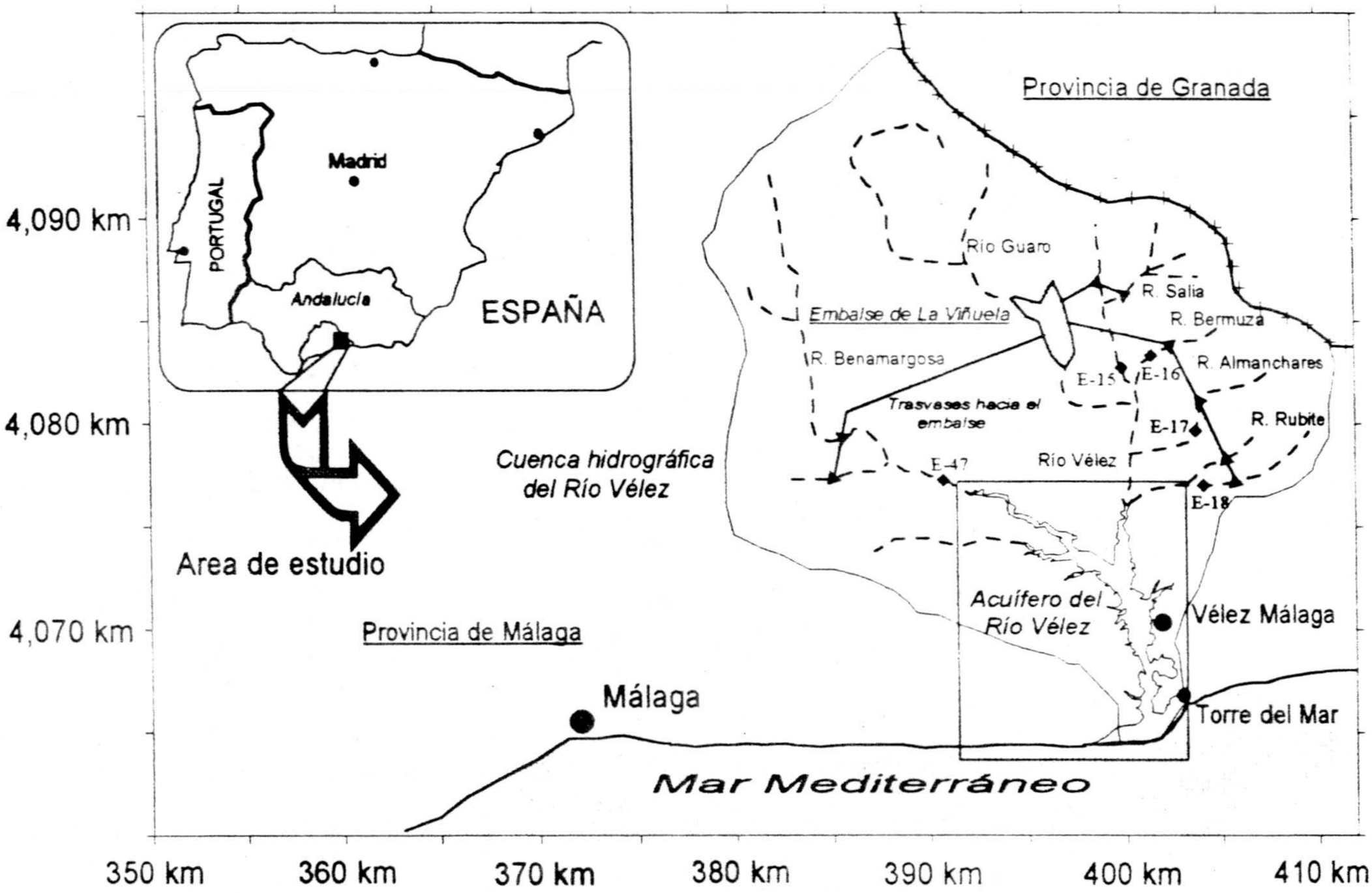


Figura 5-1. *Esquema de los trasvases del sistema del embalse de la Viñuela y situación de las estaciones de aforo.*

La construcción del sistema se encuadra en el ya legendario *Plan de Riegos del Guaro y Abastecimiento a la Costa de Sol Oriental*, de gran importancia para el desarrollo de la comarca. A partir de las aguas embalsadas en la presa de la Viñuela, se pretende suministrar agua para los regadíos actuales y futuros situados bajo la cota 140 m, así como para el consumo de la población de la zona costera. En 1995, se ha realizado la conexión reversible para el suministro de agua a la ciudad de Málaga. En la actualidad, aunque de forma provisional, es posible conducir agua hasta los principales puntos de riego del sector; sin embargo, no está aún creada la infraestructura necesaria para poder prescindir de todos los aprovechamientos de agua subterránea, aunque si de los más importantes (comunidades de regantes y abastecimientos).

Desde la puesta en servicio en 1989 del embalse de la Viñuela, y posteriormente con las obras complementarias que finalizaron en 1994, el acuífero costero situado aguas abajo ha visto reducidos paulatinamente sus recursos hídricos. Este hecho, unido al incremento de las extracciones por bombeo y, sobre todo, a la escasez de las aportaciones pluviométricas en los primeros años de la década de los noventa, provocó en el verano de 1995 un descenso considerable del agua embalsada subterráneamente en el acuífero aluvial, con importantes pérdidas en los cultivos, principalmente en el sector de Benamargosa. En contrapunto a este hecho, el año 1996 ha sido uno de los más lluviosos de los que se tiene registro.

Con el fin de conocer el comportamiento del acuífero aluvial del Río Vélez, se han aplicado con anterioridad en el sector varios modelos de flujo subterráneo en diferencias finitas (ITGE, 1988; Calvache, 1991), todos ellos basados y calibrados con los datos del estudio de la Confederación Hidrográfica del Sur de España (CHSE, 1987), en el que también se presenta un modelo de flujo subterráneo. No obstante, y con objeto de mejorar el conocimiento que actualmente se tiene sobre el régimen del acuífero, en este capítulo se presentan los resultados de la simulación realizada en régimen permanente del flujo subterráneo a partir de un modelo numérico por elementos finitos, el cual considera, entre otras características, la relación entre aguas subterráneas y superficiales, diferentes hipótesis de mezcla de agua dulce y agua salada, así como el tratamiento especial de los límites abiertos del acuífero en contacto con el mar (Padilla *et al.*, 1990 y 1997c; Padilla y Cruz San Julián, 1997). En las aplicaciones realizadas se consideran los caudales medios de recarga y de usos del agua en la cuenca hidrográfica y en el acuífero aluvial. En este sentido, se han utilizado volúmenes medios anuales de recarga,

explotación, retorno de riegos y lluvia útil, y se han realizado distintos supuestos de explotación y gestión del agua del embalse de la Viñuela en función de la futura política en materia hidrológica de la región.

5.2. ANTECEDENTES

A continuación se presenta una sucinta descripción de los objetivos de los modelos numéricos citados.

5.2.1. Modelo de CHSE (1987)

En el marco del Estudio Hidrológico del río Vélez, que realizaron entre los años 1984 y 1986, la Compañía General de Sondeos, S.A. y EPTISA para la Comisaría de Aguas del Sur de España, se confeccionó un modelo matemático de simulación con el objeto de predecir el comportamiento del sistema investigado y confirmar las hipótesis de funcionamiento planteadas a lo largo del estudio. Por otro lado, la entrada en servicio de la presa de la Viñuela hizo necesario disponer de esta herramienta para evaluar los efectos sobre el acuífero y poder tomar las oportunas medidas correctoras. El programa que se usó, y al cual se le introdujeron profundas modificaciones, pertenece al Servicio Geológico de los Estados Unidos (Trescott *et al.*, 1976). Las simulaciones realizadas se centraron fundamentalmente en el estudio de la influencia que tendrían, sobre los niveles piezométricos y el caudal del río, los desembalses de distinta magnitud de la presa de la Viñuela durante los meses de estío.

5.2.2. Modelo de ITGE (1988b)

En el estudio hidrogeológico realizado entre 1987 y 1988 por la Compañía General de Sondeos, S.A. para el Instituto Tecnológico GeoMinero de España, denominado "Proyecto para estudios especiales de desarrollo tecnológico en la lucha contra la contaminación de acuíferos", se reutilizó el modelo de CHSE (1987), asumiendo además buena parte de los datos utilizados con anterioridad, aunque con un objetivo bien distinto. En concreto, en esta nueva aplicación del modelo de Trescott *et al.* (op. cit.) se trataba de investigar los efectos en el caudal del río, los niveles piezométricos y el control de la intrusión, derivados de la construcción de una barrera física, cuestiones que no se plantearon en las anteriores simulaciones. Dicho objetivo pretendía responder

a la idea propuesta por el ITGE, referente a la construcción de una barrera impermeable contra la intrusión salina a base de inyecciones de hormigón a la altura del perfil 1 de piezómetros.

5.2.3. Modelo de Calvache (1991)

En la tesis doctoral de Calvache (1991) se incluyó una simulación matemática de la interfase agua dulce-agua salada en los tres principales acuíferos de la Costa del Sol: los acuíferos de Gualchos, río Verde y río Vélez. El objetivo primordial de este estudio es la aplicación de la modelización como herramienta dedicada al conocimiento detallado de la intrusión salina en dichos acuíferos. Utilizando como fuente principal de datos los de CHSE (1987), y para el mismo periodo de estudio que en los casos anteriores (año hidrológico 1984/1985), se hace, en primer lugar, una aplicación del modelo de flujo MODFLOW, en régimen permanente y en transitorio, con el objeto de conocer los parámetros hidráulicos y demás variables que intervienen en la modelización. En un segundo grado de dificultad se aplica el modelo BADON2, en régimen transitorio, para simular el contacto neto agua dulce-agua salada, esto es, se consideran dos fluidos inmiscibles. Finalmente, se hace una simulación en régimen transitorio utilizando el modelo de transporte de masa MOCDENSE con el objetivo de concretar el estado de la intrusión salina en términos de contaminación y contenidos salinos de las aguas subterráneas.

5.3. DESCRIPCIÓN DEL MODELO NUMÉRICO UTILIZADO EN ESTA INVESTIGACIÓN

El modelo que se va a utilizar es el HYGEOMAR. Se trata de un modelo numérico de flujo en dos dimensiones que pertenece al programa general de simulación por elementos finitos MELEF-2D (Padilla *et al.*, 1990; Padilla *et al.*, 1997c). Dicho modelo ha sido aplicado por el Instituto del Agua en la simulación del acuífero aluvial costero del río Verde (Almuñécar, Granada), con objeto de establecer el impacto del proyectado embalse de Otívar en el régimen hidrológico del acuífero (Benavente *et al.*, 1995 y Padilla *et al.*, 1997a y b).

En un acuífero costero libre, de gran extensión horizontal en relación con su espesor, se puede admitir que las variaciones en la vertical de la carga hidráulica son muy pequeñas. Esta hipótesis conduce a la ecuación bidimensional del flujo subterráneo horizontal. Considerando, además, el agua salada en equilibrio con el nivel del mar y la presencia de una interfase neta entre el

agua dulce menos densa y el agua salada infrayacente, las ecuaciones que rigen el flujo de agua dulce en un acuífero costero se pueden escribir como siguen (Shamir y Dagan, 1971):

$$(n_f + n_s G)\frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}\left(K_{xx}(h-s)\frac{\partial h}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial x}\left(K_{xy}(h-s)\frac{\partial h}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(K_{yx}(h-s)\frac{\partial h}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(K_{yy}(h-s)\frac{\partial h}{\partial y}\right) + Q \qquad \text{para} \quad (s = -Gh) > p \quad [1]$$

$$n_f \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}\left(K_{xx}(h-p)\frac{\partial h}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial x}\left(K_{xy}(h-p)\frac{\partial h}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(K_{yx}(h-p)\frac{\partial h}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(K_{yy}(h-p)\frac{\partial h}{\partial y}\right) + Q \qquad \text{para} \quad (s = -Gh) < p \quad [2]$$

donde, si tomamos como referencia el nivel del mar (figura 5-2), h es la carga hidráulica del agua dulce (positiva por encima del nivel del mar); s es la posición de la interfase; p es la cota o altitud del sustrato impermeable del acuífero (negativa por debajo y positiva por encima del nivel del mar); n_f y n_s son, respectivamente, las porosidades eficaces correspondientes al movimiento de la superficie freática y de la interfase; Q son las inyecciones (positivas) o extracciones (negativas) de agua dulce en la superficie del acuífero, consideradas como flujo volumétrico de agua dulce por unidad de superficie; y, finalmente, K_{ij} es el tensor de la conductividad hidráulica o permebilidad en la zona del agua dulce.

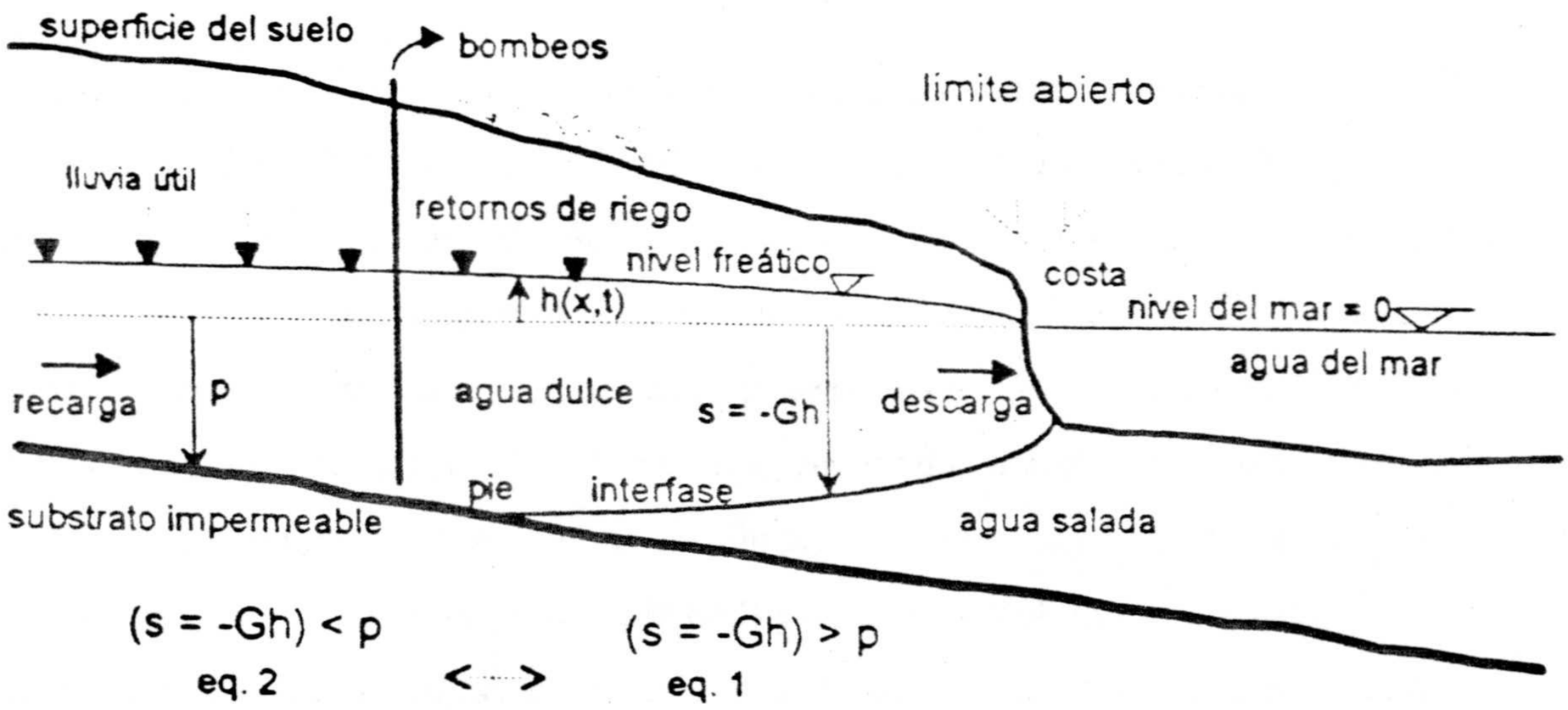


Figura 5-2. *Sección esquemática vertical de un acuífero costero libre.*

Para acuíferos costeros libres, el principio de Ghyben-Herzberg determina de forma aproximada la situación de la interfase en equilibrio con el nivel del mar, mediante la siguiente relación:

$$s = - \frac{\rho_f}{\rho_s - \rho_f} h \qquad \text{si} \qquad (s = -Gh) > p$$

$$s = p \qquad \text{si} \qquad (s = -Gh) \leq p$$

donde,

$$G = - \frac{\rho_f}{\rho_s - \rho_f}$$

expresión en la que ρ_f y ρ_s son, respectivamente, las densidades del agua dulce y salada (unos 1.037 gr/cm^3 en el sector de Caleta de Vélez, - com. Pers. Fuentes del Instituto Español de Oceanografía) .

En definitiva, el modelo numérico queda representado por la ecuación [1], cuando la intrusión marina interacciona verticalmente con el agua dulce, y por la ecuación [2] en los otros casos, es decir, cuando sólo existe agua dulce en la vertical.

La resolución del modelo está basada en una aproximación euleriana, del tipo Crank-Nicholson-Galerkin, para calcular en dos dimensiones la ecuación del flujo subterráneo descrita. Las variables espaciales del sistema se aproximan utilizando, a diferencia de otros modelos, elementos triangulares T3 integrables analíticamente, y el algoritmo iterativo GMRES para resolver el sistema de ecuaciones. Dicho sistema de ecuaciones es altamente no lineal (Shamir y Dagan, op. cit.), principalmente porque la transmisividad depende de la carga hidráulica y de la posición de la interfase salada. Este fenómeno se ve agudizado en la proximidad con el mar ya que, aún siguiendo la hipótesis de Dupuit-Ghyben-Herzberg (Glover, 1964), los espesores de agua dulce sobre el agua salada dependen de los caudales de descarga del acuífero. Para ello sólo es necesario resolver la ecuación del flujo de agua subterránea, para lo cual se utiliza la técnica de las fronteras o límites

abiertos, común a todos los modelos de simulación numérica pertenecientes al programa MELEF-2D (Padilla y Cruz San Julián, 1997, y Padilla *et al.*, 1997c). En consecuencia, únicamente la modelización del comportamiento del agua dulce permite evaluar la posición de la interfase salada, no solamente en todo el acuífero costero, sino también, y en particular, en el límite de éste con el mar. Para los casos de intrusión marina manifiesta, debido a la sobreexplotación por bombeo o déficit excesivo de agua, se considera la hipótesis de que el agua salada ocupa el volumen desalojado por el agua dulce.

Para la aplicación al acuífero de Vélez, ha habido que introducir importantes modificaciones en el modelo, como ha sido la evaluación de la descarga de agua dulce al mar a partir del cálculo preciso del espesor de agua dulce y del gradiente hidráulico a lo largo del borde costero; de esta manera se comparan los balances de agua introducidos con los que calcula el propio modelo, lo que proporciona una verificación de la precisión de este último.

Además de la mejora anterior, se consideran las relaciones entre las aguas subterráneas y las superficiales. En concreto, cuando el nivel piezométrico se sitúa por encima de la topografía, se incrementa artificialmente la permeabilidad en función del espesor de la lámina de agua superficial existente. Este hecho produce descensos del nivel piezométrico en las zonas donde existe un flujo más rápido debido a la presencia de agua superficial, es decir, normalmente en el río. Esta permeabilidad hidráulica local tiene la siguiente expresión numérica en el modelo:

$$K^* = K\left(\frac{F_K \,.\, T_s + T_G}{T_S + T_G}\right)$$

donde, K* y K son la permeabilidad artificial y real, respectivamente; T_S y T_G son el espesor de agua superficial y espesor saturado (agua subterránea), y F_k es la constante que se ha usado para el incremento artificial de la permeabilidad y al cual se le ha dado habitualmente el valor de 2000 en las simulaciones. Este procedimiento ha dado buenos resultados en las aplicaciones realizadas, sobre todo cuando el balance hídrico del sistema es positivo (exceso de agua).

El modelo está actualmente en fase de investigación. Entre las mejoras que se deben introducir al modelo figuran el ajuste de los niveles piezométricos en función de la pendiente del borde costero, la posibilidad de contemplar la hipótesis de mezcla agua dulce-agua salada y

el desarrollo más preciso de la simulación de agua superficial. Por otra parte, el modelo está preparado por el momento para trabajar únicamente en régimen estacionario, si bien está actualmente en desarrollo la versión a aplicar en régimen transitorio. Hay que destacar la principal originalidad del modelo respecto a otros modelos de uso frecuente: en este caso no se imponen niveles ni caudales en ninguna de las fronteras. En los modelos donde se imponen los niveles a cota 0 en el borde costero, no se puede calcular la descarga subterránea al mar puesto que no existe sección para la salida del agua, caudales que si pueden ser calculados con este modelo (figura 5-2).

5.4. DATOS DE PARTIDA

5.4.1. Características del acuífero

El acuífero del Vélez está constituido por materiales detríticos aluviales y costeros de edad cuaternaria, en general bastante permeables. El sustrato y los bordes del acuífero lo constituyen materiales metapelíticos (principalmente esquistos de edad paleozoica), así como limos y arcillas limosas del Plioceno, todos ellos de muy baja permeabilidad. En el sector deltaico, la presencia de un nivel de naturaleza arcillosa de unos 5 m de potencia, condiciona la existencia de dos acuíferos superpuestos, uno superficial libre (de unos 15 m de potencia) y el otro profundo y semiconfinado, cuya potencia varía en función de la geometría del sustrato metapelítico. Las captaciones profundas situadas en este sector están ranuradas en toda la columna del material cuaternario perforado, de tal manera que en los ensayos de bombeo se capta agua de ambos niveles; por ello no se dispone por el momento de datos suficientes como para modelizar esta superposición y en consecuencia, se ha considerado un único acuífero.

Con el fin de realizar la simulación numérica, el acuífero ha sido discretizado con una malla regular de triángulos; no obstante, en el sector sur, en las inmediaciones de la línea de costa, se diseñó más densa, con el fin de conseguir una mayor precisión en el resultado de la simulación de la posición de la interfase en la zona de descarga del agua dulce al mar; igualmente, en el estrechamiento que sufre el acuífero en el sector central, se ha refinado la malla con objeto de mejorar la simulación. En la figura 5-3 aparece el mallado utilizado compuesto por 1551 nudos que definen 2583 elementos triangulares que cubren el acuífero.

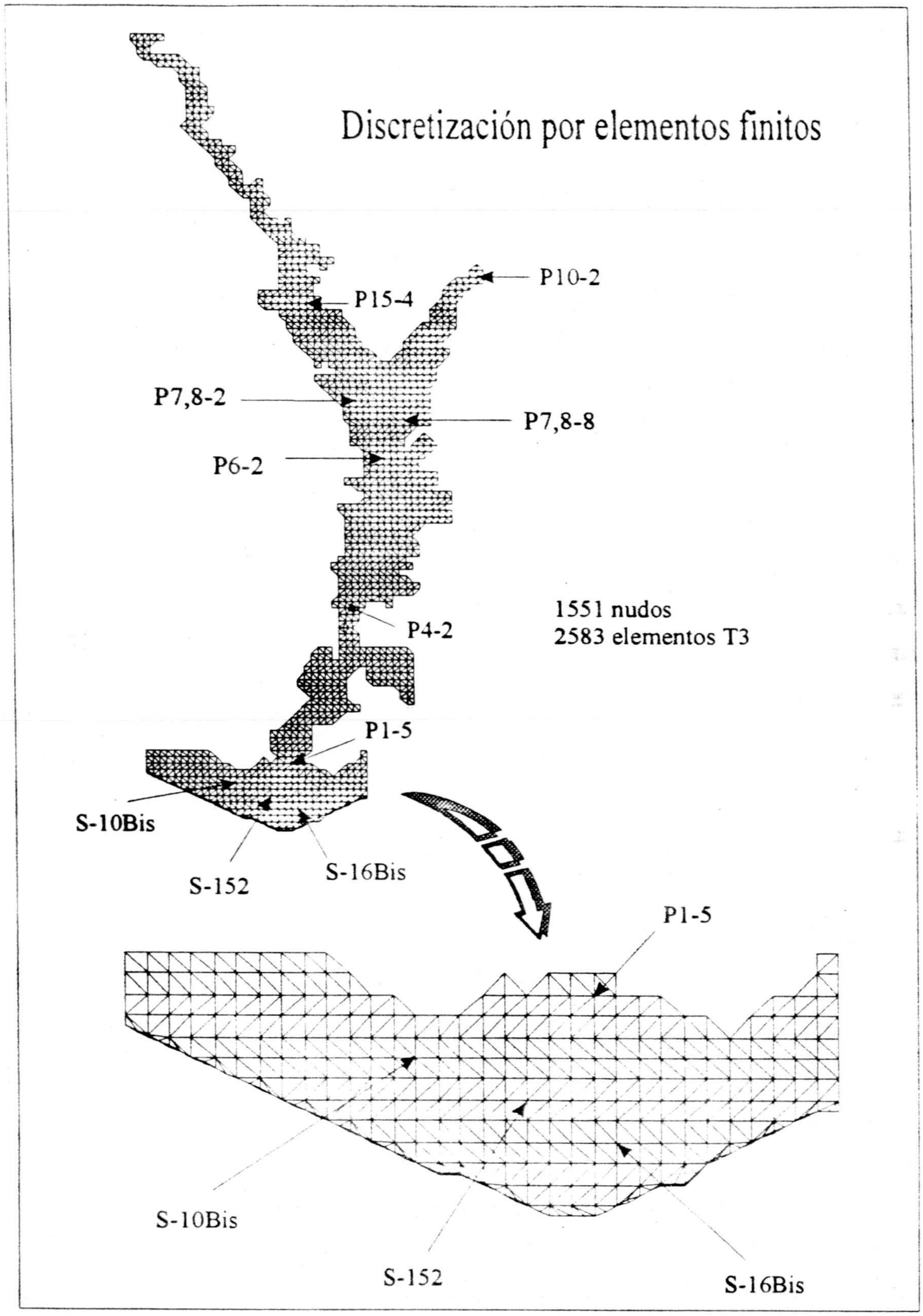


Figura 5-3. *Discretización del acuífero del río Vélez y situación de los piezómetros utilizados para la verificación de los resultados de las aplicaciones realizadas .*

La topografía utilizada en el modelo se ha obtenido a partir de los mapas a escala 1:10.000 realizados por el Centro de Estudios Territoriales de la Junta de Andalucía y utilizando las cotas topográficas precisas de los puntos de agua nivelados (figura 5-4). Al tratarse de una llanura aluvial, donde las cotas varían desde unos 110 m del alto Benamargosa y 60 m del alto río Vélez hasta el nivel del mar, es de suma importancia el conocimiento lo más preciso posible de la topografía a la hora de comparar los niveles piezométricos proporcionados por las simulaciones con los niveles reales observados. Además de este hecho, la topografía detallada, especialmente en el cauce del río, es imprescindible para determinar los tramos influentes o efluentes del río o las zonas inundadas que pudieran resultar de determinadas condiciones de simulación. Para todo ello, se ha dispuesto de la nivelación en más de 500 puntos, incluyendo el propio cauce del río, expresamente realizada para el estudio hidrológico de CHSE (1987).

La información relativa a la profundidad del sustrato (figura 5-5) y su naturaleza se ha obtenido a partir de los 103 sondeos piezométricos realizados en distintas fechas por el Servicio Geológico de Obras Públicas, la Confederación Hidrográfica del Sur de España (CHSE) y el Instituto Tecnológico y Geominero de España (ITGE). Además, se ha utilizado la información referente al espesor de acuífero incluida en los inventarios de puntos de agua de la CHSE (1987), realizados en 1984, y en el estudio efectuado en 1995 por el Instituto del Agua de la Universidad de Granada para la Compañía General de Sondeos (CGS-OGDEN, S.A., proyecto de CHSE, 1997). Los mayores espesores se localizan en el sector central (en la confluencia de los ríos Vélez y Benamargosa), donde la potencia puede alcanzar los 70 m, y en el sector deltaico, donde el espesor de acuífero supera los 60 m, con fuerte aumento hacia el mar (figura 5-6). En conjunto, la potencia media del acuífero pude estimarse en unos 30 m. A unos 4 km de la desembocadura, el acuífero presenta un sensible estrechamiento, en el mismo lugar en el que existe un umbral en el sustrato cuya altitud es cercana a la del nivel del mar (el punto más bajo se encuentra a la cota de -3 m). La geometría del acuífero en este sector tiene una considerable importancia hidrogeológica; en efecto, en épocas de extrema sequía, como la acaecida en el verano de 1995, los niveles piezométricos descendieron lo suficiente como para individualizar el sector central del sector sur del acuífero; además de este hecho, hay que destacar que a efectos prácticos este umbral impide en el caso de un balance hídrico deficitario, la progresión de la cuña salina hacia el norte.

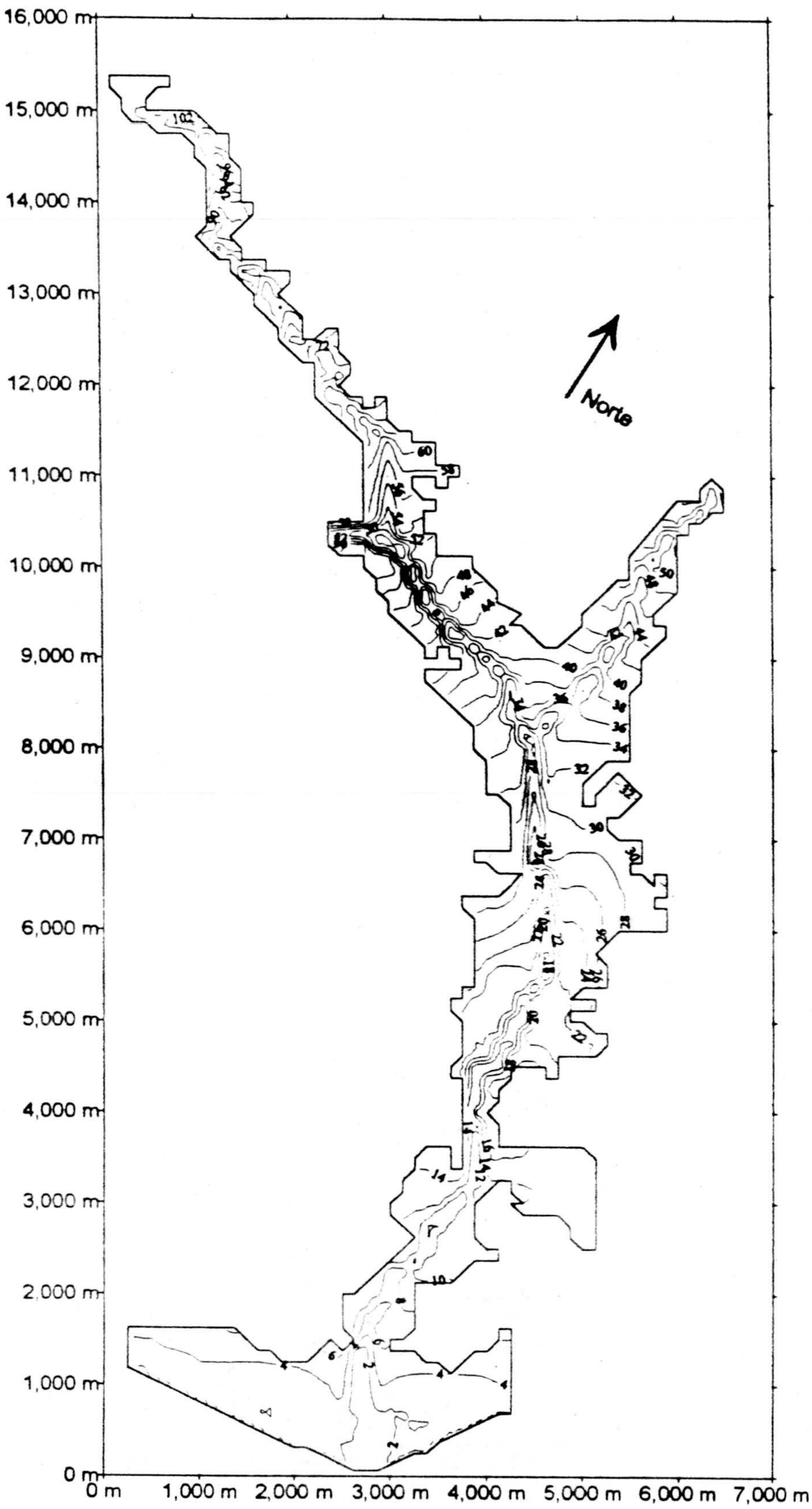


Figura 5-4. *Mapa topográfico utilizado para la modelización.*

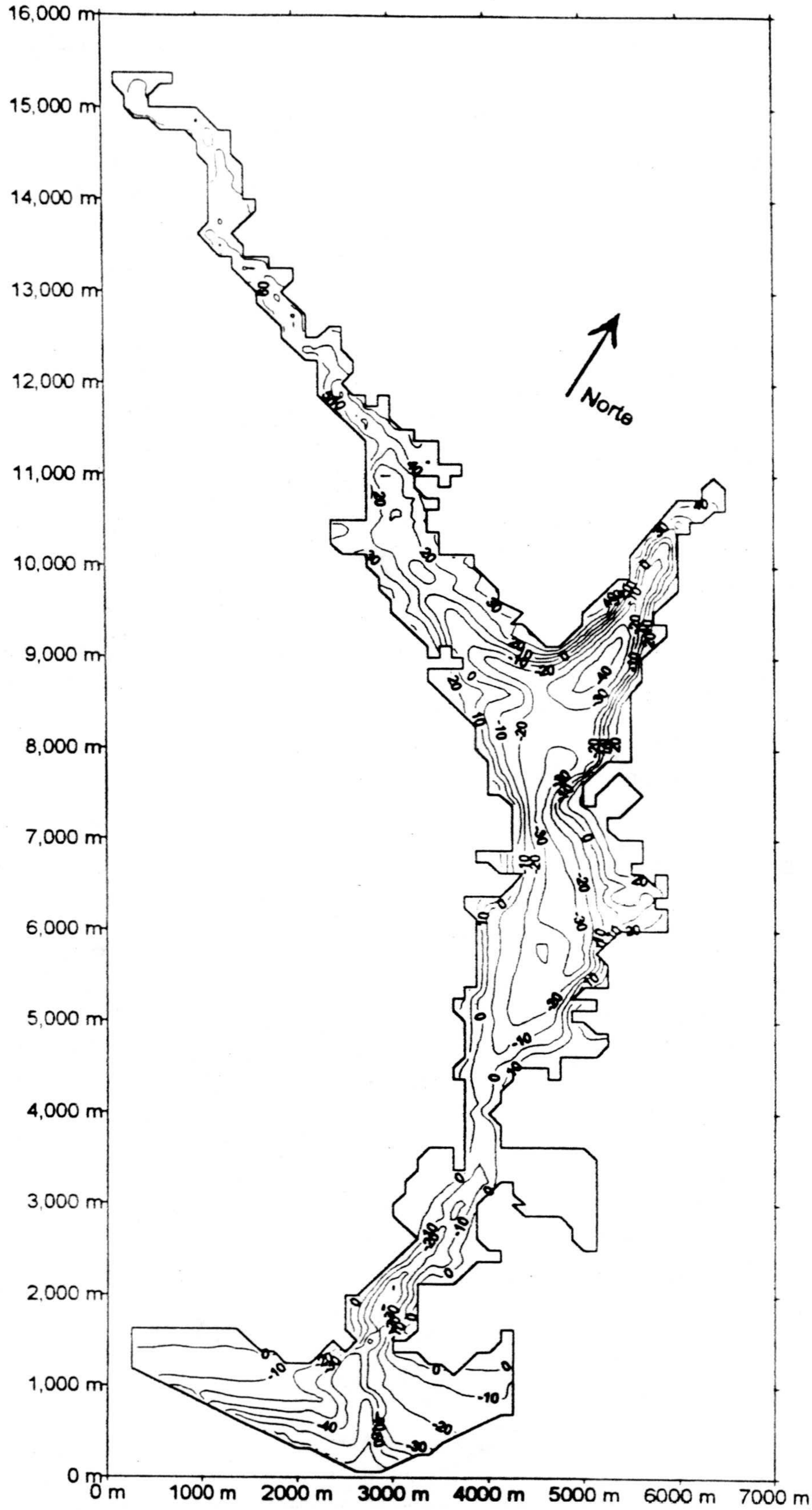


Figura 5-5. Mapa de isoprofundidad del sustrato (en metros) utilizado para la modelización.

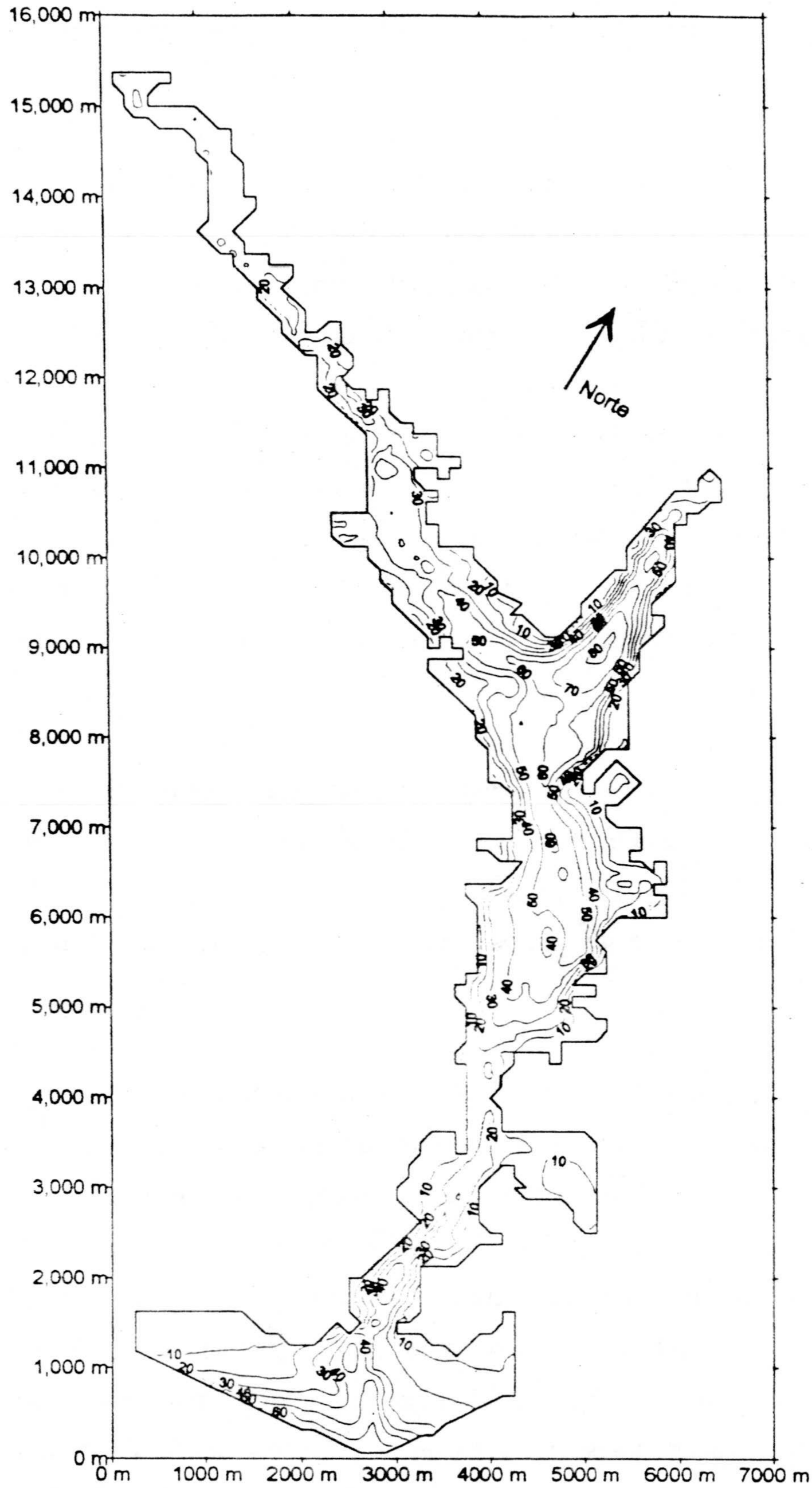


***Figura 5-6**. Mapa de isoespesores del acuífero utilizado para la modelización.*

Los datos sobre la permeabilidad y la porosidad eficaz proceden del estudio realizado por la CHSE (1987). En las figuras 5-7 y 5-8 aparecen reflejados los valores de permeabilidad y porosidad eficaz (más correctamente coeficiente de almacenamiento) utilizados en las simulaciones. En el caso de la conductividad hidráulica, se ha dispuesto de ensayos de bombeo en 20 puntos realizados en tres campañas: septiembre de 1984, abril de 1985 y septiembre de 1985. En el apartado del capítulo 3 dedicado a los parámetros hidráulicos del acuífero se muestran más detalles de las campañas citadas.

La permeabilidad media resulta ser de 155 m/día. Los valores más altos, incluso superiores a 300 m/día, se localizan en los sectores de los ríos Vélez y Benamargosa antes de su confluencia. En el sector central anteriormente mencionado, la permeabilidad es menor de 200 m/día. Aguas abajo, en el sector de estrechamiento del acuífero, aumenta hasta unos 225 m/día y finalmente disminuye hacia el sector deltaico, donde se registran valores en torno a 100 m/día.

Por su parte, la porosidad eficaz, obtenida en los mismos ensayos en los que se evaluó la conductividad hidráulica, presenta un valor medio en el acuífero aluvial de tan sólo el 5%. Valores tan bajos de porosidad eficaz pueden implicar un cierto grado de confinamiento local (lentejones de arenas y gravas confinados por arcillas y limos), propio de acuíferos de este tipo.

Respecto a la validez de estos ensayos de bombeo, la mayor parte tienen una duración de solamente cuatro horas. En general, fueron realizados en captaciones poco penetrantes; en muchos casos se apreciaban bordes de recarga y barreras e incluso efectos producidos por el bombeo en pozos próximos. En cuanto al coeficiente de almacenamiento, parece excesivamente bajo para un acuífero aluvial. El mismo estudio de CHSE (1987) indica que las cifras obtenidas han de tomarse como un orden de magnitud, pero nunca como valores reales; de hecho, en el modelo numérico incluido en dicho trabajo se utilizan valores superiores a 10.000 m^2/día de transmisividad y un valor homogéneo de 0.15% de porosidad eficaz, valores ambos muy superiores a los obtenidos en los ensayos de bombeo. Dado que no se dispone de nuevos datos, en nuestro caso hemos optado por respetar al máximo los únicos valores fiables: los obtenidos experimentalmente. Lógicamente esto tendrá repercusión en la disposición de las isopiezas y en el cálculo del volumen de agua almacenada en el acuífero.

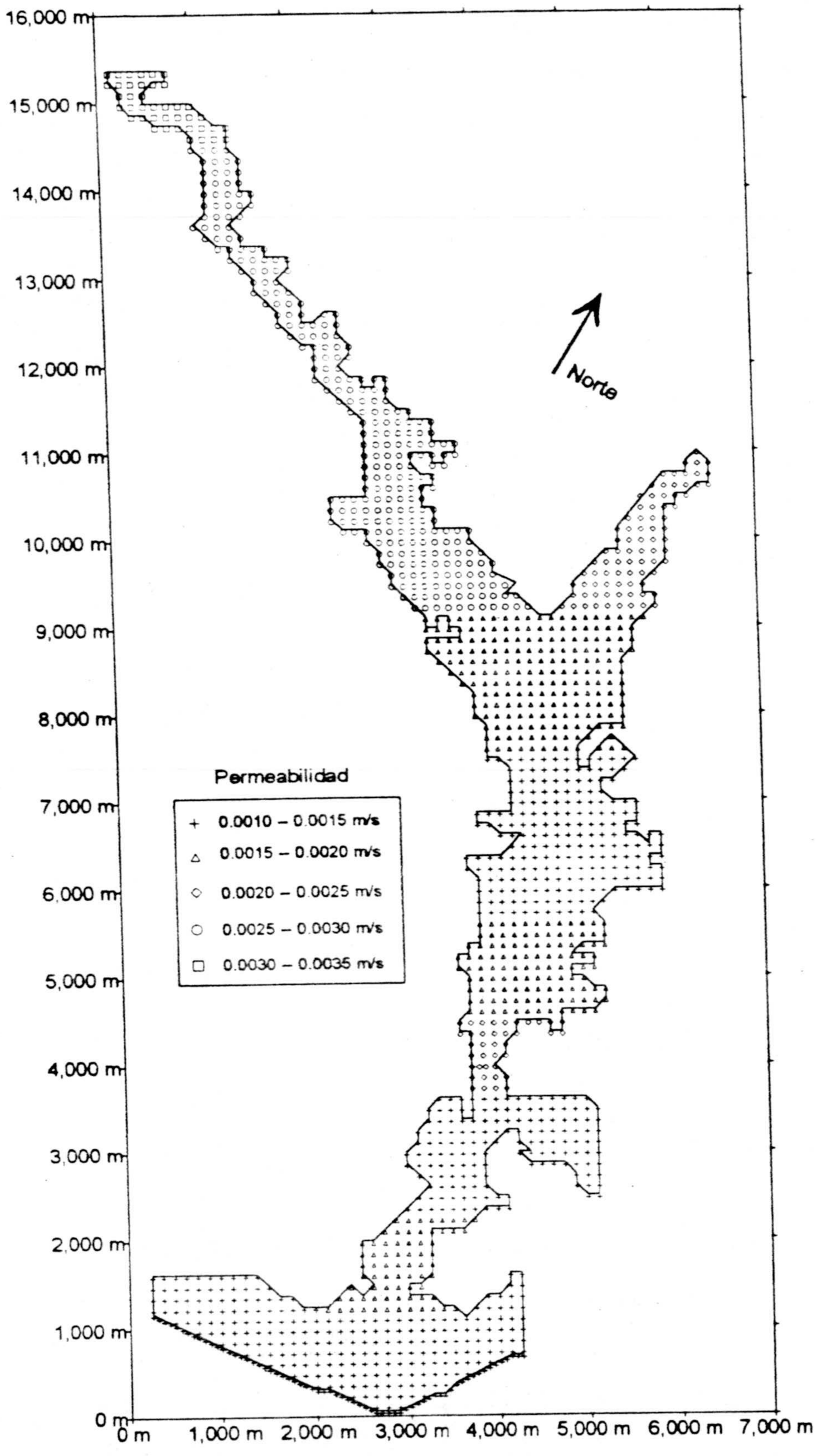


Figura 5-7. *Distribución de permeabilidades utilizadas en la modelización.*

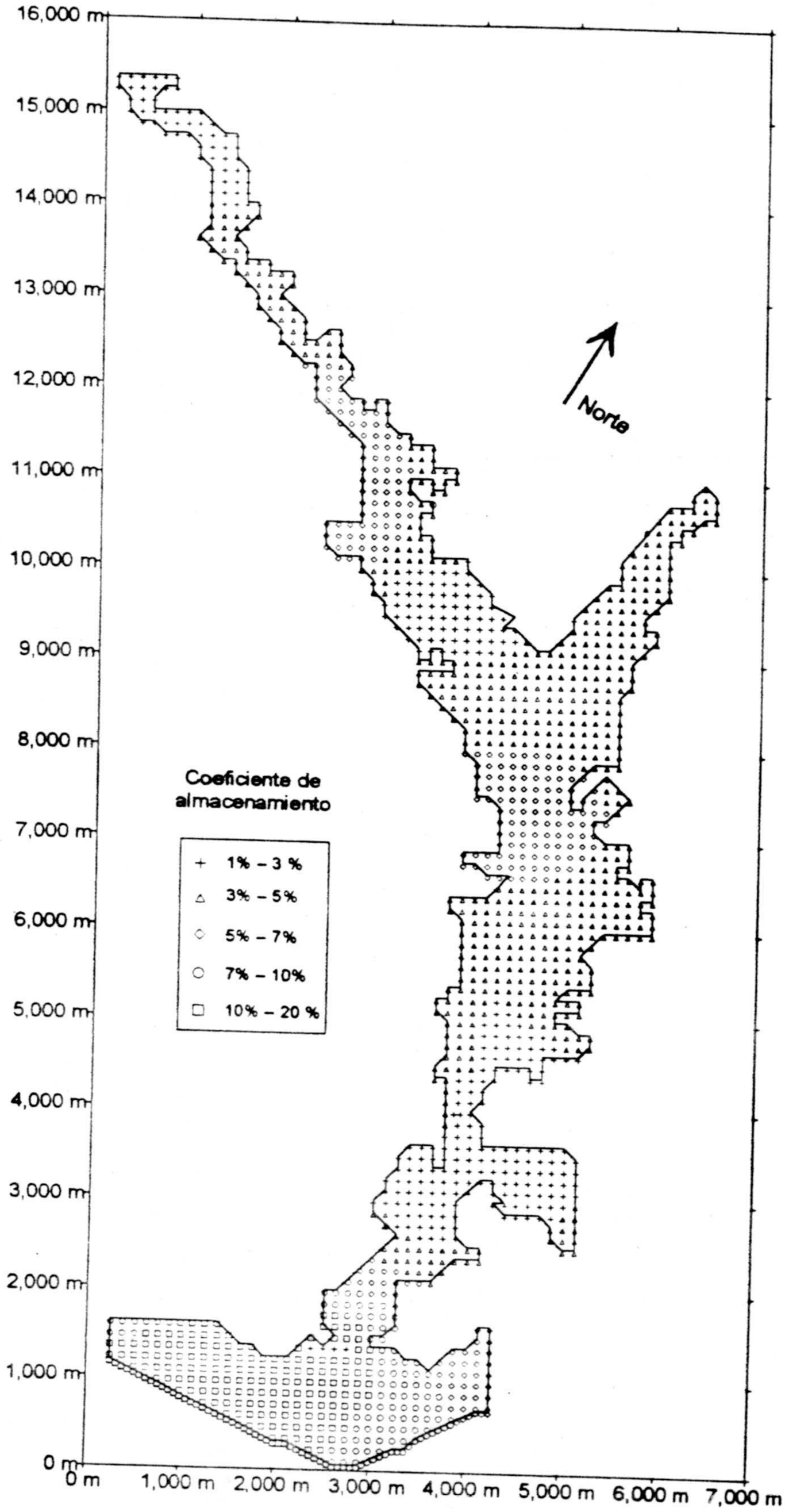


Figura 5-8. *Distribución de la porosidad eficaz utilizada en la modelización.*

5.4.2. Volúmenes de agua dulce

Uno de los objetivos principales de la utilización del modelo numérico es la evaluación del volumen de agua dulce almacenada en el acuífero. Por tanto, es fundamental el conocimiento lo más exacto posible de la recarga, de la extracción de aguas subterráneas y de los parámetros hidráulicos, para poder determinar con precisión la disposición de las isopiezas en distintos supuestos.

El funcionamiento del acuífero con anterioridad a la construcción de la presa de la Viñuela era relativamente simple. El acuífero era recargado fundamentalmente por las aportaciones de los principales ríos, el Vélez y el Benamargosa, que se producen sobre todo entre noviembre y marzo, y era sometido a una intensa explotación por bombeo con mayor intensidad desde abril hasta octubre. Como consecuencia, de forma usual se producía una intrusión salina de carácter marcadamente estacional, coincidiendo con las épocas de menor flujo subterráneo hacia el mar. Como se describe más adelante, la recarga producida por la precipitación sobre los afloramientos permeables es poco significativa.

Con la entrada en funcionamiento del embalse de la Viñuela se está en condiciones de realizar un uso conjunto de las aguas superficiales y subterráneas. Desde su construcción hasta finales de 1995, la gestión de la presa ha respondido esencialmente a situaciones de urgencia, tales como los desembalses al cauce del río Vélez para que las captaciones se recuperasen, la aportación de agua para determinados puntos de riego del sector más meridional o las actuaciones de emergencia para salvar los cultivos del valle del río Benamargosa. Esta gestión ha sido consecuencia de que, tras la terminación de la presa, y hasta el año 1996, sólo se registró un año hidrológico de precipitaciones importantes (1989-90) y el agua embalsada en dicho periodo se ha ido utilizando en los años posteriores. El embalse se ha llenado totalmente, y por primera vez, en diciembre de 1996.

La estimación de la recarga media anual del acuífero por el río Vélez se ha obtenido a partir de los datos históricos de aforos, facilitados por el Servicio de Hidrología de la CHSE, en el periodo comprendido entre 1912/13 y 1983/84 en las estaciones E-14 (Río Guaro, actualmente la presa de la Viñuela), E-15 (Río Salia), E-16 (Río Bermuza), E-17 (Río

Almanchares) y E-18 (Río Rubite), (figura 5-1). Las cuencas vertientes a cada una de estas estaciones de aforo tienen una superficie de 119, 67, 13, 12 y 47 km^2, respectivamente. Dado que no existen derivaciones de importancia por debajo de estas estaciones antes de la entrada al acuífero, la suma de los caudales aforados proporciona aceptable estimación de las aportaciones superficiales medias del conjunto de la cuenca del río Guaro en el límite con el acuífero; el valor de estas aportaciones asciende a unos 61 hm^3 anuales (cifra utilizada por CHSE, 1987) .

Por su parte, en el río Benamargosa, la situación de la estación de aforos E-47 (182 km^2 de cuenca), en el Salto de Negro, coincide prácticamente con el límite noroccidental del acuífero utilizado para la modelización. Por tanto, las aportaciones superficiales anuales medias en ese punto, unos 35 hm^3, se han obtenido a partir de los caudales aforados por dicha estación y de los cuales se ha dispuesto del mismo periodo de registro que en las estaciones anteriormente mencionadas.

Por otro lado, dado que la cota de trasvase de los distintos ríos se sitúa próxima a las estaciones de aforo, los recursos medios del embalse de la Viñuela, si se trasvasa todo el caudal de los ríos, son de unos 96 hm^3/año para el período de tiempo considerado (35 hm^3/año del río Benamargosa y 61 hm^3/año de los restantes ríos: Guaro y otros).

Además de la recarga superficial que el acuífero recibe por los ríos Vélez y Benamargosa, existe una recarga subterránea a través del material aluvial, cuyo valor (0.8 hm^3/año) permite considerarla despreciable frente a las entradas superficiales. Este caudal medio anual se ha estimado utilizando la ley de Darcy; para ello se considera la sección definida por el sustrato impermeable y el nivel más bajo de agua en el río; el gradiente hidráulico coincide aproximadamente, en estos sectores, con la pendiente topográfica; por último, el coeficiente de permeabilidad se ha obtenido a partir de datos de ensayos de bombeo realizados en este sector.

Las entradas procedentes de las subcuencas menores corresponden a la lluvia útil que se genera en la porción de la cuenca que queda por debajo de las estaciones de aforo (equivalentes a los puntos de trasvase), la cual no tiene posibilidad de ser regulada (170 km^2, incluyendo el acuífero). La precipitación anual media sobre estas pequeñas cuencas es de 510

mm. Las principales entradas están canalizadas en el valle bajo del Benamargosa a través de los ríos Almáchar, Cútar e Iznate. En el río Vélez, tras la confluencia con el río Benamargosa, las entradas principales se concentran en el Arroyo del Mineral. El método de Thornthwaite proporciona un valor de la lluvia útil de tan sólo 0.9% de la precipitación total para el área de influencia de la estación meteorológica de Torre del Mar, definida mediante polígonos de Thiessen, y de 25% para las estaciones de Benamocarra y Benamargosa (CHSE, 1987). La precipitación media anual para las tres estaciones anteriormente mencionadas es de 439, 588 y 583 mm, respectivamente (CHSE, op. cit.). Las aportaciones laterales conjuntas en estas subcuencas menores se han estimado, por tanto, en unos 17.1 hm^3/año.

De igual manera, para el cálculo de la precipitación útil sobre el acuífero se ha aplicado el 0.9% de la precipitación total en la estación de Torre del Mar a un área de influencia de 7.7 km^2 de acuífero, y el 25% del dato correspondiente a las estaciones de Benamargosa y Benamocarra a un área de 11.1 km^2. La lluvia útil anual media supondrá, por tanto, 1.7 hm^3/año, con una superficie de acuífero modelizado de 18.8 km^2.

El retorno de riegos sobre el acuífero es un dato difícil de obtener y varía en el tiempo debido al aumento de la superficie de riego y de la explotación por bombeo. El estudio de la CHSE (op. cit.) estima en 3.2 hm^3 el retorno de riegos durante el año hidrológico 1984/85. En dicho año hidrológico, las extracciones para riego ascendieron a 34 hm^3 y se utilizaron 6.8 hm^3 de aguas superficiales derivadas por las nueve acequias existentes en el acuífero. Tomando estos datos como punto de partida, el retorno de riegos supone el 8% de los 40.8 hm^3 que demandaba el riego del sector. La explicación de este bajo porcentaje se encuentra en el uso, cada vez mayor, de métodos de riego óptimos mediante goteo, en detrimento de los riegos tradicionales por inundación.

Resulta bastante difícil estimar el volumen de agua que se extrae anualmente de un acuífero como el de Vélez, en el que existe un número tan elevado de captaciones. Los únicos datos disponibles que tienen cierta fiabilidad sobre el bombeo en el acuífero proceden de los estudios de CHSE (1987 y 1997). En el apartado del capítulo 3 dedicado al balance hídrico del acuífero se muestran los datos de la explotación por bombeo, tanto para riego como para abastecimiento, de los años hidrológicos 1984/85, 1993/94, 1994/95, 1995/96 y 1996/97, éste último incompleto (tabla 3-26). Para la modelización del acuífero se ha utilizado una cifra de

explotación por bombeo de 35 hm^3/año, ligeramente superior a la media de los valores disponibles, cifra que parece aceptable como media anual de los últimos años. La distribución de las captaciones y la extracción anual se reflejan en la figura 5-9.

5.5. CONDICIONES DE SIMULACIÓN

Todas las condiciones de simulación han sido elaboradas a partir de los parámetros, valores de recarga y de extracciones descritas anteriormente. La única condición en los límites impuesta en los niveles piezométricos ha sido a cota cero, justo en el límite del acuífero con el mar, con el objeto de construir la condición inicial del sistema que además permite la rápida convergencia del algoritmo iterativo de resolución para el modelo no lineal, con frontera abierta en el mar.

En la tabla 5-1 se resumen los datos utilizados en los cinco casos de simulación propuestos que se presentan esquemáticamente en la figura 5-10. Los resultados de los cuatro primeros casos han sido publicados por García Aróstegui *et al.* (1998a).

Volúmenes medios anuales (hm^3/año)	Caso 1	Caso 2	Caso 3	Caso 4	Caso 5
Entrada por el río Vélez	61	17	11	0	8
Entrada por el río Benamargosa	35	0	0	0	5
Entradas desde las cuencas menores	17.1	17.1	17.1	17.1	17.1
Lluvia útil sobre el acuífero	1.7	1.7	1.7	1.7	1.7
Retorno de riegos	3.2	3.2	3.2	3.2	1.4
Nuevos recursos (Inf. Riego ARU-dep)	–	–	–	–	0.3
Extracción por bombeo	-35	-35	-35	0	-29.5
Balance total	**+83**	**+4**	**-2**	**+22**	**+4**

***Tabla 5-1**. Valores de los volúmenes anuales medios de agua dulce utilizados en los cinco casos de simulación propuestos.*

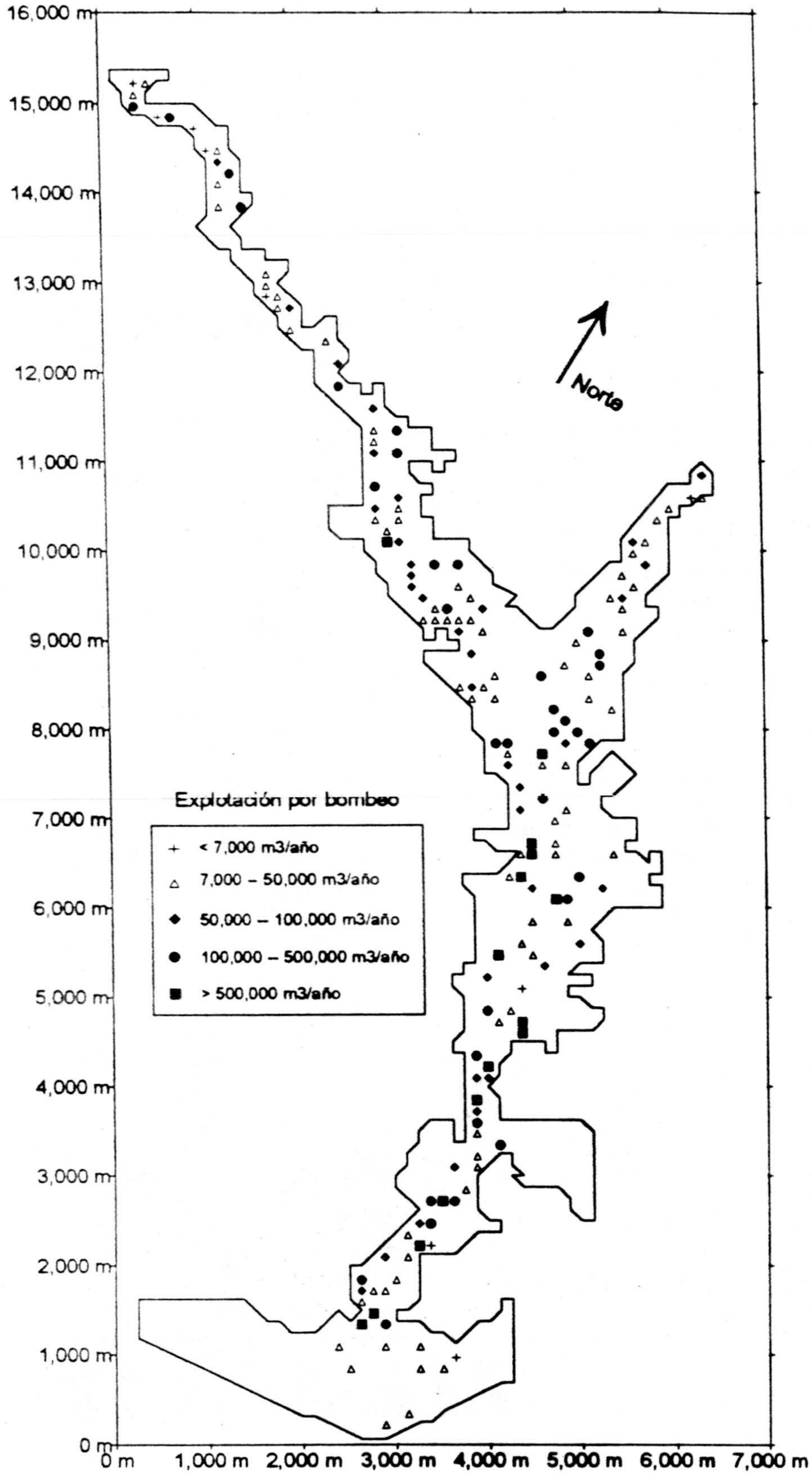


Figura 5-9. Datos de explotación por bombeo utilizados en la modelización.

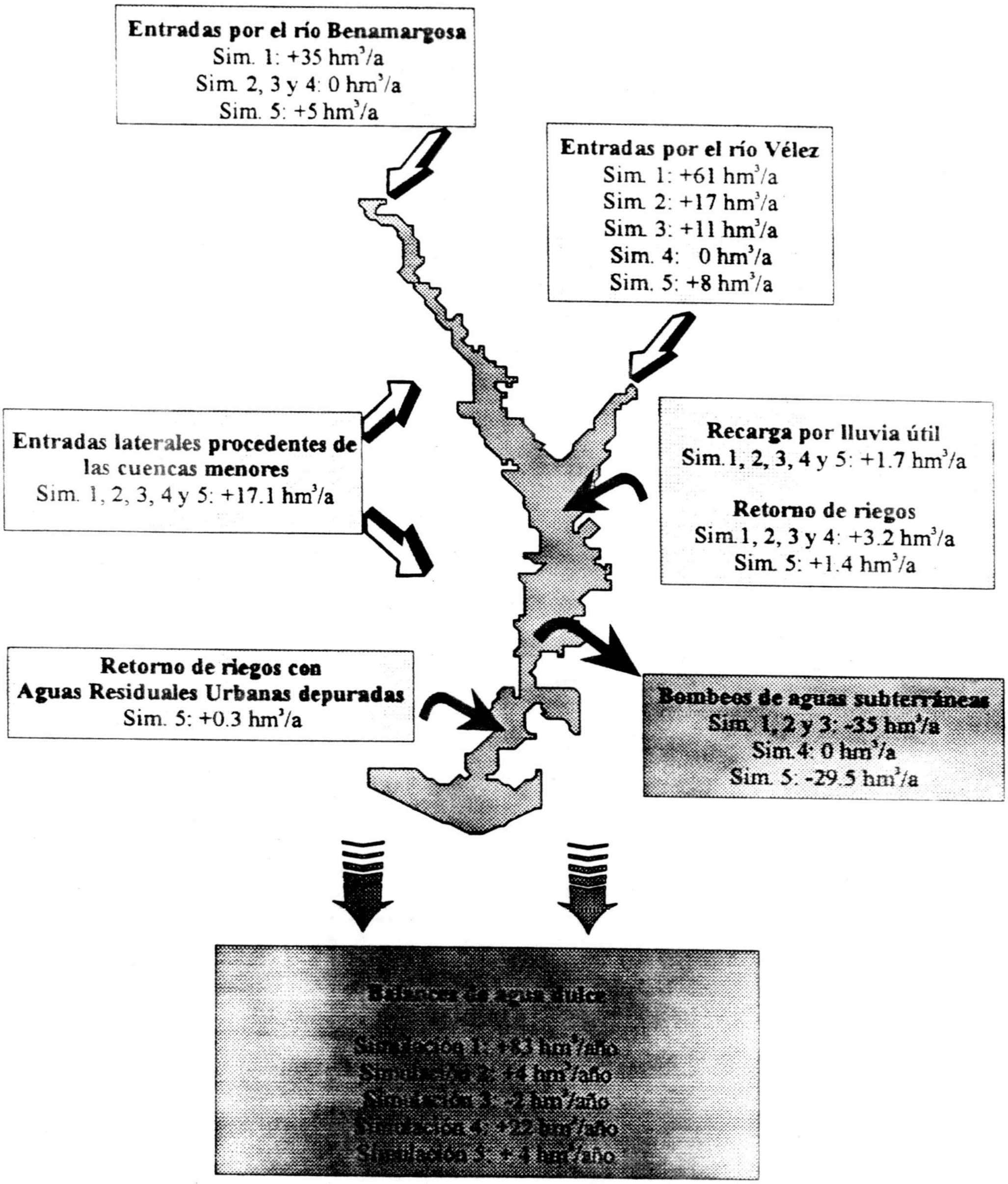


Figura 5-10. *Representación esquemática de los valores anuales medios utilizados en las simulaciones.*

En la primera aplicación se considera que no está construido el embalse de la Viñuela. En este caso se producen importantes entradas por los ríos Vélez y Benamargosa. El balance es altamente excedentario (+83 hm^3/año), incluso con la importante salida por bombeo introducida. Estas cifras corresponderían a los valores que se han descrito en el apartado anterior.

Una vez finalizada la construcción de todas las obras hidráulicas (presa, trasvases, etc.) que constituyen el "sistema del embalse de la Viñuela", el río Benamargosa, en los primeros meses de 1994, fue completamente derivado hacia el embalse y, por consiguiente, las entradas al acuífero por este sector quedan reducidas a la infiltración de la lluvia útil generada en la porción de cuenca situada aguas abajo del lugar de trasvase. De esta manera, la gestión de la presa se limitó al desembalse de caudales controlados al cauce del río Vélez. Las simulaciones 2 y 3 intentan reflejar este hecho. En el caso 2 se introducen 17 hm^3/año únicamente por el río Vélez y se mantienen las recargas por las cuencas no reguladas, por la lluvia útil y el retorno de riegos, así como el mismo régimen de explotación. En este caso el balance global es ligeramente positivo (+4 hm^3/año).

En la tercera simulación sólo se considera la aportación de 11 hm^3/año por el río Vélez con objeto de investigar el comportamiento del acuífero y del modelo frente a un balance sensiblemente negativo. Previsiblemente se producirá un importante avance de la intrusión salina.

Con la aplicación 4 se pretende estudiar un caso hipotético en el que se utilicen los recursos del embalse de la Viñuela para suministrar agua para el abastecimiento y regadío, de tal manera que se puedan paralizar todas las extracciones de agua subterránea en el acuífero. El resultado es un balance excedentario y se produce una importante salida al mar que no puede ser regulada.

Finalmente, la quinta simulación difiere sustancialmente del planteamiento de las anteriores. En las proximidades de la Toma de la acequia de Acosta (G6-21-1) se pretende ubicar una depuradora de las aguas residuales de Vélez Málaga (EDAR-Vélez) y probablemente de otros municipios de los alrededores. Se considera que el caudal de aguas depuradas emitidas por dicha EDAR será aproximadamente de 200 l/s, lo que supone poder

contar con algo más de 6 hm^3/año de nuevos recursos. Las captaciones situadas aguas abajo del lugar citado bombean un volumen anual medio de ese mismo orden de magnitud (6 hm^3/año) para el riego de unas 825 ha, principalmente de huerta (60%) y aguacate (32%). La cota a la que se situaría la EDAR (20 m S.N.M.) condiciona los sectores que podrían ser regados con estas aguas sin proceder al rebombeo, que estarían prácticamente limitados a la superficie englobada por los ramales principales de las acequias de Trigueros, Acosta, Almayate y Torre del Mar (figura 5-11). En definitiva, la idea consiste en paralizar las captaciones de aguas subterráneas situadas en los sectores citados (zona costera del acuífero) y hacerles llegar las aguas de la depuradora utilizando la red de acequias o por nuevas conducciones. Se ha pensado en simular un balance global igual al del caso 2, introduciendo los siguientes valores: 8 hm^3/año de aportaciones superficiales por el río Vélez y 5 hm^3/año por el Benamargosa; se mantiene la entrada de las cuencas no reguladas e infiltración de la precipitación; se suprimen los bombeos situados en la zona costera del acuífero; el retorno de riego de las zonas sin riego con aguas depuradas supone un entrada de 1.4 hm^3/año; finalmente, el riego con aguas de la EDAR supone una entrada de nuevos recursos de 0.3 hm^3/año (5% de 6.31 hm^3/año).

Se ha de indicar que las simulaciones, todas en régimen estacionario, se han realizado en dos etapas. En el primer paso se imponen los niveles a cota 0 en el borde costero, con objeto de construir provisionalmente la condición inicial necesaria para la simulación con límites abiertos. En el segundo paso se trata la línea de costa como un límite abierto por donde se produce la descarga subterránea al mar. Al realizar las distintas simulaciones, se ha conseguido la convergencia del algoritmo iterativo de resolución en los casos con balances positivos (aplicaciones 1, 2, 4 y 5). Sin embargo, en el único caso con balance deficitario (aplicación 3), el tratamiento en régimen permanente con límites abiertos en el borde costero no converge, probablemente debido a la gran longitud de la costa, lo cual supone una dificultad en el método resolutorio; en este caso, sólo se ha realizado la simulación clásica, es decir, con niveles impuestos en la costa.

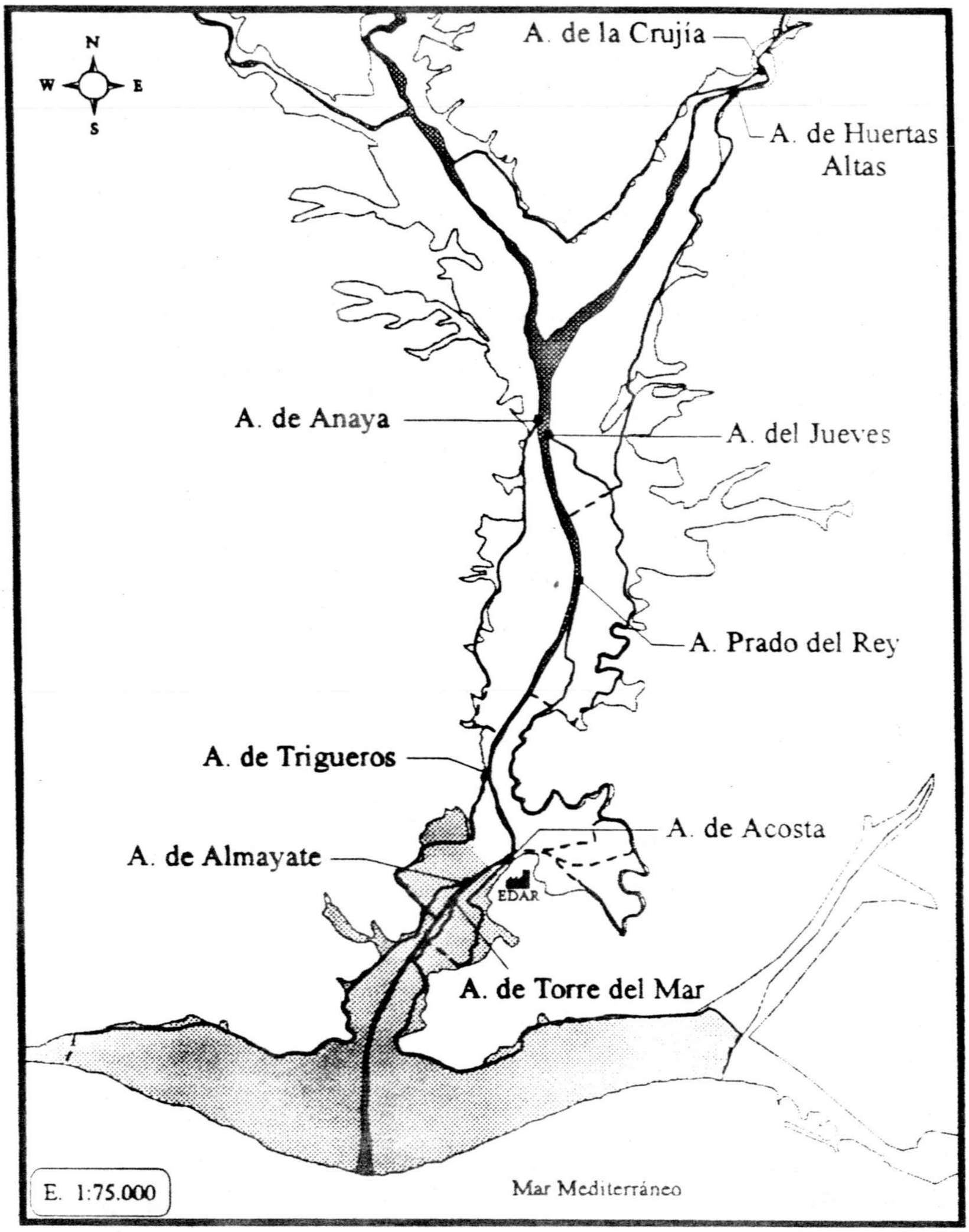


Figura 5-11. *Red de acequias y ubicación de la EDAR proyectada. En el sector sombreado se paralizarían las captaciones (en la simulación nº 5).*

5.6. RESULTADOS OBTENIDOS Y DISCUSIÓN

Las figuras 5-12 a 5-16 representan los principales resultados de las cinco alternativas propuestas. Se han representado los niveles piezométricos resultantes y los nudos donde aparece agua superficial (figuras 5-12a, 5-13a, 5-14a, 5-15a y 5-16a), y un mapa con los espesores de agua dulce y salada donde se puede observar la interfase (figuras 5-12b, 5-13b, 5-14b, 5-15b y 5-16b). Respecto al agua superficial, el modelo proporciona la red de drenaje activa, aunque se han considerado sólo los nudos donde el espesor de agua en superficie superase los 0.5 m. Hay que reseñar que en este caso es fundamental conocer en detalle la topografía del sector para poder precisar donde realmente hay agua en superficie, lo que sucederá en algunos casos en el cauce del río y en otros casos en zonas húmedas. En todas las simulaciones, el sector del estrechamiento del aluvial situado a 4 km de la desembocadura ("umbral" del sustrato), se muestra como un tramo de río ganador, en el que el acuífero cede agua al río.

Los resultados muestran los principales estados en los que se puede encontrar el acuífero para el régimen de flujo estacionario. Como era de esperar, a medida que el balance de agua se va reduciendo (Casos 1, 4, 5, 2 y 3), se va incrementando la intrusión marina, aunque en ningún caso aparece en el sector del estrechamiento del acuífero anteriormente citado, debido a que la altitud del sustrato en ese punto se encuentra a nivel del mar (figura 5-5).

En lo que respecta al caso en el que se simula un déficit de agua (caso 3: balance de -2 hm^3/año), en la línea de costa pueden distinguirse tres sectores con diferente respuesta del acuífero. En las inmediaciones de la desembocadura del río (sector central) se produce un balance de agua deficitario, que provoca la entrada de agua salada. Sin embargo, a ambos lados de ese sector central, el balance local es excedentario, debido a la recarga de las cuencas laterales inmediatas. Por ello se han tenido dificultades para encontrar la convergencia (en límites abiertos) en los algoritmos de resolución numérica del problema, dado que por el momento el modelo sólo contempla que la costa actúe de forma homogénea.

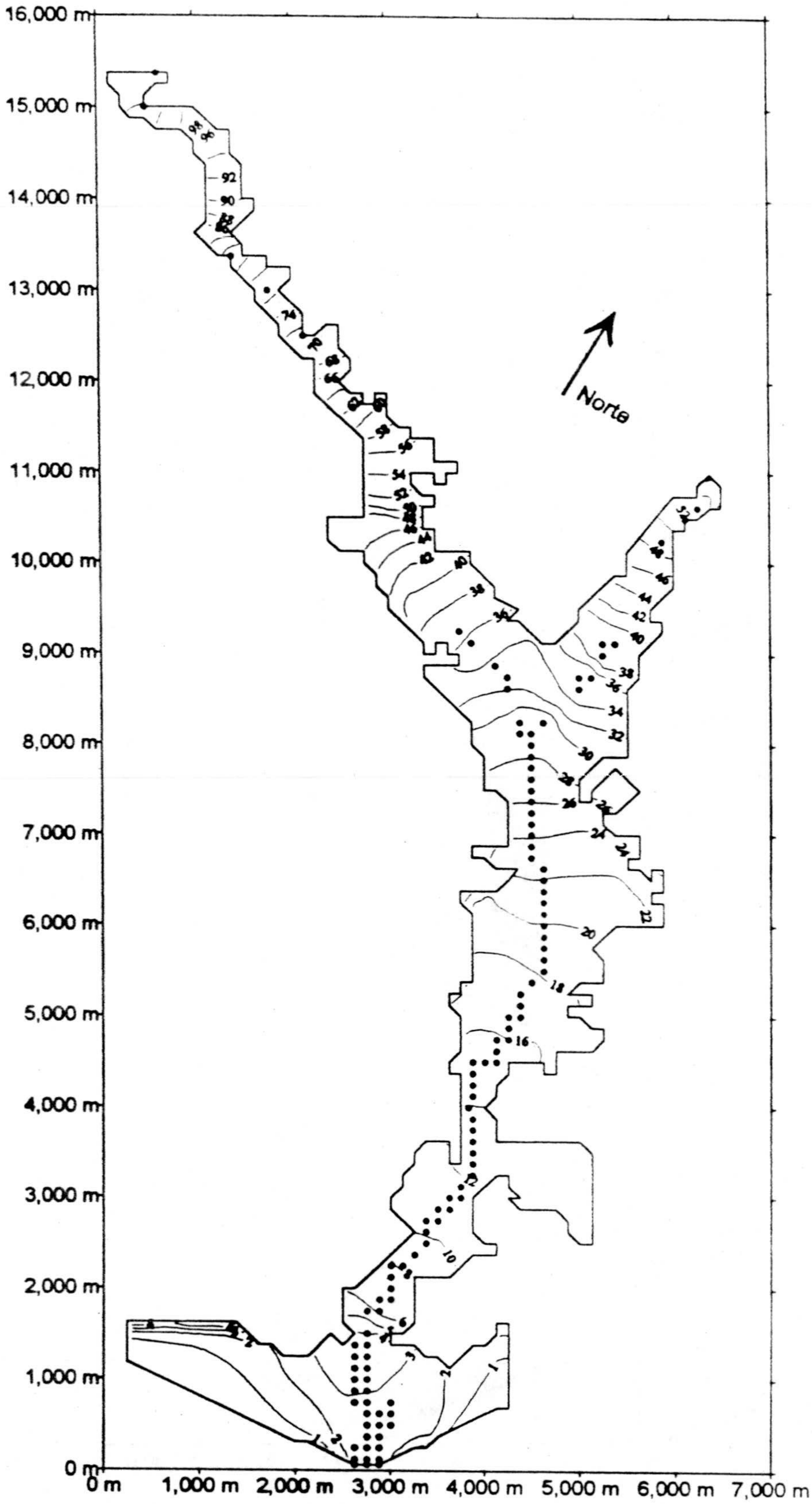


Figura 5-12a. Mapa de isopiezas (en metros) y situación de los nudos donde aparece agua superficial, para un balance positivo de 83 hm³/año (Simulación 1).

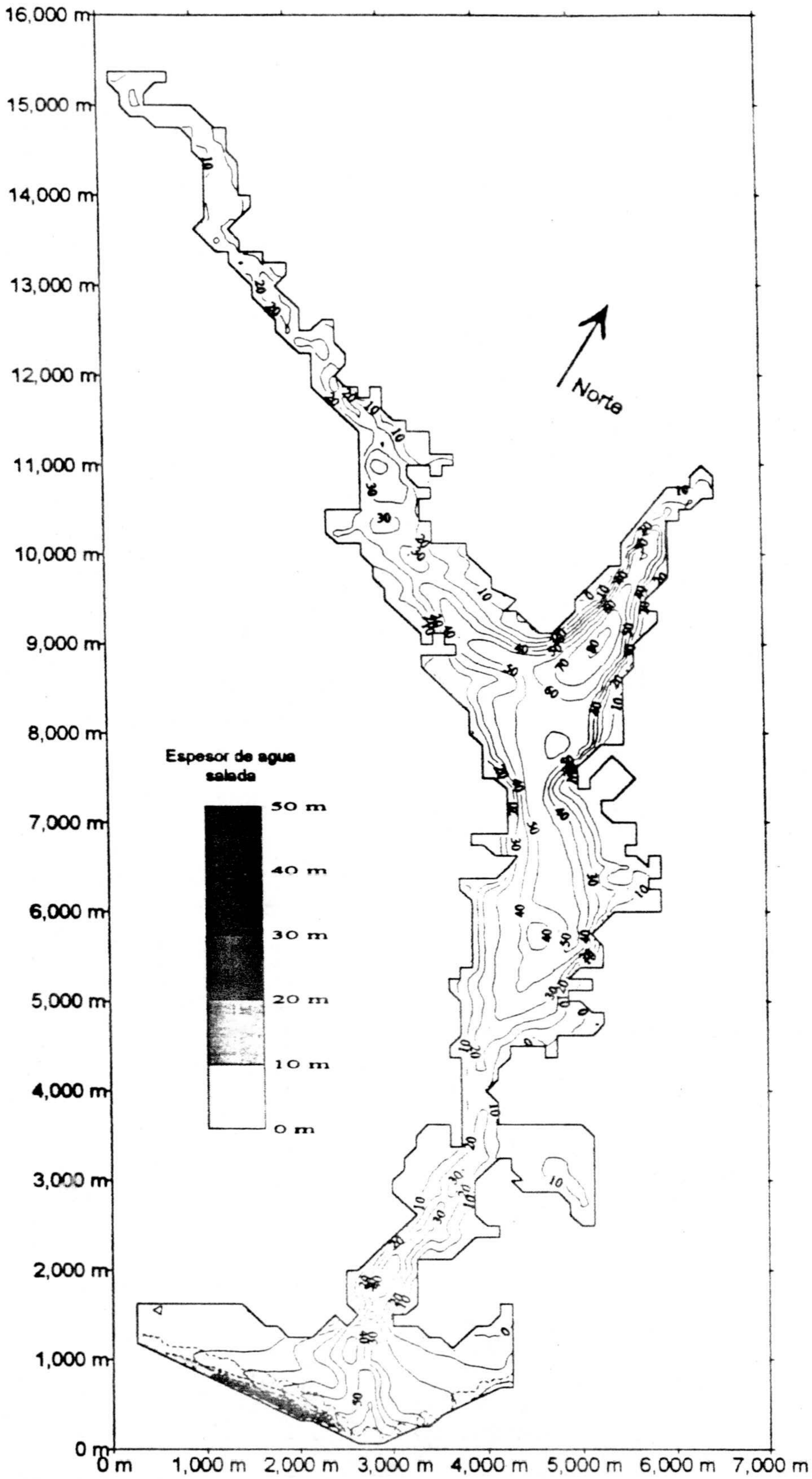


***Figura 5-12b**. Mapa de isoespesores de agua dulce (en metros) y posición de la interfase agua dulce-agua salada, con indicación de los espesores de agua salada, para un balance positivo de 83 hm^3/año (Simulación 1).*

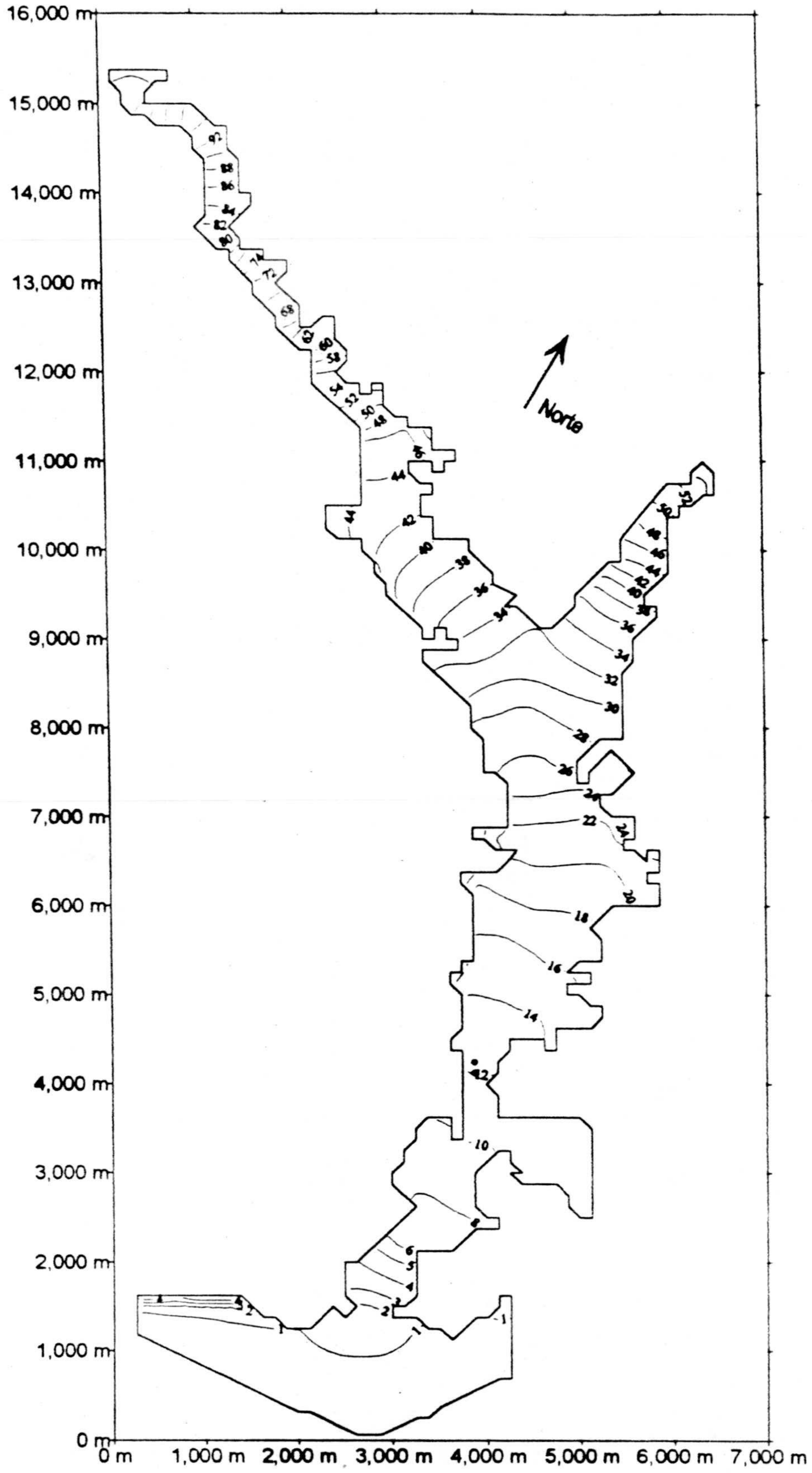


Figura 5-13a. Mapa de isopiezas (en metros) y situación de los nudos donde aparece agua superficial, para un balance positivo de 4 hm³/año (Simulación 2).

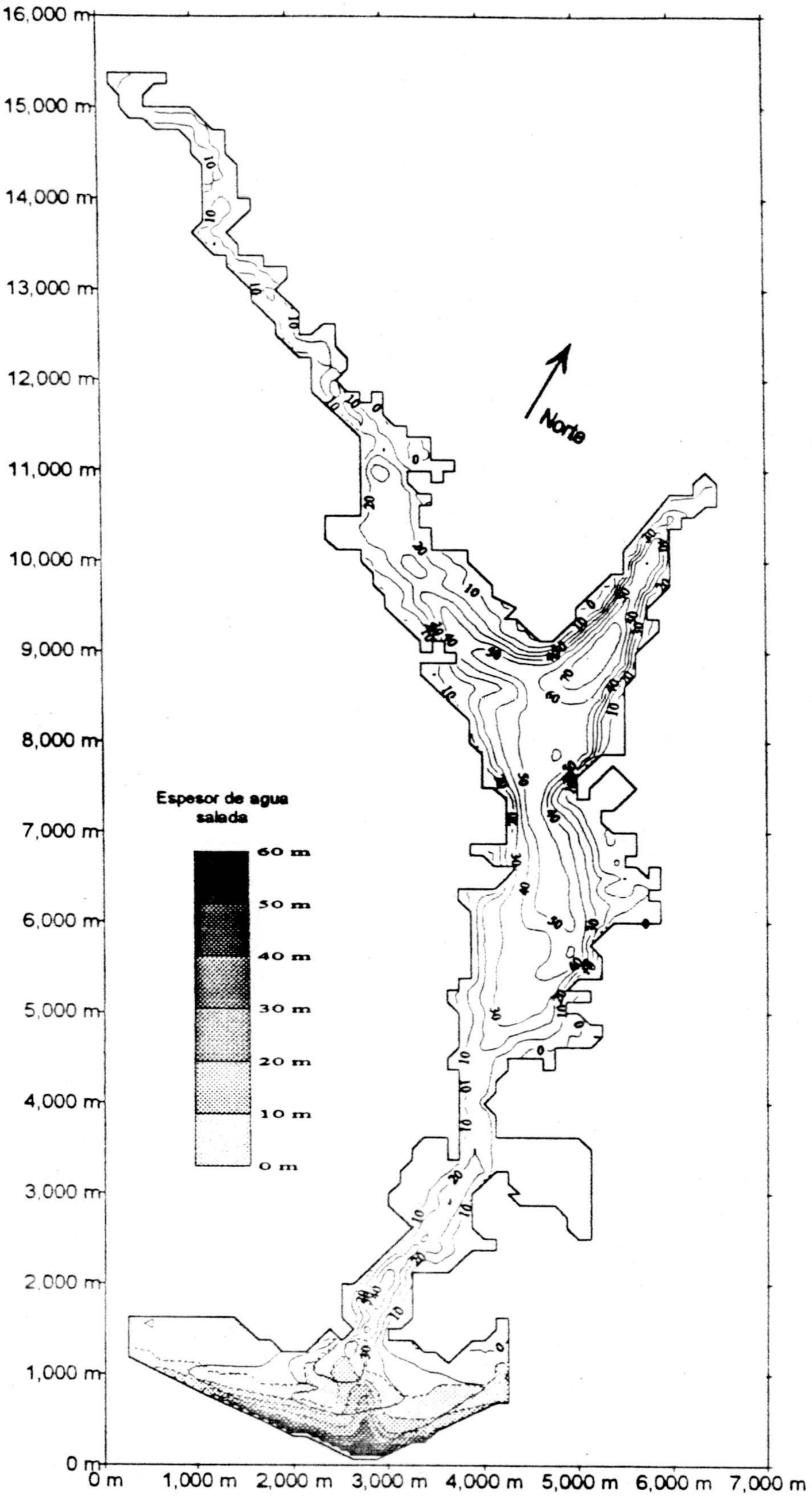


***Figura 5-13b**. Mapa de isoespesores de agua dulce (en metros) y posición de la interfase agua dulce-agua salada, con indicación de los espesores de agua salada, para un balance positivo de 4 hm^3/año (Simulación 2).*

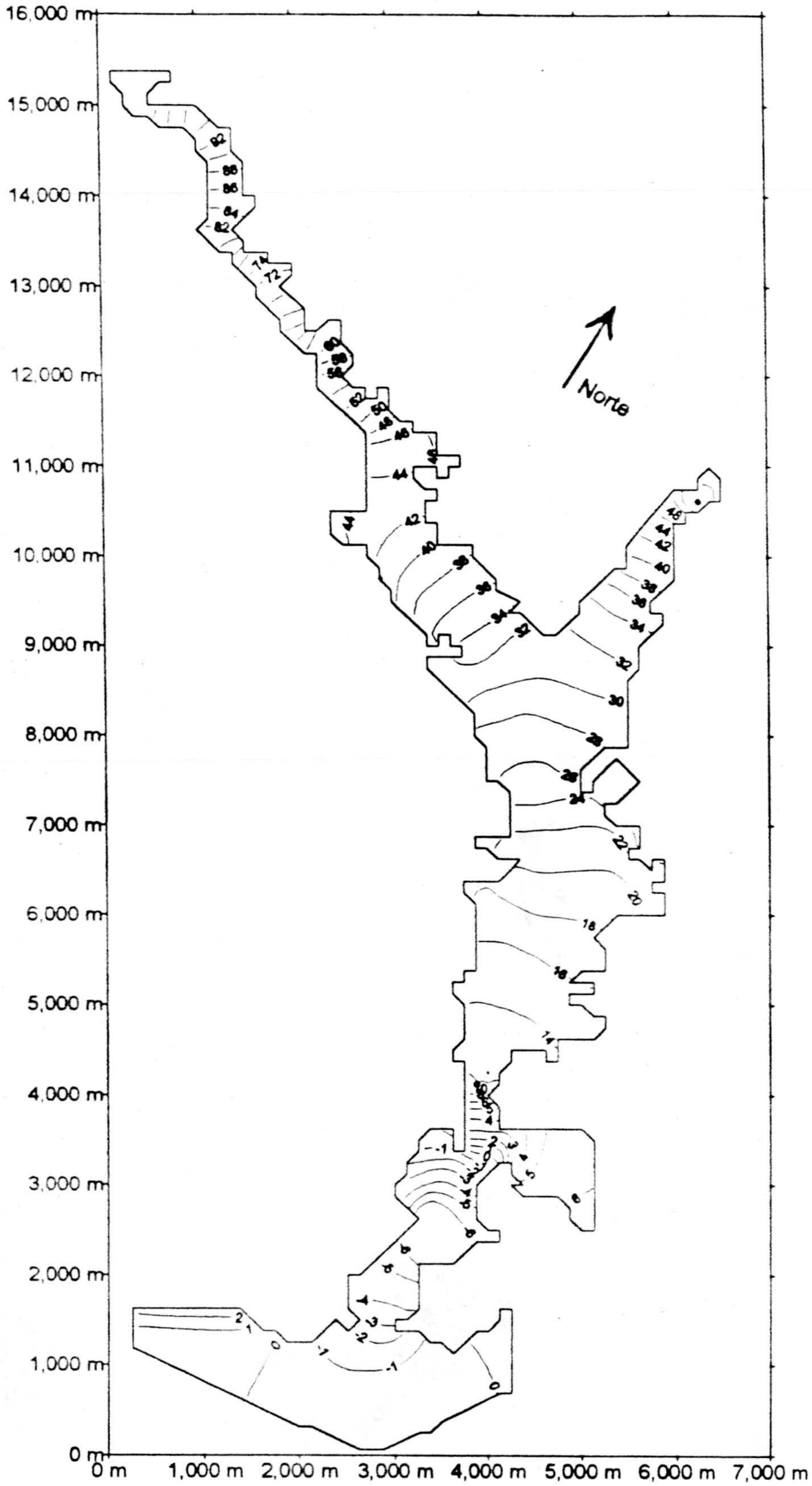


Figura 5-14a. *Mapa de isopiezas (en metros) y situación de los nudos donde aparece agua superficial, para un balance negativo de 2 hm³/año (Simulación 3).*

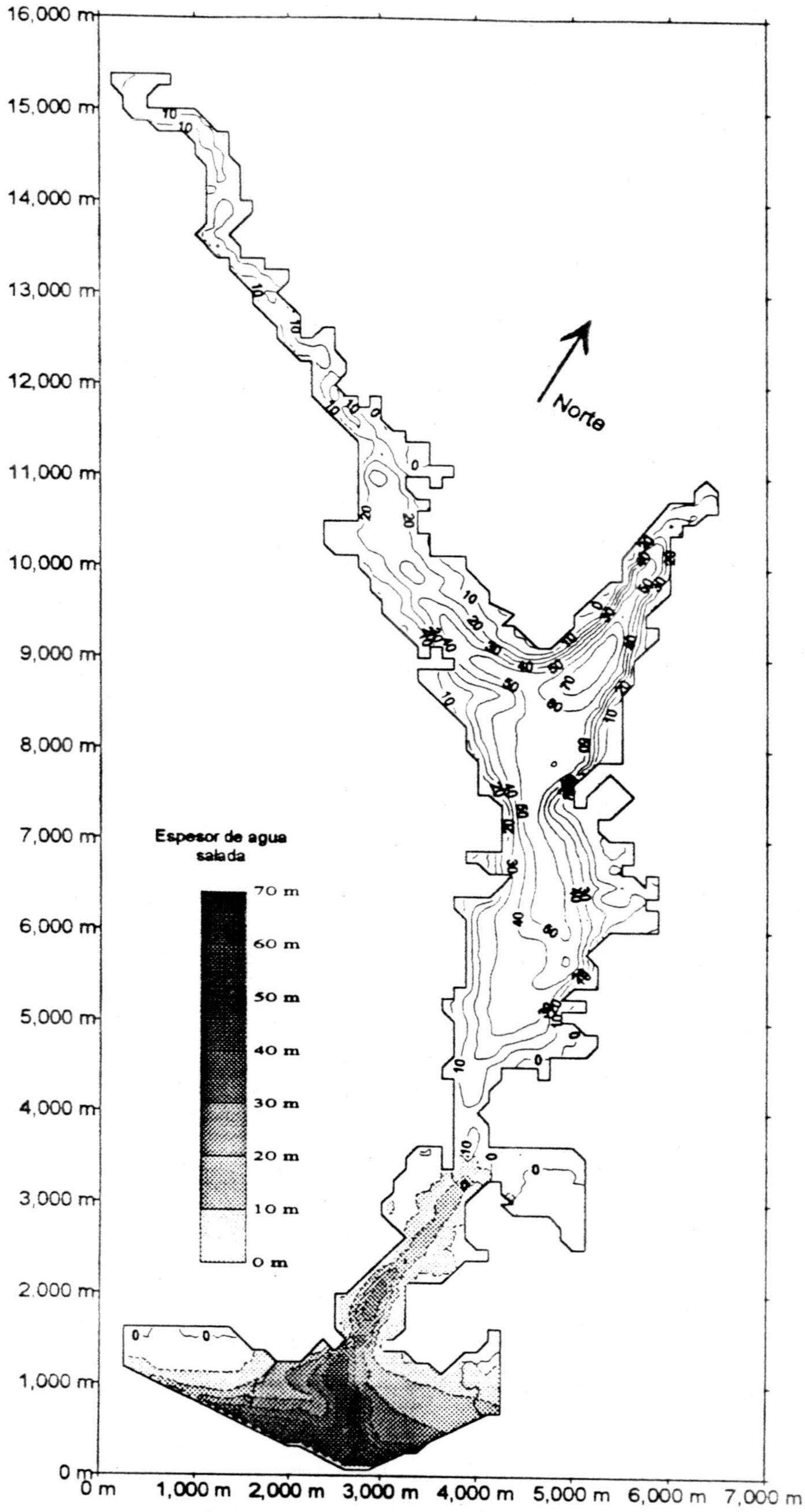


Figura 5-14b. Mapa de isoespesores de agua dulce (en metros) y posición de la interfase agua dulce-agua salada, con indicación de los espesores de agua salada, para un balance negativo de 4 hm³/año (Simulación 3).

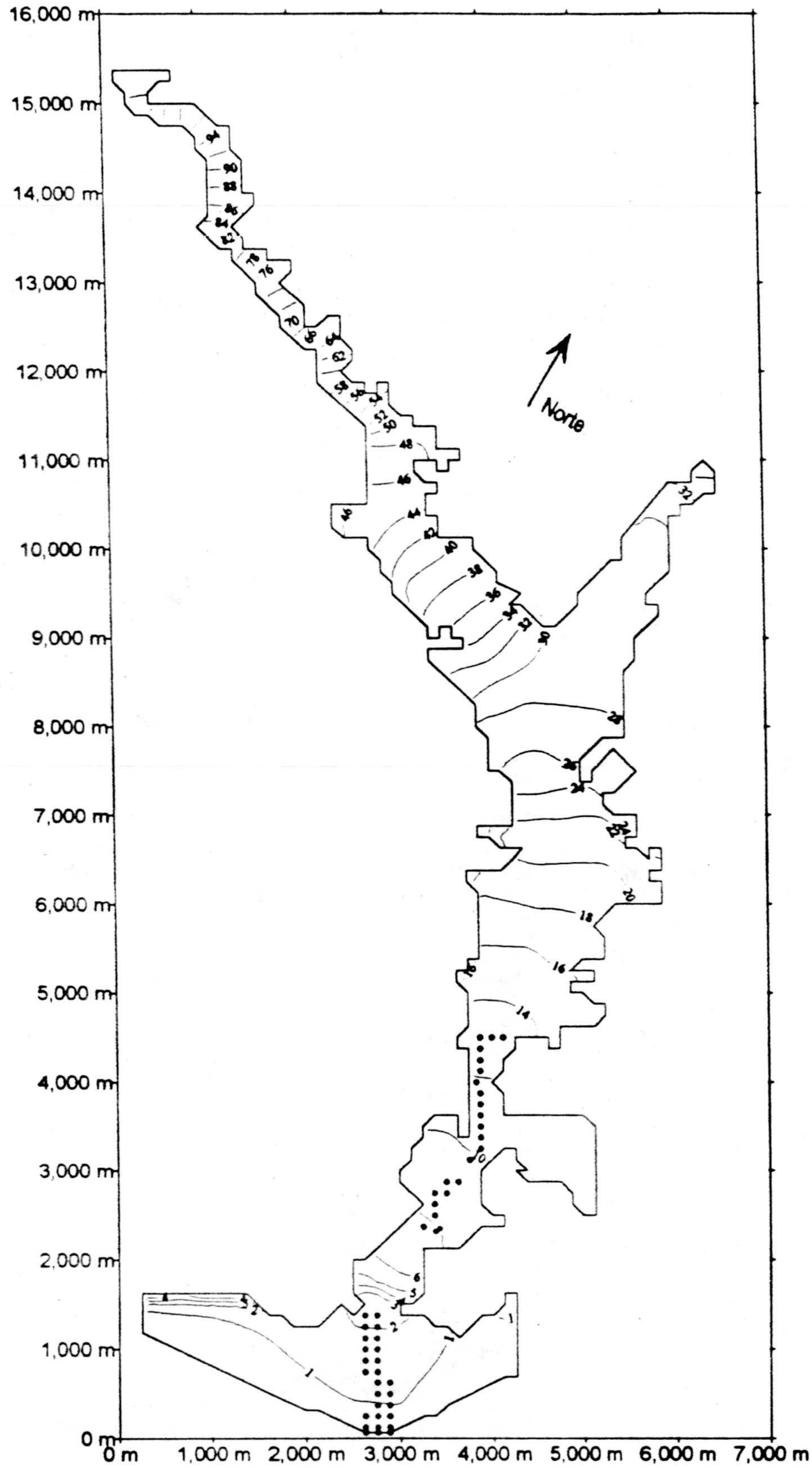


Figura 5-15a. Mapa de isopiezas (en metros) y situación de los nudos donde aparece agua superficial, para un balance positivo de 22 hm^3/año (Simulación 4).

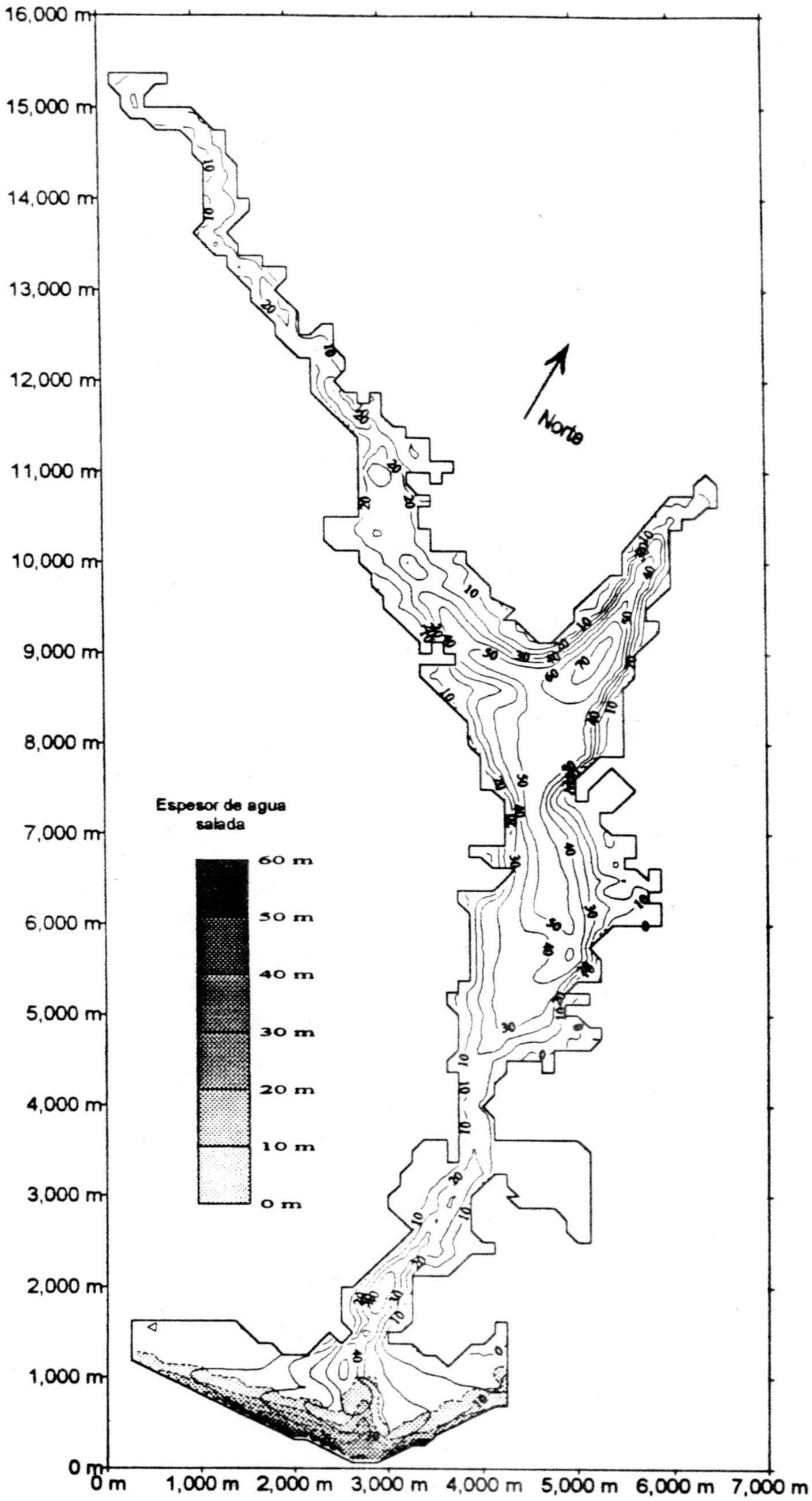


Figura 5-15b. *Mapa de isoespesores de agua dulce (en metros) y posición de la interfase agua dulce-agua salada, con indicación de los espesores de agua salada, para un balance positivo de 22 hm³/año (Simulación 4).*

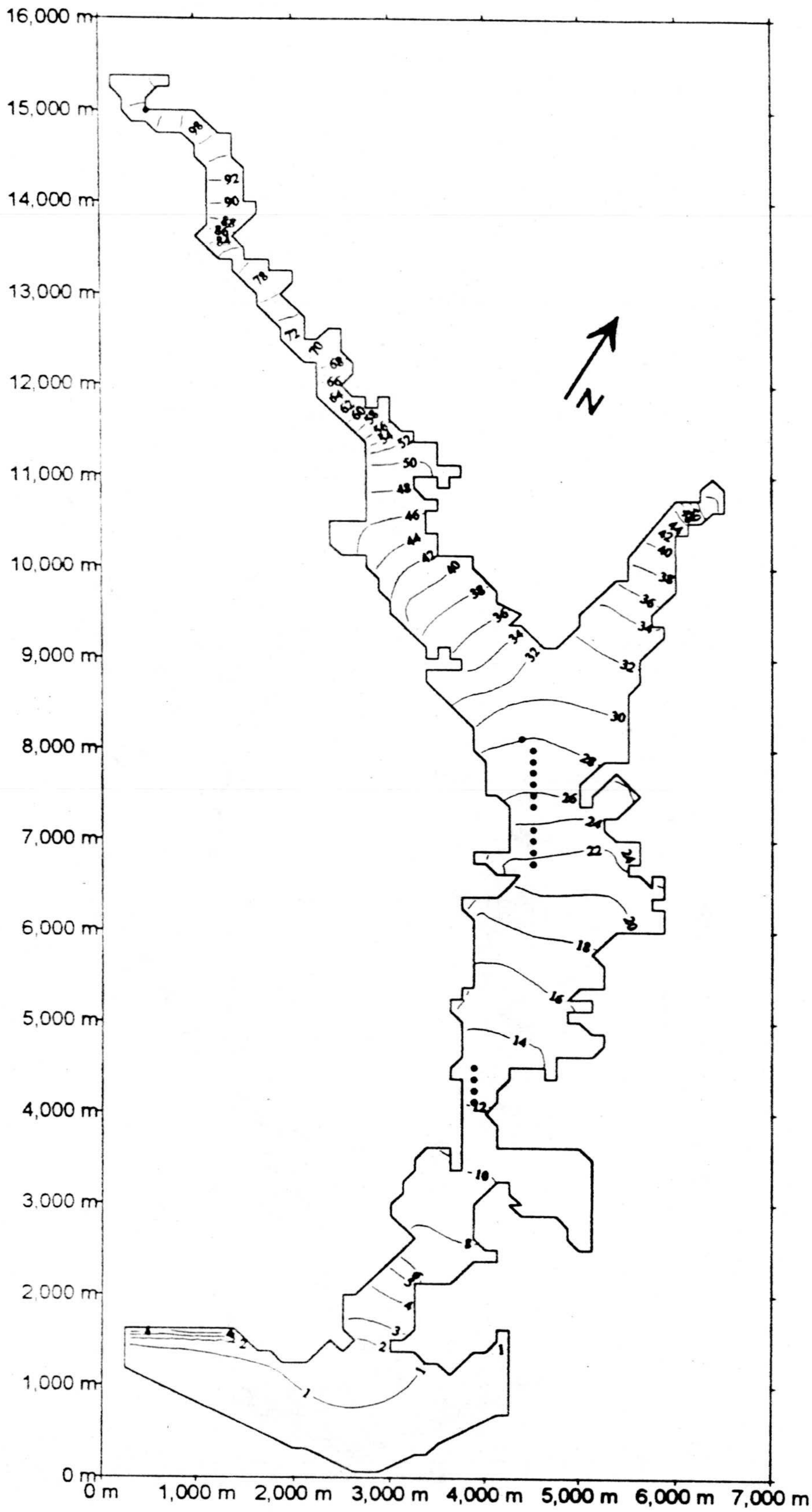


***Figura 5-16a**. Mapa de isopiezas (en metros) y situación de los nudos donde aparece agua superficial, para un balance positivo de 4 hm³/año (Simulación 5).*

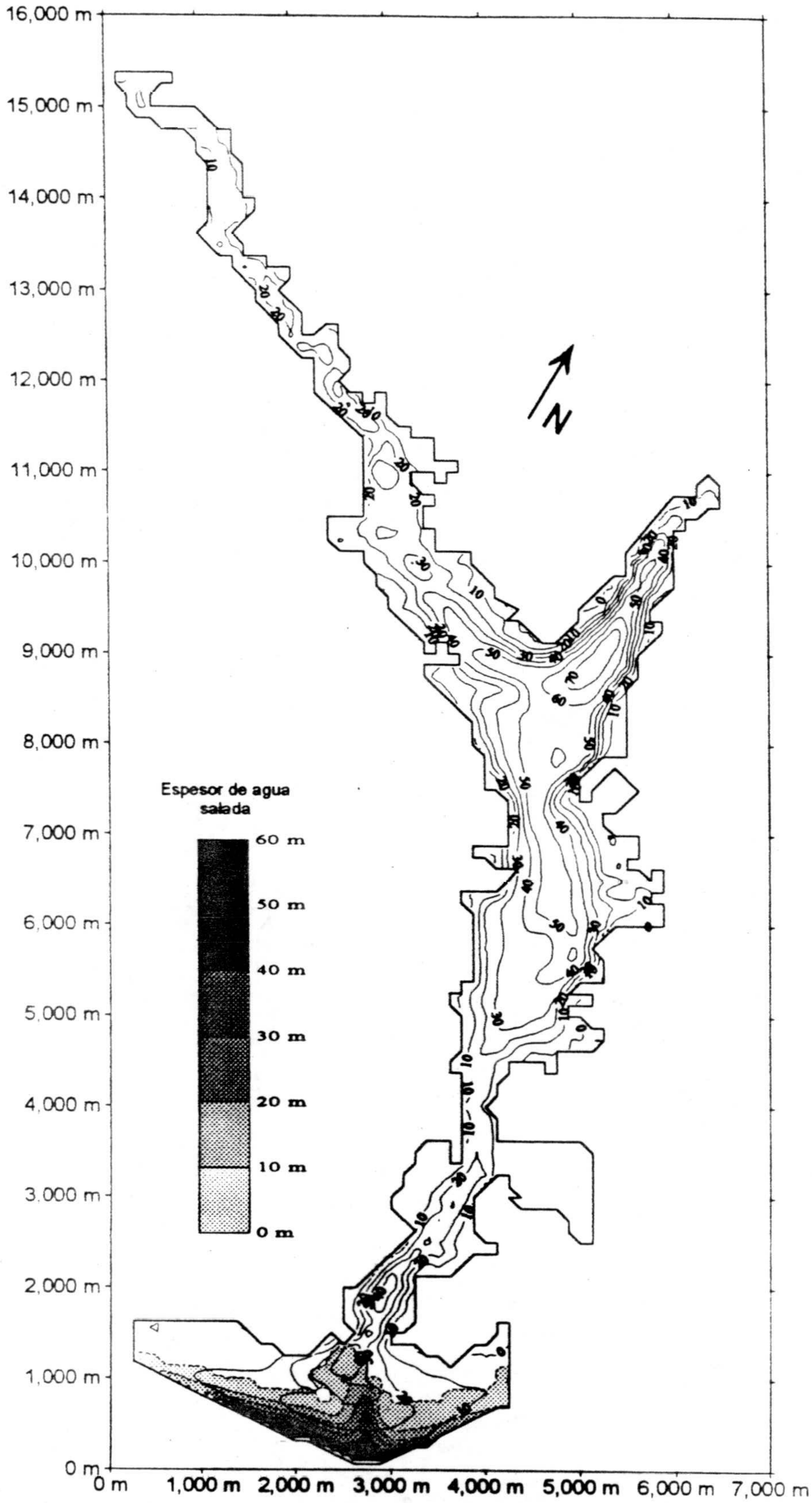


Figura 5-16b. *Mapa de isoespesores* ***de agua dulce*** *(en metros) y posición de la interfase agua dulce-agua salada,* ***con indicación de los espesores de agua salada,*** *para un balance positivo de 4 hm³/año (Simulación 5).*

Las diferencias que se encuentran entre las simulaciones clásicas, es decir, aquellas que imponen los niveles piezométricos, y las realizadas en este trabajo con límites abiertos son especialmente significativas en el borde costero. En los cuatro casos estudiados (recuérdese que en el caso 3 se ha realizado simulación con límites impuestos), las diferencias solamente se encuentran en el sector deltaico y son mayores a medida que aumenta el valor positivo del balance hídrico. Las diferencias máximas obtenidas, situadas en los nudos del borde costero, han sido de 2.04 m, 0.72 m y 0.18 m para las simulaciones 1, 4, 5 y 2 respectivamente. En la figura 5-17 se pueden apreciar gráficamente estas diferencias para el balance intermedio, correspondiente a la simulación 4.

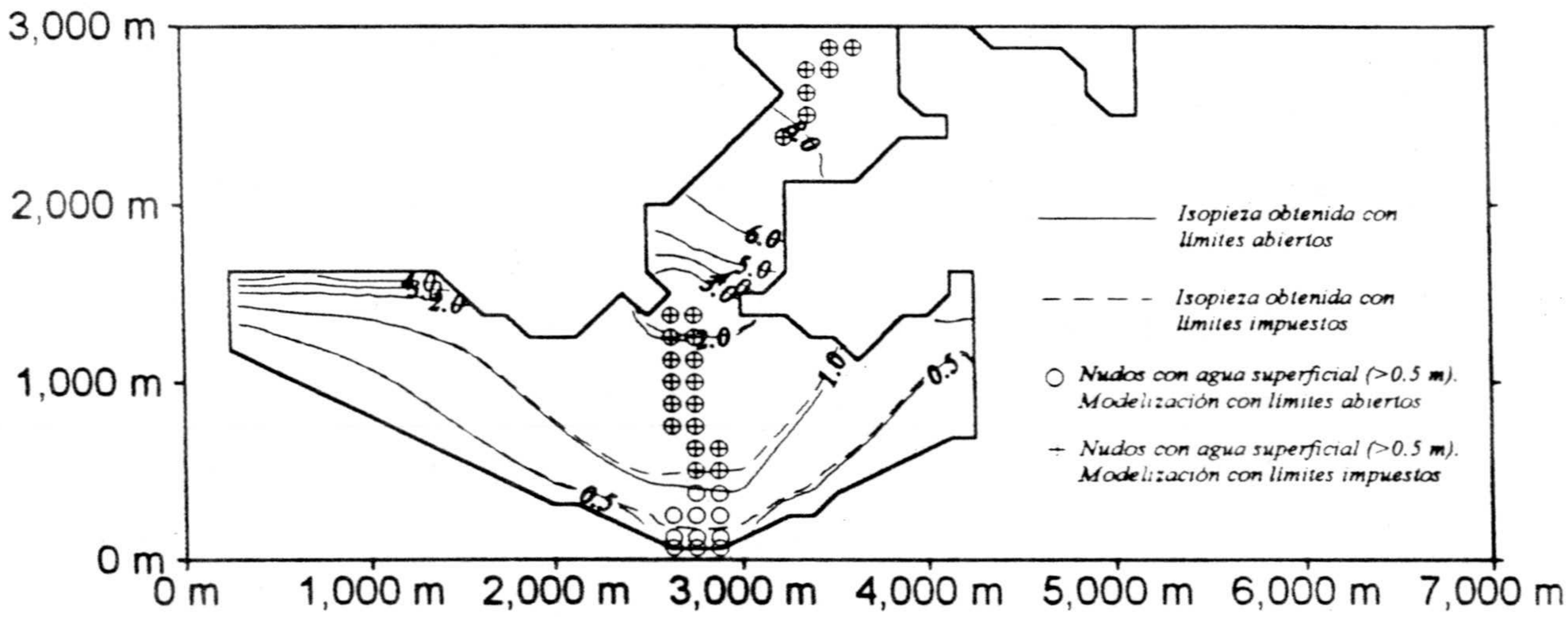


Figura 5-17. *Diferencias en el valor de las isopiezas (en metros) entre la simulación con límites impuestos a cota cero en el borde costero y la efectuada con límites abiertos (cuarta aplicación).*

Otro de los resultados importantes que proporciona el modelo es la evaluación de los volúmenes de agua dulce y de agua salada almacenados en el acuífero para cada caso de simulación (tabla 5-2). Lógicamente, los valores obtenidos son especialmente sensibles, además de al espesor del acuífero, a los coeficientes de almacenamiento introducidos en el modelo, los cuales, como se ha comentado anteriormente, son bajos en comparación con los que cabría esperar de un acuífero de este tipo. En este orden de cosas, hay que remarcar que se ha preferido respetar los datos experimentales, cuyo valor medio es del 5%, a diferencia del introducido en el modelo de CHSE (1987) que es tres veces superior. En cualquier caso, el acuífero del río Vélez es capaz de almacenar un volumen importante de aguas subterráneas

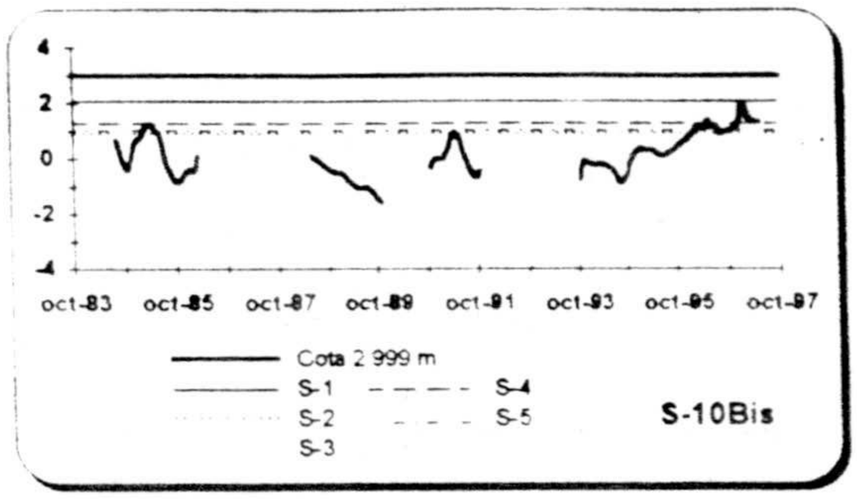
que han de ser protegidas contra la intrusión salina, manteniendo un adecuado balance de agua positivo.

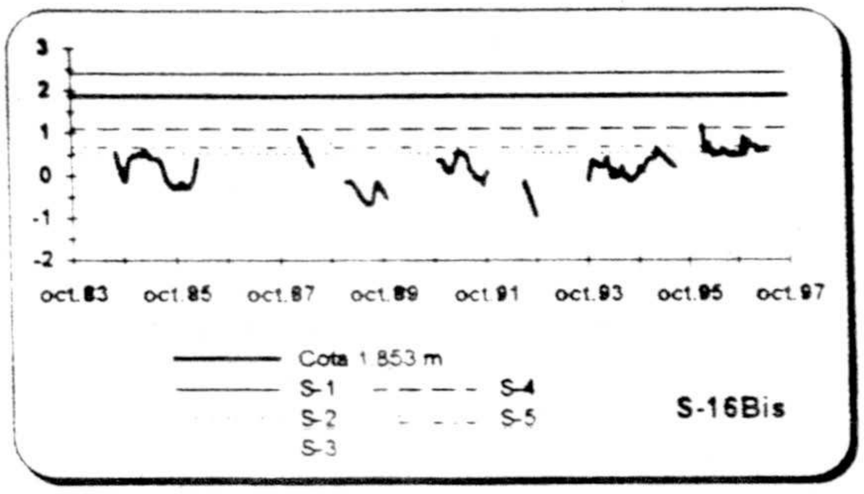
Volumen de agua subterránea (hm^3)	Caso 1	Caso 2	Caso 3	Caso 4	Caso 5
Agua dulce	22.76	18.33	12.84	19.58	19.12
Agua salada	0.96	3.50	7.82	2.21	3.10

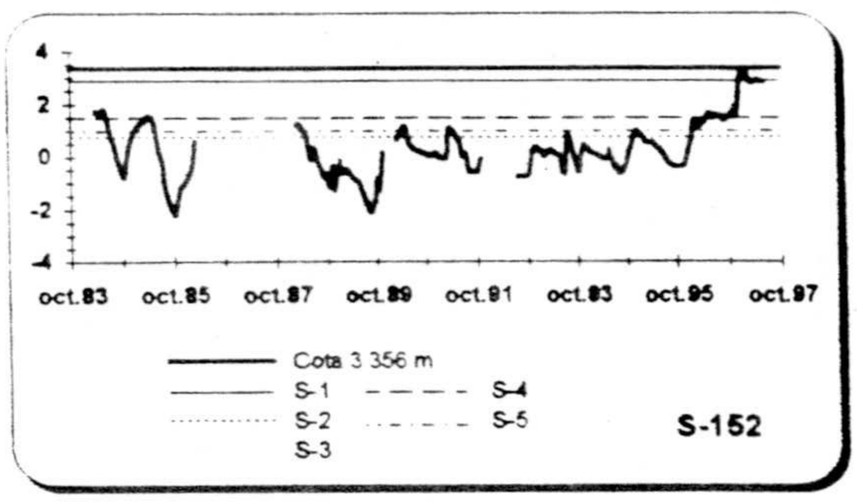
Tabla 5-2. *Volúmenes de agua dulce y salada almacenados en el acuífero para cada caso de simulación.*

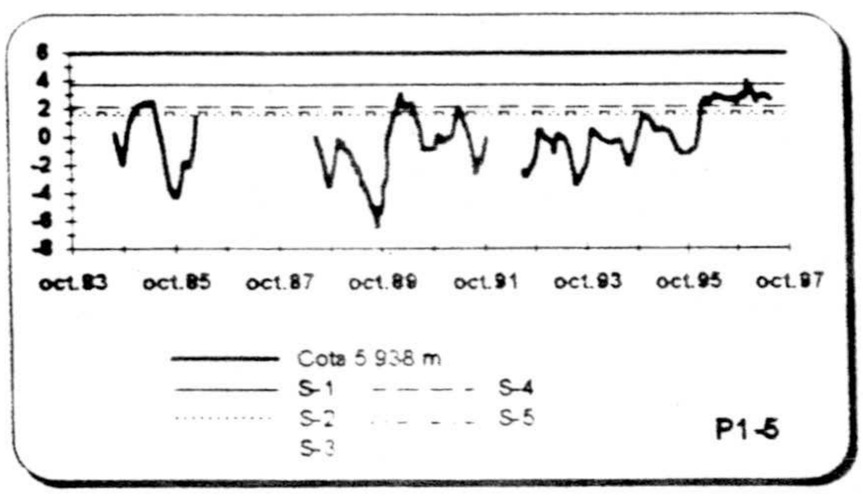
Se ha considerado de gran interés, como fase de validación del modelo, la comparación entre los resultados de las simulaciones con las evoluciones temporales del nivel piezométrico desde 1984 a 1997 (figura 5-18). Para ello se han seleccionado 10 piezómetros representativos de los distintos sectores del acuífero (obsérvese su situación en la figura 5-3), en los que, además, se dispone de un aceptable control piezométrico periódico. Es importante reseñar que el descenso de los niveles en los años 1993/94 y 1994/95 responden no sólo a los efectos de la finalización de las obras de construcción del sistema del embalse (marzo de 1994) sino, y en especial, a la influencia de la sequía de estos años. De igual manera, los ascensos del nivel piezométrico observados en los años 1995/96 y 1996/97 son la repuesta al régimen pluviométrico con fuertes precipitaciones.

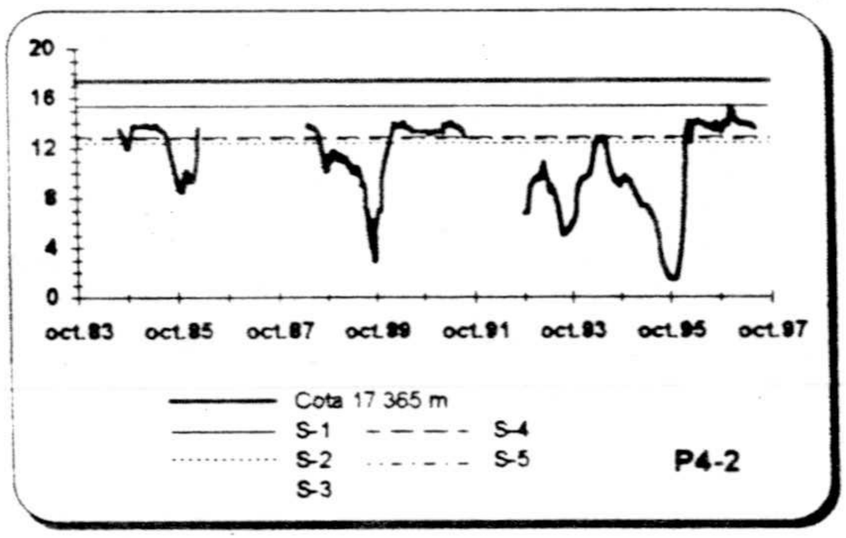
En el periodo de registro, las mayores fluctuaciones del nivel se observan en los piezómetros situados aguas arriba del "umbral" del sustrato (P4-2, P6-2, P7,8-2, P7,8-8, P10-2 y P15-4). En los puntos mencionados, las simulaciones que se efectúen, en régimen permanente, con balances hídricos negativos no proporcionarán valores del nivel piezómetrico próximos a los reales; este hecho se debe a que tales simulaciones corresponden realmente a un régimen transitorio en el que se tiende a desaturar el acuífero donde, además, hay que prestar especial atención a los déficit locales de agua producidos por los bombeos. Por otra parte, el sector costero del acuífero (aguas abajo del "umbral"), donde se sitúan el resto de los puntos considerados (S-10Bis, S-16Bis, S-152 y P1-5), la conexión con el mar permite la entrada de agua de este de tal manera que evita la desaturación; este es el motivo de que existan mayores diferencias entre los niveles piezométricos obtenidos en cada simulación. Hay que puntualizar que no han sido modificados ninguno de los parámetros introducidos inicialmente (permeabilidad, porosidad eficaz, sustrato, etc).

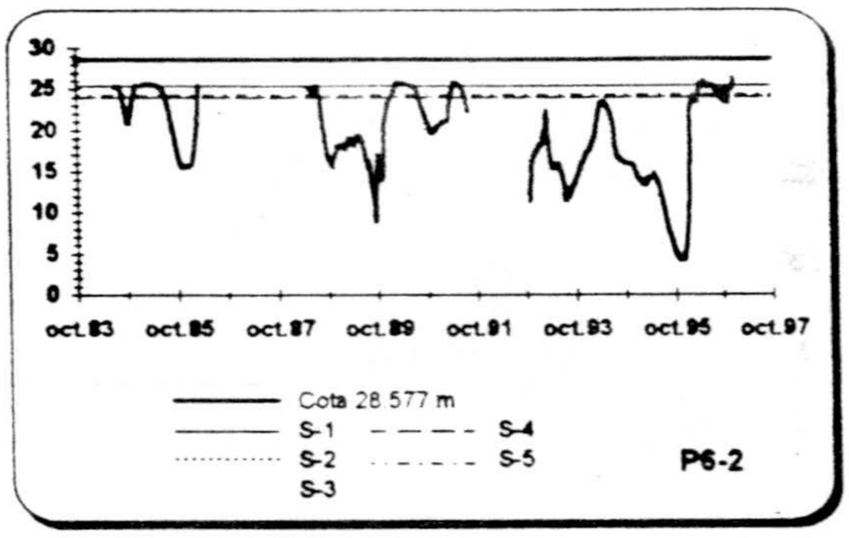


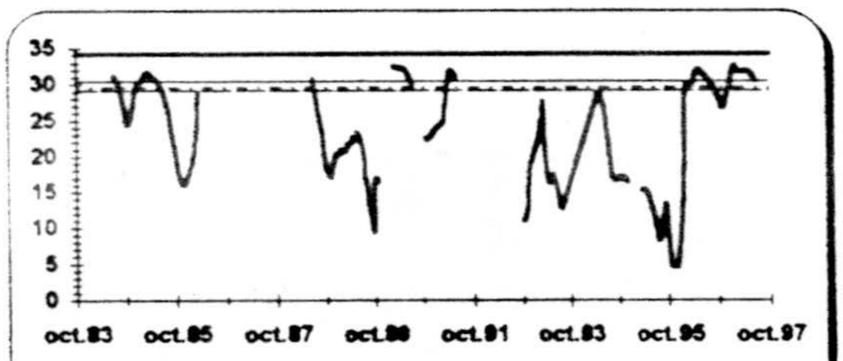


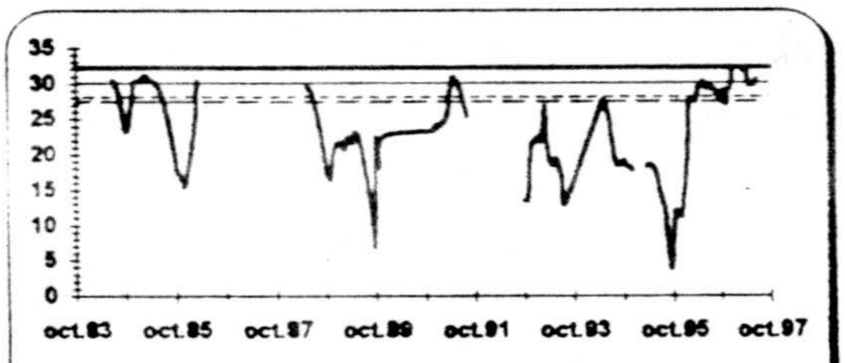


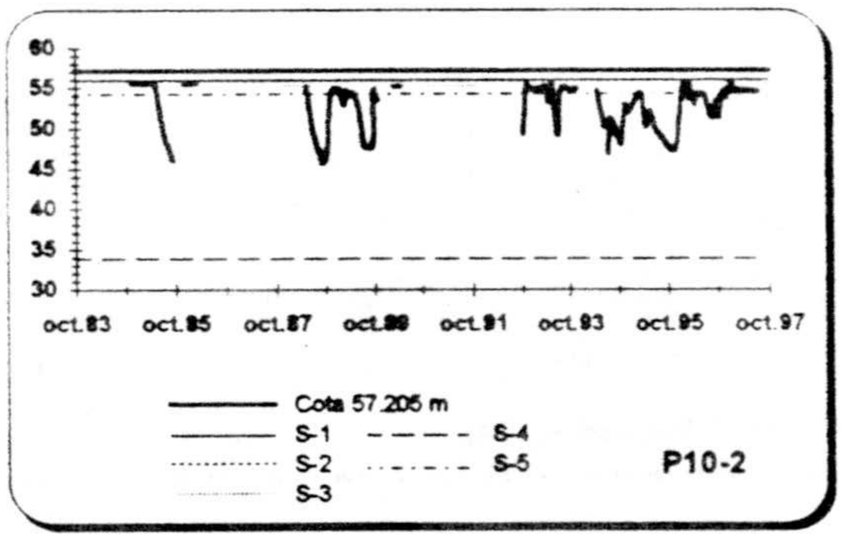












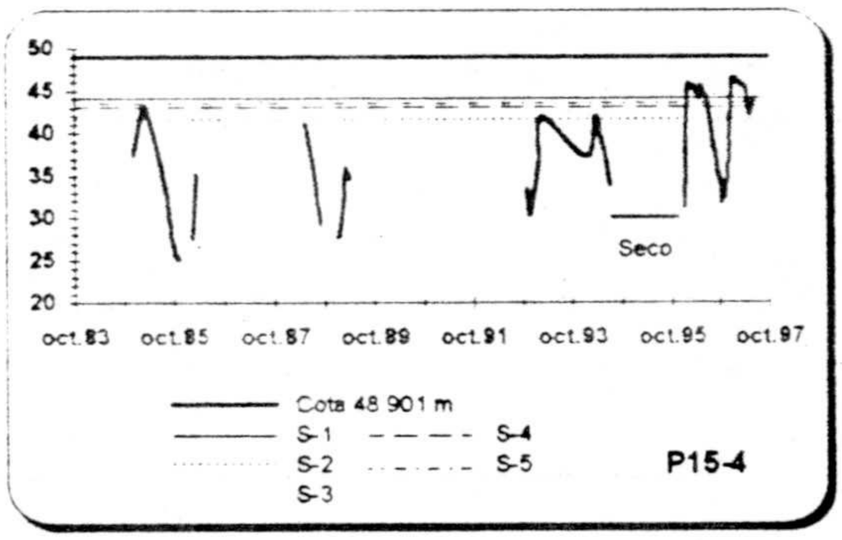
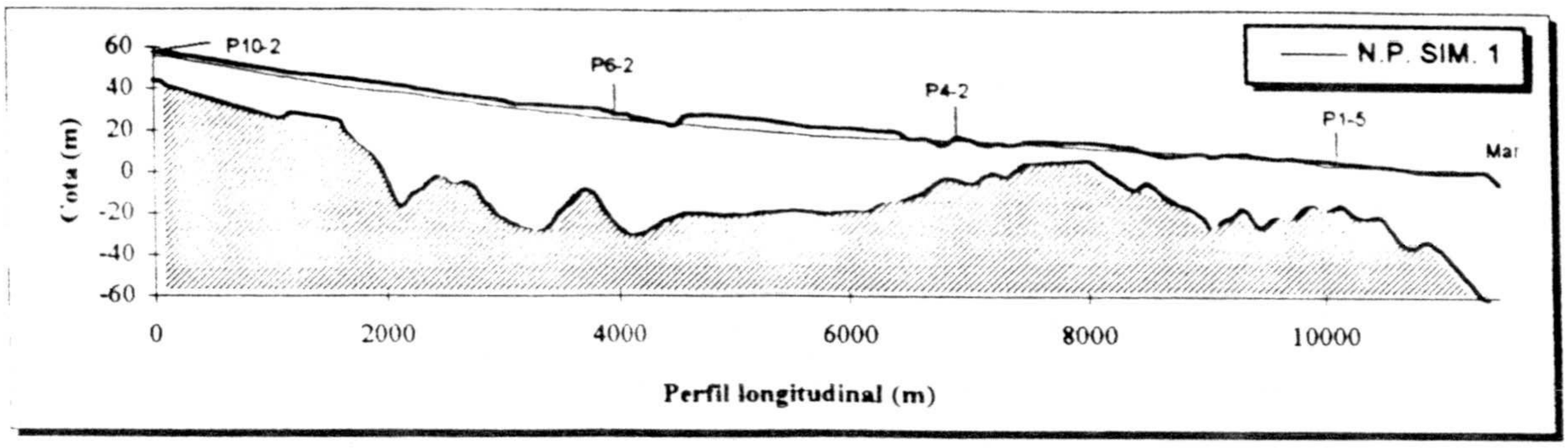
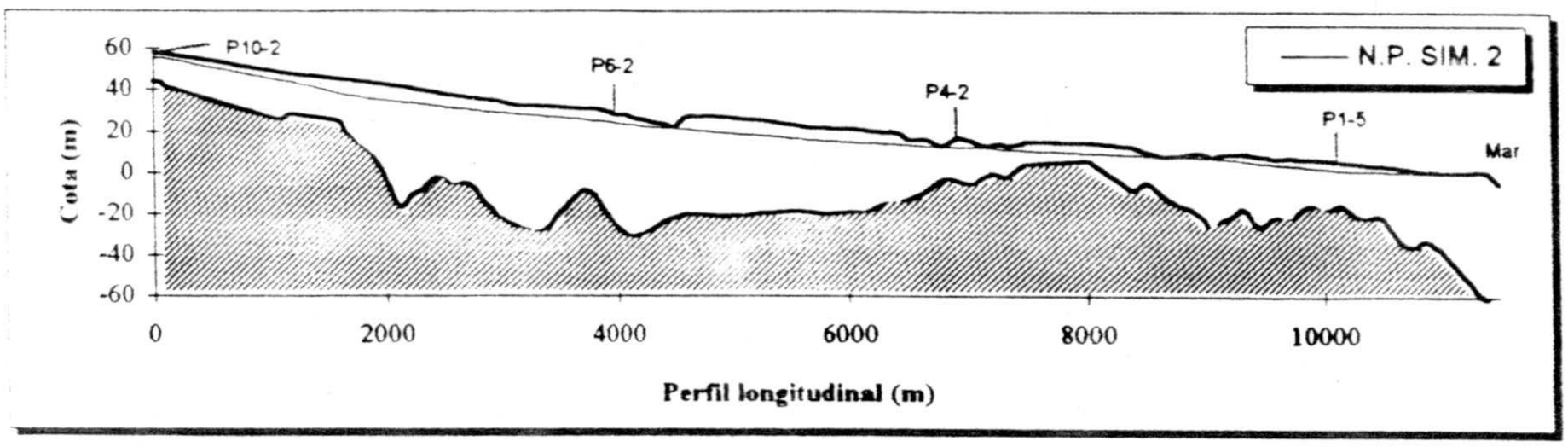
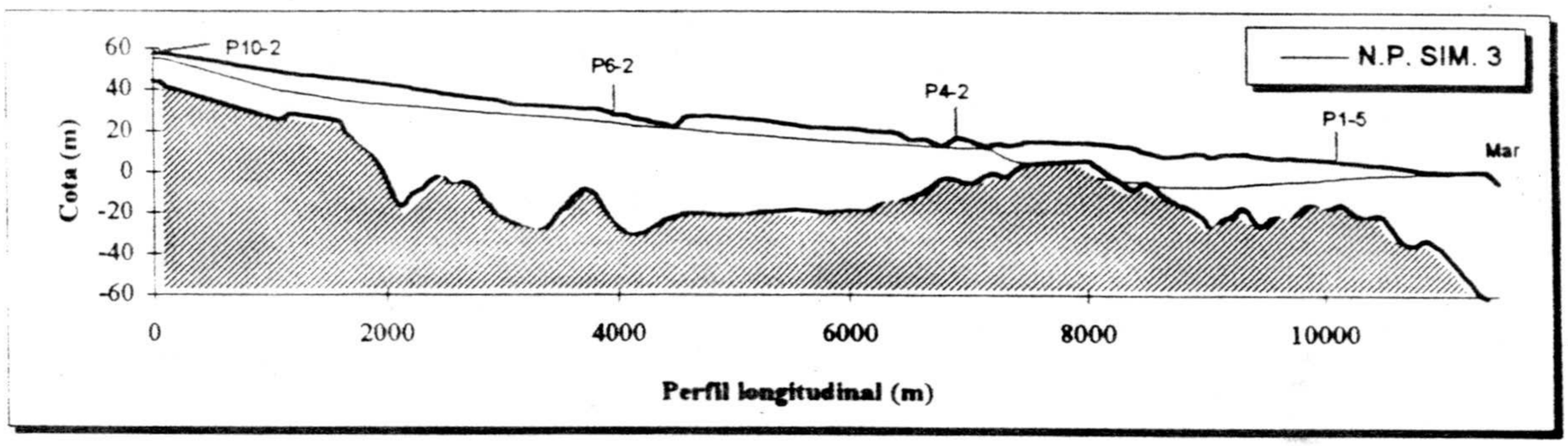
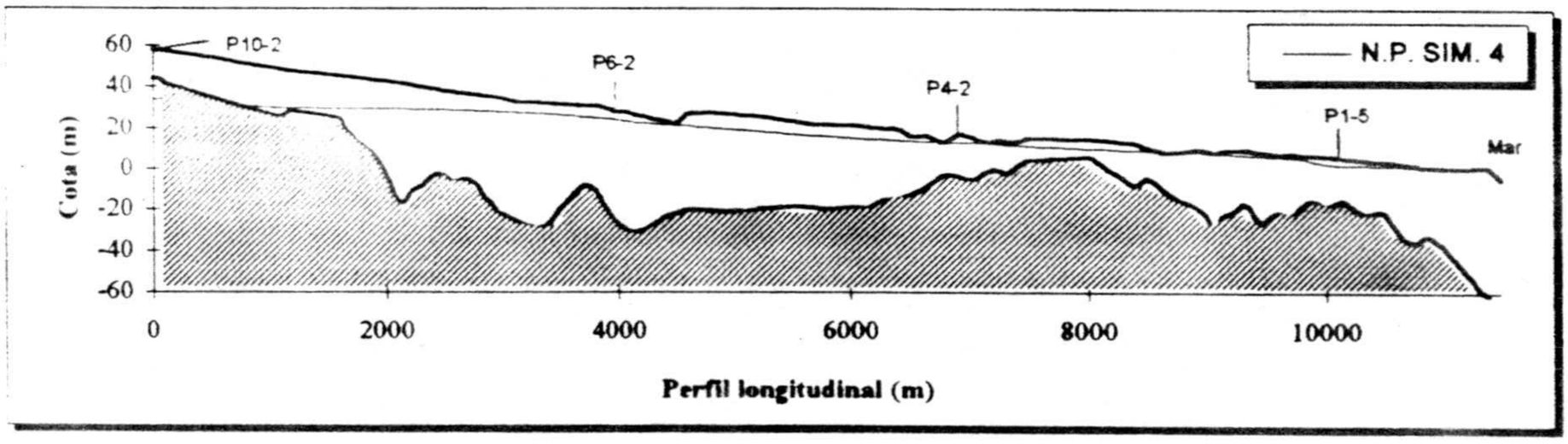


Figura 5-18. Comparación de la evolución temporal de los niveles piezométricos reales con los obtenidos en las alternativas de simulación realizadas.









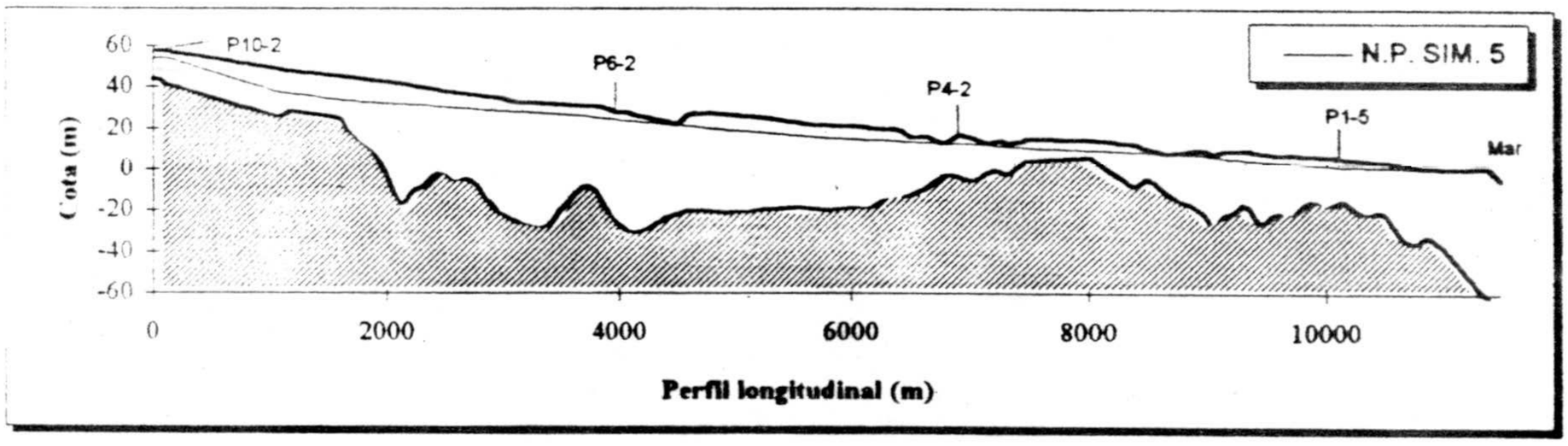


Figura 5-19. *Perfiles longitudinales del acuífero con la situación del nivel piezométrico para cada caso simulado.*

En la primera simulación el nivel de agua coincide con los niveles máximos históricos de los piezométros y el río drena una importante cantidad de agua subterránea que va a parar al mar. En el piezómetro S-16Bis, situado en el sector deltaico próximo al cauce del río, aparecería agua superficial, hecho que es confirmado por la toponimia local en la que a este sector se le denomina "La Laguna".

Con la segunda simulación se obtienen niveles piezométricos más bajos que en el caso anterior, en especial en el sector deltaico. Cuando se simula un balance hídrico deficitario (simulación 3), aguas abajo del "umbral" del sustrato los bombeos producen importantes depresiones y déficits locales; aguas arriba de dicho estrechamiento, el balance hídrico permite que los niveles obtenidos se asemejen a los de la simulación 2.

En el cuarto caso simulado (+22 hm^3), los niveles son parecidos a los de los casos 2 y 3 para los puntos situados aguas arriba del "umbral" del sustrato, y se sitúan en una posición intermedia entre los niveles piezométricos anteriores y los de la simulación 1.

Finalmente, la simulación quinta, donde se considera un balance similar al del segundo caso, los niveles piezométricos que se resultan en el sector costero se sitúan ligeramente por encima de los obtenidos con la última aplicación citada (caso 2), lo que se traduce, además, en un mayor volumen de agua almacenada subterráneamente.

La figura 5-19 ilustra lo que ocurre en cada una de las simulaciones realizadas. Se trata de un corte longitudinal del acuífero, en el que se señalan los piezómetros utilizados para las comparaciones. En general, los niveles se sitúan bastante cerca de la topografía en todos los casos. Se observa perfectamente la disminución de la sección en las inmediaciones del perfil 4 ("umbral" del sustrato). En este lugar, para el caso tercero, se ponen de manifiesto los fuertes gradientes que se generan debido a los bombeos situados aguas abajo, hasta el punto de desaturarse el acuífero y producirse inversión del gradiente.

Los resultados ilustran acerca del posible impacto del funcionamiento del sistema del embalse de la Viñuela en el acuífero de Vélez. Obviamente, se pueden considerar otras posibles alternativas como son las posibilidades de recarga del acuífero en distintos tramos del

acuífero o la reubicación idónea de captaciones para una explotación racional y conjunta de las aguas superficiales y subterráneas, etc. El desarrollo del modelo en régimen transitorio será sin duda la pieza clave para resolver el comportamiento del acuífero, especialmente en condiciones hidrológicas extremas. En este sentido, hay que advertir que para ello es necesario conocer los más detalladamente posible, entre otros datos, los relativos a las condiciones en los límites, los parámetros hidráulicos y la explotación.

CAPÍTULO 6.

RESUMEN Y CONCLUSIONES

CAPÍTULO 6. RESUMEN Y CONCLUSIONES

La investigación realizada se centra en un estudio hidrogeológico que incluye los aspectos de caracterización hidroquímica y calidad de las aguas, y en la modelización del flujo subterráneo del acuífero de Vélez (20.4 km^2 de superficie) .

El área estudiada se encuentra situada en el sector costero central de la comarca malagueña de la Axarquía cuya economía está basada, fundamentalmente, en el turismo y la agricultura. Sobre los depósitos aluviales y deltaicos de los ríos Vélez y Benamargosa que constituyen el acuífero, se asienta una fértil vega en la que se cultivan mayoritariamente productos hortícolas y, en las laderas colindantes, se desarrollan los cultivos subtropicales de aguacate. La superficie de cultivos regados con las aguas subterráneas asciende a 3898 ha, la mayor parte situados fuera del acuífero.

Hasta agosto de 1994, el abastecimiento de los municipios más próximos al acuífero, Vélez Málaga, Benamargosa, Benamocarra e Iznate, entre otros, se ha realizado a partir de las aguas subterráneas; el total de habitantes suministrados superaba los 60.000, cifra que con la llegada del periodo estival se duplicaba, sobre todo por la concentración en el núcleo costero de Torre del Mar. Tras la entrada en funcionamiento del canal de abastecimiento del embalse de la Viñuela, en la fecha anteriormente citada, tales poblaciones han ido utilizando las aguas de dicho embalse. No obstante, durante los años hidrológicos 1995/96 y 1996/97 se han vuelto a poner en funcionamiento algunas de las captaciones de abastecimiento.

El acuífero está constituido por las formaciones neógenas y cuaternarias, de naturaleza detrítica y de origen fluvial y deltaico de granulometría diversa y carácter más o menos permeable (gravas, arenas, limos y arcillas), que funcionan en conjunto como un acuífero libre. No obstante, en el sector costero, debido a la intercalación de un nivel detrítico fino (limos arcillosos), se distinguen dos acuíferos, uno superior que se comporta de la forma anteriormente mencionada, y otro inferior que queda confinado por la mencionada capa impermeable.

El sustrato y bordes del acuífero están constituidos por materiales pertenecientes a los Complejos Alpujárride y Maláguide (filitas, esquistos y metaconglomerados), y en algunos sectores, los materiales que constituyen el acuífero reposan discordantemente sobre limos y arcillas de edad Pliocena.

En el acuífero se pueden distinguir dos sectores, atendiendo al origen de materiales depositados: sector aluvial y sector deltaico. Por otro lado, la existencia de un estrechamiento del acuífero coincidente con una elevación del sustrato permite diferenciar otros dos sectores: continental y costero.

La potencia media del conjunto de materiales permeables se estima en unos 30 m. Los mayores espesores se localizan en el sector central, en la confluencia de los ríos Vélez y Benamargosa, y en el sector deltaico; en ambos casos, las potencias máximas no parecen superar los 65 m.

La permeabilidad media del conjunto es de 70 m/día, con valores máximos de 300 m/día y mínimos de 30 m/día. Los coeficientes de almacenamiento obtenidos en ensayos de bombeo realizados en otros estudios, están comprendidos entre el 1 y el 11%.

El funcionamiento del acuífero en régimen natural es simple. La recarga principal de acuífero se produce, entre los meses de noviembre y abril de cada año hidrológico, a partir de la infiltración de las aportaciones de los ríos Vélez y Benamargosa y la escorrentía generada en las cuencas laterales. En este periodo se produce un ascenso de los niveles piezométricos, periodo que además coincide con una reducción de las extracciones por bombeo. En el resto del año hidrológico se invierte el comportamiento ya que aumentan las extracciones por bombeo, se reducen las aportaciones superficiales y bajan los niveles piezométricos; avanzado el verano y a comienzos del otoño se produce la intrusión marina. A partir de la construcción de los transvases hacia el embalse de la Viñuela, este esquema de funcionamiento del acuífero se verá afectado en la medida en que el porcentaje de derivación de estos ríos sea reducido; en principio, sólo está previsto derivar caudales superiores a 500 l/s.

En esta investigación también se recogen algunos de los resultados obtenidos en el estudio de CHSE (1997), referentes al Inventario de Puntos de Agua realizado por el Instituto

del Agua de la Universidad de Granada para la empresa consultora de la Administración encargada de los trabajos, CGS-OGDEN. El total de aprovechamientos existentes en el año 1995, en el acuífero de Vélez es de 732 de los que 464 son pozos, 257 sondeos y 11 tomas de aguas superficiales. Desde el anterior inventario realizado en 1984 al año 1995, el número de captaciones se ha incrementado en un 80% (de 420 a 721). La mitad de los puntos que habitualmente extraen agua subterránea (unos 430) no acreditaron estar legalizados (205 puntos). Además de todos estos puntos, existe una importante red de piezómetros constituida en la actualidad por 43 puntos de los que 36 pertenecen a la CHSE, 4 al SGOPU y 3 al ITGE.

El flujo subterráneo se realiza de norte a sur. Los mayores gradientes hidráulicos se localizan en la cabecera del acuífero, en los aluviales de los ríos Vélez y Benamargosa. En la confluencia de estos ríos y sector central los gradientes se suavizan notoriamente. En el sector costero los gradientes son débiles y se aprecian las menores fluctuaciones de los niveles piezométricos. En las épocas de aguas altas la disposición de las isopiezas se muestra perpendicular a los bordes este y oeste del acuífero en toda su superficie. En los periodos de aguas bajas, en el sector central del acuífero, los bombeos de la margen derecha del río alteran el sentido general del flujo que, prácticamente se produce de este a oeste y, en consecuencia, las isopiezas tienden a situarse de forma subparalela a los bordes.

La evolución temporal de los niveles piezométricos muestra fuertes oscilaciones estacionales que responden a los periodos de aguas altas y aguas bajas. Las mayores variaciones se observan en los piezómetros situados en los cursos altos de los ríos y las menores en el sector deltaico. En este último lugar se han llegado a medir niveles piezométricos a cota -6 m B.N.M. con la consecuente intrusión marina asociada; tales niveles son provocados por intensos y prolongados bombeos.

El elevado número de captaciones y de piezómetros existentes en el acuífero aconsejaba realizar en este trabajo un diseño de la red de control de la piezometría para optimizar la representatividad de la información obtenida con el mínimo número de puntos de observación. En el marco de un proyecto de investigación del Instituto del Agua y el Departamento de Estadística e Investigación Operativa de la Universidad de Granada, se ha realizado una modelización estocástica del flujo subterráneo para obtener una red piezométrica

óptima pero con una particularidad que es la de asignar una zona de interés en la que se exige mayor precisión; como es obvio dicha zona se hizo coincidir con el sector deltaico.

En lo que respecta a la climatología de la cuenca y acuífero del río Vélez, se han recogido datos de otros autores y, en el segundo caso, se han realizado cálculos detallados de la ETP, ETR y lluvia útil tanto para valores medios anuales de precipitación y temperatura como para los años en los que se ha desarrollado la presente investigación. La precipitación media en la cuenca del río Vélez es de 629 mm. La estación meteorológica más representativa del sector bajo de la cuenca es la de Vélez Málaga. En esta estación, la precipitación media anual obtenida ha sido de 495 mm, la ETP es de 936 mm y la ETR se ha cifrado en 415 mm, en consecuencia el porcentaje de lluvia útil es de 16.1% (se ha considerado una capacidad de campo de 100 mm). Por otro lado, se ha realizado el cálculo de la ETP, ETR y lluvia útil a nivel mensual y diario para los años hidrológicos 1993/94, 1994/95 y 1995/96. Para establecer el balance hídrico del acuífero se consideran los resultados obtenidos del análisis diario para una capacidad de campo de 100 mm; la lluvia útil calculada para los citados años hidrológicos ha sido de 45 mm, 0 mm y 223 mm, respectivamente. En la última parte del apartado de climatología se ha realizado una caracterización pluviométrica de los años anteriores; con los datos aportados por la estación de Vélez Málaga, el año hidrológico 1993/94 ha sido seco (413 mm de precipitación registrada), el año 1994/95 muy seco (202 mm) y el año hidrológico 1995/96 ha sido muy húmedo (730 mm).

La regulación hídrica de la cuenca del río Vélez y los recursos del embalse de la Viñuela ha sido objeto de otro apartado de la presente Memoria. El sistema del Embalse de la Viñuela está constituido por la presa del mismo nombre (173 hm^3 de capacidad) y los trasvases de los principales afluentes del río Vélez. La aportación media de los ríos embalsados en primera instancia por la presa o que lleguen a ésta por los trasvases se cifran en unos 93 hm^3/año; no obstante la aportación media regulada (trasvase de caudales superiores a 500 l/s) es de unos 68 hm^3/año. Por otro lado, los recursos totales de la cuenca del río Vélez según datos de distintas fuentes oscilan entre 103 y 129 hm^3/año.

En este trabajo se han realizado balances hídricos del acuífero muy detallados para los años hidrológicos 1994/94 y 1994/95. También se muestran los balances obtenidos por otros autores y se han efectuado las oportunas comparaciones. Los balances hídricos de los años

citados han sido -8 hm^3/año y -23 hm^3/año, respectivamente. En este último cabe destacar la notable reducción de las aportaciones superficiales y, en favor de un balance menos negativo, disminuye la extracción por bombeo destinada al abastecimiento. Esta última se ha cifrado para el año 1993/94 en 39 hm^3/año (28 hm^3/año para la agricultura y 11 hm^3/año para abastecimiento), en tanto que para el año 1994/95 ha sido de 28 hm^3/año (27.3 hm^3/año para uso agrícola y el resto para abastecimiento). Otro de los elementos del balance evaluados con detalle ha sido el retorno de riegos que, en el caso del sector de estudio, supone una bajo porcentaje de las entradas de agua al acuífero, en torno a 1 hm^3/año.

El volumen de material acuífero es de 531 hm^3 de los que pueden saturarse hasta el 90% (447 hm^3) y la capacidad de almacenamiento de agua subterránea que tiene la unidad hidrogeológica se estima que no supera los 26 hm^3/año.

El estudio hidroquímico del acuífero ha sido abordado desde distintos puntos de vista. Entre octubre de 1993 y julio de 1995 se han realizado 19 muestreos en una media mensual de 36 puntos para los análisis de componentes mayoritarios, nitrogenados y fosfatos, con un total de 11014 determinaciones. Para los plaguicidas se tomaron muestras cada dos meses, desde septiembre de 1993 hasta septiembre de 1994, y en los meses de noviembre de 1994 y marzo de 1995 se han recogido muestras para el análisis de elementos metálicos.

En general se observa un aumento de la salinidad en el sentido del flujo subterráneo. Las aguas subterráneas del aluvial del río Benamargosa presentan mayor salinidad que las del Vélez. En el sector situado ligeramente aguas arriba del estrechamiento del sustrato se produce un incremento notable de la salinidad. Por último, en el sector deltaico se observan elevadas salinidades y, en concreto, en la margen derecha. Las facies hidroquímicas del acuífero son mayoritariamente bicarbonatadas calcicomagnésicas aunque en el sector deltaico suelen ser cloruradas sódicas.

Los perfiles hidroquímicos de los parámetros conductividad, calcio, magnesio, sodio, cloruros y sulfatos son parecidos. Todos ellos muestran un aumento en el sentido del flujo subterráneo y una evolución temporal parecida.

El estudio de los compuestos nitrogenados ha sido abordado con mayor profundidad. La utilización de fertilizantes sobre los cultivos de la vega de los ríos Vélez y Benamargosa resulta excesiva y ha causado la degradación de la calidad de las aguas subterráneas ya que supone un aporte de nitrógeno a los cultivos estimado en unos 400 kg/ha/año. Esta cifra representa el 86% del volumen total de entradas de nitrógeno al sistema, aplicado en su mayor parte entre los meses de noviembre y abril. En el 60% de las muestras analizadas se superan los 50 mg/l de NO_3^-, con un contenido medio de 85 mg/l para el periodo considerado (octubre de 1993 a julio de 1995), si bien se llegan a medir concentraciones puntuales superiores a 400 mg/l. En el año hidrológico 1994/95 existe un considerable exceso de nitrógeno introducido y pese a ello, el contenido medio en nitratos de las aguas subterráneas experimentó un incremento moderado. Dado que las precipitaciones registradas durante los años 1993/94 y 1994/95 fueron muy escasas, cabe suponer que este comportamiento responde a una baja tasa de lixiviación durante el periodo de control. Por tanto, este "excedente" de nitrógeno introducido en el sistema habría quedado retenido en el suelo, bien al alcance del sistema radicular de las plantas o en la zona no saturada fuera del alcance de éste. Estos resultados concuerdan con el hecho de que tras las importantes lluvias caídas en el año 1995/96 se produjo un notable incremento del contenido en nitratos de las aguas subterráneas, efecto que cabe suponer se debe al lixiviado del nitrógeno acumulado durante el año anterior en la zona no saturada.

La intrusión marina ha sido estudiada para los acuíferos superficial y profundo para lo que se han tenido en cuenta los piezómetros ranurados en cada nivel. A partir del mes de enero de 1995 el acuífero superior ha sufrido los efectos de la intrusión marina en la margen derecha del delta. Ha sido muy interesante establecer la relación entre la evoluciones temporales del nivel piezométrico y la conductividad eléctrica a las cotas de -5, -20 y -35 m; en casi todos los puntos se observa que ascensos del nivel son coincidentes con descensos de la conductividad y al contrario.

El último capítulo abordado en el presente trabajo ha sido el de modelización del flujo subterráneo. El modelo utilizado para ello ha sido parcialmente desarrollado en el Instituto del Agua de la Universidad de Granada y todavía se encuentra en fase de investigación, principalmente por que sólo se aplica en régimen estacionario. Se trata de un modelo numérico de flujo subterráneo por elementos finitos T3 que permite evaluar las descargas del sistema

dado que aplica la técnica de límites abiertos. La principal innovación del tipo de modelización realizada es precisamente ésta última, no se imponen niveles en ningún sector sino que se introducen los valores de entradas (superficiales y subterráneas) y salidas por bombeo y el modelo suministra la piezometría, los espesores de agua dulce, salada y agua superficial, y el volumen de agua subterránea almacenada. Las simulaciones se han realizado en régimen permanente respetando la información disponible relativa a los parámetros hidráulicos, para distintos supuestos de desembalses de la Presa de la Viñuela y otras actuaciones que se pueden realizar en el sector de estudio. Finalmente, se han comparado los resultados obtenidos en las distintas alternativas con las evoluciones temporales reales del nivel piezométrico en diez puntos del acuífero.

Notas sobre el Plan Hidrológico de la Cuenca Sur (PHCS) y su relación con el acuífero de Vélez.

Las competencias en materia hidrológica corresponden al Organismo de Cuenca, en este caso la Confederación Hidrográfica del Sur de España cuya sede principal está en Málaga.

La Documentación Básica y el Proyecto de Directrices del Plan Hidrológico de la Cuenca Sur fueron aprobados en los años 1990 y 1992, respectivamente. En 1998 ha sido también aprobado por el Consejo Nacional del Agua y remitido para su aprobación por el Gobierno, lo que es el PHCS en sentido estricto, puesto que incluye todas las cifras y actuaciones a realizar en la Cuenca Sur. La recopilación de datos en los que se basan buena parte de las decisiones del reciente documento aprobado tienen en cuenta toda la información disponible hasta el año 1989 y, habida cuenta de los periodos de sequía e intensas precipitaciones de los últimos años, algunas de ellas pueden no ser adecuadas. Desde febrero de 1997 ya se viene trabajando en la actualización de todas cifras.

En este sentido y en lo que se refiere al acuífero de Vélez, el PHCS aprobado (datos hasta el año 1989) no tiene en cuenta la influencia de todas las infraestructuras relacionadas con el sistema del embalse de la Viñuela; la mayor parte de la información recopilada se refiere al estudio de CHSE (1987). En cualquier caso, el Organismo de Cuenca trabaja con los documentos actualizados en los que está previsto realizar, como era de esperar, un uso conjunto de las aguas superficiales (embalse de la Viñuela) y subterráneas (acuífero de Vélez) y disponer de todos los recursos reutilizables (fundamentalmente las aguas residuales de Vélez, Torre del Mar y Rincón de la Victoria). Los modelos de gestión utilizados incluyen la simulación conjunta de todos los elementos hidrológicos.

Por último, hay que destacar que el PHCS definitivo será incluido en el Plan Hidrológico Nacional (PHN) no sin antes establecerse un importante debate sobre todo en lo que concierne a los trasvases intercuencas que en el caso del sector de estudio (Cuenca del río Vélez) se referirán al modo de gestión de los sistemas Sierra Tejeda-Almijara y el acuífero de Sierra Gorda. Algunos trabajos ya apuntaban en el sentido de regular el manantial de Guaro

para suministrar agua al sector situado por encima del embalse de la Viñuela (IGME, 1983, López Geta et al., 1981 y Chicano, 1992).

Notas sobre la participación del agua local.

Los usuarios tradicionales de las aguas superficiales de los ríos Vélez y Benamargosa, y subterráneas han sido las Comunidades de Regantes de Benamargosa, Vélez, Almayate, Torre del Mar y Benamargosa. Todas ellas riegan potencialmente 941 ha situadas casi por completo en el propio acuífero.

La Comunidad de Regantes de Vélez, dispone de 7 tomas de aguas superficiales que dan lugar a siete acequias conocidas por los nombres de la Crujía, Huertas Altas, Jueves, Anaya, Prado del Rey, Trigueros y Acosta, que riegan un total aproximado de 610 ha. Algunos de estos aprovechamientos están destruidos o inutilizados por lo que en la mayor parte de los casos se ponen en funcionamiento las captaciones de aguas subterráneas.

La Comunidad de Regantes de Playa de Vargas y Vega de Enrique, también conocida como de Almayate, dispone de una toma de aguas superficiales para regar unas 200 ha de cultivos ubicados en su mayor parte en la margen derecha del sector deltaico.

La Comunidad de Torre del Mar riega por su parte unas 90 ha cifra que se ha reducido en más de 100 ha desde el año 1985 debido al crecimiento del núcleo urbano de Torre del Mar.

Por último, en el valle del río Benamargosa existe una única acequia (acequia de Benamargosa) que riega actualmente unas 41 ha.

Las Sociedades Agrarias de Transformación (SAT) son de creación más reciente. La mayor parte de ellas riegan cultivos situados fuera de la vega. En la actual ley de aguas, estas corporaciones pasan a ser Comunidades de Regantes (en formación).

Con la entrada en vigor de la Ley de Aguas de 1985 y a la vista del enorme número de aprovechamientos existentes en el sector, la Confederación Hidrográfica del Sur de España viene insistiendo en la necesidad de creación de una única Comunidad de Usuarios, sin embargo, en algunos casos, los intereses de los usuarios están contrapuestos. Por el momento,

existen varias asociaciones vinculadas de una u otra manera a las aguas subterráneas del acuífero:

- Comunidad de Usuarios en Formación de las Aguas Subterráneas del Acuífero del río Vélez. Comprende la comunidad de Regantes del Río Vélez, salvo la acequia de Acosta, y buena parte de los propietarios particulares de captaciones situadas en el sector de central del acuífero.

- Comunidad de Usuarios en Formación de las Aguas Subterráneas del Valle del río Benamargosa.

- Junta Central de Usuarios del Sur del Guaro. Incluye varias Comunidades de Regantes y usuarios particulares del sector costero del acuífero.

Por último, hay que mencionar que está en fase de creación una Comunidad de Usuarios de las Aguas Residuales (CUAR) que será, con el debido ordenamiento jurídico, la que podrá beneficiarse de las aguas depuradas en la Estación de Aguas Residuales que se construirá en breve.

CAPÍTULO 7.

BIBLIOGRAFÍA

CAPÍTULO 7. BIBLIOGRAFÍA.

- **Angulo, J.M., Azari, A.S., Shumway, R.H. y Yucel, Z.T., 1994.** Fourier approximations for estimation and smoothing of irregularly observed spatial processes. *In* Hipel, K.H. (ed.): *Stochastic and Statistical Methods in Hydrology and Environmental Engineering*, **2**, 353-365.

- **Angulo, J.M., Bueso, M.C., Cruz San Julián, J.J. y García Aróstegui, 1997.** A multivariate state-space model approach to spatial sampling desing. *Proceeding of IAGM'97*, part **2**, 647-652.

- **Antón, M., 1939.** *Informe sobre los sondeos efectuados en el río Guaro para el estudio del Pantano del Monte.* CHSE (informe inédito).

- **Arteaga, O., Hoffmann, G., Schubart, H. y Schulz, H.D., 1985.** Investigaciones geológicas y arqueológicas sobre los cambios de la línea costera en el litoral de la Andalucía mediterránea. Informe preliminar. Consejería de Cultura de la Junta de Andalucía. *Anuario Arqueológico de Andalucía*, **II**, 117-122.

- **Arteaga, O., Hoffmann, G., Schubart, H. und Schulz, H.D., 1988.** Forschungen zur Archäologie und Geologie im Raum von Torre del Mar: 1983/84. *Madrider Beiträge*, **14**, 107-126. Mainz am Rhein.

- **ASTM, 1980.** *Annual Book of ASTM Standards.* Water Ed. American Society for Testing and Materials. Philadelphia. U.S.A..

- **Augustín, C., 1983.** *Contaminación por plaguicidas en aguas superficiales y suelos de cultivo de la provincia de Granada.* Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 378 pp.

- **Azema, J., 1961.** Etude géologique des abords de Malaga (Espagne). *Estudios Geológicos*, **17**, 131-160.

- **Ball, J.W. y Nordstrom, D.K., 1991.** *User's manual for WATEQ4F, with revised thermodynamic data base and test cases for calculating speciation of major, trace and redox elements in natural waters.* Open file report 91-183, U.S. Geological Survey, menlo Park. California.

- **Bear, J. y Verruijt, A., 1987.** *Modeling groundwater flow and pollution.* Reidel, Dordrecht.

- **Benavente, J., 1982.** *Contribución al conocimiento hidrogeológico de los acuíferos costeros de la provincia de Granada.* Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 435 pp.

- **Benavente, J., Cruz San Julián, J.J. y Padilla, F., 1995.** *Impacto del embalse de Otivar en el acuífero del río Verde. Modelo de simulación. Instituto del Agua (Informe inédito).* Universidad de Granada. 325 pp.

- **Boulin, J., 1970.** *Les zones internes des Cordillères Bétiques de Malaga à Motril (Espagne méridionale).* Tesis Doctoral. Ann. Hébert et Haug Paris, 10, 1-237.

- **Bueso, M.C., 1995.** *Diseño de redes de observación en un contexto de espacio de estados.* Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 146 pp.

- **Bueso, M.C., Angulo, J.M. y Alonso, F.J., 1996.** Redesigning a pre-existing network on a state-space model framework. *In:* Prat, A. and Ripoll, E. (eds.). *Proceedings of the 12th Symposium on Computational Statistics,* 13-14.

- **Calvache, M.L., 1991.** *Simulación matemática del contacto agua dulce-agua salada en algunos acuíferos de la Costa del Sol.* Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 317 pp.

- **Calvache, M.L. y Pulido Bosch, A., 1996.** Condicionantes sobre la intrusión marina en acuíferos detríticos: ejemplos de la costa sur mediterránea. *IV Simposio sobre el Agua en Andalucía,* Tomo II, 239-248

- **Calvache, M.L. y Pulido Bosch, A., 1997.** Effects of geology and human activity on the dynamics of salt-water intrusion in three coastal aquifers in southern Spain. *Environmental Geology*, **30 (3/4)**, 215-223

- **Candela, L. y Varela, M. (eds.), 1993.** *La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas. Teoría, medición y modelos.* Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona. 301 pp.

- **Canovas, J., 1992.** *Calidad agronómica de las aguas de riego.* Eds. M.A.P.A. - S.E.A. - Mundi-Prensa. Madrid. 56 pp.

- **Carrasco, F., Gonzalez Donoso, J.M., Linares, D., Rodríguez, P. y Serrano, P., 1977-1978.** Sobre la presencia de materiales del Mioceno Superior en la desembocadura del río Vélez (provincia de Málaga). *Rev. Cuadernos de Geología*, **8-9**, 267-273.

- **Castillo Martín, A., 1986.** *Estudio hidroquímico del acuífero de la vega de Granada.* Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 638 pp.

- **Centro de Estudios y Experimentación, 1984.** *Medida de flujos subterráneos en diversos piezómetros del acuífero aluvial del río Vélez (Málaga): primera campaña.* Proyecto I-1B11/96. Servicio de Aplicaciones Nucleares del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. Madrid.

- **Centro de Estudios y Experimentación, 1986a.** *Medida de flujos subterráneos en diversos piezómetros del acuífero aluvial del río Vélez (Málaga): segunda campaña.* Informe I-1B11/103. Servicio de Aplicaciones Nucleares del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. Madrid.

- **Centro de Estudios y Experimentación, 1986b.** *Medida de flujos subterráneos en diversos piezómetros del acuífero aluvial del río Vélez (Málaga): tercera campaña.* Informe I-1B11/104. Servicio de Aplicaciones Nucleares del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. Madrid.

- **Cerezuela Navarro, F., 1977.** *Microclimas de la vertiente mediterránea del Sur de España.* Servicio Meteorológico Nacional. Málaga.

- **Christakos, G., 1992.** *Random Field Models in Earth Sciences.* Academis Press. San Diego.

- **Confederación Hidrográfica del Sur de España, 1987.** *Estudio hidrológico de los ríos Vélez y Benamargosa.* Proyecto 12/87. Dirección General de Obras Hidráulicas (Inédito).

- **Confederación Hidrográfica del Sur de España, 1996.** *Estudio de las necesidades de agua para la supervivencia de la arboleda en el sector oriental de la provincia de Málaga.* Ministerio de Medio Ambiente (inédito).

- **Confederación Hidrográfica del Sur de España, 1997.** *Asistencia técnica para el seguimiento, conservación y explotación del estudio hidrológico de los ríos Vélez y Benamargosa (Málaga) y control de su calidad.* Comisaría de Aguas del Sur de España. Ministerio de Medio Ambiente (Inédito).

- **Curso Internacional de Hidrología Subterránea (CIHS), 1988.** *Aguas subterráneas. Instrumentación, medición y toma de muestras. Ed. Prensa XXI. Barcelona.*

- **Custodio, E., 1983.** Relaciones agua dulce - agua salada en las regiones costeras. *En: Custodio, E. y Llamas, R., eds. Hidrología Subterránea.* Ed. Omega. Barcelona. 2 tomos, 2350 pp.

- **De Liñan, C., 1992.** *Vademecum de productos fitosanitarios y nutricionales 1993.* Ediciones Agrotécnicas. Madrid. 567 pp.

- **Dirección General de Obras Hidráulicas e Instituto Tecnológico Geominero de España, 1988.** *Estudio de delimitación de las unidades hidrogeológicas del territorio peninsular e Islas Baleares, y síntesis de sus características.* DGOH-ITGE. Madrid.

- **Diputación Provincial de Málaga, 1988.** *Atlas Hidrogeológico de la provincia de Málaga.* Servicio de Arquitectura, Urbanismo y Ordenación del Territorio de la Exma. Diputación Provincial de Málaga. 140 pp.

- **Domagalski, J.L. y Dubrovsky, F.W., 1990.** Pesticide residues in groundwater of the San Joaquin Valley, California. *Journal of Hydrology,* **130**, 299-338.

- **El Amrani, N., 1997.** *Caracterización y modelización hidrogeoquímicas en el acuífero del delta del río Adra (Andalucía, España).* Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 291 pp.

- **Elorza, J.J. y García Dueñas, V., 1981.** *Mapa y memoria explicativa de la Hoja 1054 (Vélez-Málaga) del Mapa Geológico de España a escala 1 :50.000 (2ª serie).* Instituto Geológico y Minero de España.

- **Elorza, J.J. García Dueñas, V., Martín, L. y Matas, J., 1979.** *Mapa y memoria explicativa de la Hoja 1040 (Zafarraya) del Mapa Geológico de España a escala 1 :50.000 (2ª serie).* Instituto Geológico y Minero de España.

- **ENADIMSA, 1985.** *Mapa Geológic-Minero de Andalucía.* Consejería de Economía e Industria. Dirección General de Industria, Energía y Minas. Junta de Andalucía.

- **Escolano, A. y Carrasco, F., 1988.** Estudio hidrogeológico de los acuíferos costeros de la cuenca del río Vélez (Málaga). *Tecnología de la Intrusión en Acuíferos Costeros,* 267-286. Almuñecar (Granada).

- **Fuentes Yagüe, J.L., 1992.** *Técnicas de riego.* Eds. M.A.P.A.-I.R.Y.D.A. Madrid. 352 pp.

- **Fuentes Yagüe, J.L., 1994.** *El suelo y los fertilizantes.* Eds. M.A.P.A. - I.R.Y.D.A - Mundi-Prensa. Madrid. 327 pp.

- **Fuentes Yagüe, J.L. y Cruz Roche, J., 1990.** *Curso elemental de riego.* Eds. M.A.P.A.-S.E.A. Madrid. 238 pp.

- **García Aróstegui J.L., Bueso, M.C., Cruz San Julián, J.J., Angulo, J.M., Alonso, F.J. y Benavente, J., 1997a.** Modelización estocástica del acuífero del río Vélez (Málaga) : Aplicación al diseño de redes de control del nivel piezométrico. *Boletín Geológico y Minero*, **108-3**, 259-270.

- **García Aróstegui, J.L., Cruz San Julián, J.J., Hidalgo, M.C. y Carrasco, F., 1996a.** Deterioro de la calidad de las aguas subterráneas en el acuífero del río Vélez en el periodo 1985-1994 (Málaga, España). *Geogaceta,* **20-6**, 1277-1280.

- **García Aróstegui, J.L., Hidalgo, M.C. et Cruz San Julián, J.J., 1996b.** Impact de l'agriculture sur la qualité des eaux dans un aquifère détritique côtier du sud de l'Espagne (Río Vélez, Málaga). *Colloque International sur l'eau souterraine en region agricole.* Session 3. Poitiers, France, 9-12.

- **García Aróstegui J.L., Hidalgo M.C. y Cruz San Julián J.J., 1996c.** Estimación de los aportes anuales de nitrógeno al acuífero del Río Vélez (Málaga*). IV Simposio sobre el Agua en Andalucía.* Tomo II, 275-283.

- **García Aróstegui J.L., Hidalgo, M.C. y Cruz San Julián J.J., 1997b.** Presencia de plaguicidas en las aguas subterráneas del acuífero detrítico del río Vélez (Provincia de Málaga). *Geogaceta,* **21**, 105-107.

- **García Aróstegui J.L., Padilla, F. y Cruz San Julián J.J., 1998.** Numerical simulation of the influence of the La Viñuela reservoir system on the coastal aquifer of the Vélez River (Málaga, Spain). *Hydrological Sciences Journal*, (en prensa)

- **García Dueñas, V., 1967.** Unidades paleogeográficas en el sector central de la zona subbética. *Not. y Com. IGME*, **101-102**, 73-100.

- **García Frías, 1933.** *Informe sobre las características geológicas y regionales para el emplazamiento de una presa en el río Guaro*. CHSE (informe inédito).

- **García Yagüe, 1964.** *Estudio geofísico del emplazamiento de la presa de la Viñuela en el río Guaro.* Servicio Geológico de Obras Públicas (informe inédito).

- **Gimenez Forcada, E., 1994.** *Caracterización hidrogeoquímica de los procesos de salinización en el acuífero detrítico costero de la Plana de Castellón (España).* Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 420 pp.

- **Glover, R. E., (1964).** The pattern of fresh-water flow in a coastal aquifer. In Sea Water in Coastal Aquifer, *U.S. Geological Survey Water Supply Paper*, **1613-C**, 32-35.

- **Golden Software inc.., 1987**. *Surfer reference manual*. Colorado.

- **Gros, A. y Domínguez, A., 1992.** *Abonos: guía práctica de la fertilización*. Ed. Mundi-Prensa (8ª ed.). Madrid. 450 pp.

- **Hoffmann, G., 1987.** Pliocene stratigraphy and coastlines at mediterranean coast of Andalucía (SE, Spain). *Trabajos sobre el Neógeno-Cuaternario*, **10**, 153-158.

- **Huyakorn, P.S., Wu, Y.S., y Park N,S., 1996.** Multiphase approach to the numerical solution of a sharp interface saltwater intrusion problem. *Water Resources Research*, **32** (1), 93-102.

- **Instituto del Agua, 1994.** *Curso sobre métodos de análisis de aguas y de interpretación de datos hidrológicos. 1ª Edición.. Universidad de Granada.*

- **Instituto del Agua, 1996.** *Curso sobre métodos de análisis de aguas y de interpretación de datos hidrológicos. 2ª Edición.. Universidad de Granada.*

- **Instituto Geológico y Minero de España, 1983.** *Investigación hidrogeológica en las cuencas del sur de España (Sector Occidental).* Colección Informe. Madrid. 92 pp.

- **Instituto Geológico y Minero de España, 1983.** *Calidad de las aguas subterráneas en Andalucía: situación actual y focos potenciales de contaminación.* Colección Informe. Madrid. 92 pp.

- **Instituto Geológico y Minero de España, 1984.** *Calidad de las aguas subterráneas en las cuencas del Sur de España. Segundo informe*. Madrid. 151 pp.

- **Instituto Geológico y Minero de España, 1985.** *Calidad y contaminación de las aguas subterráneas en España. Informe de síntesis.* Madrid.

- **Instituto Tecnológico Geominero de España, 1988a.** *Contenido en nitratos de las aguas subterráneas en España. Distribución espacial y evolución temporal.* Instituto Tecnológico Geominero de España. Informe interno (inédito).

- **Instituto Tecnológico Geominero de España, 1988b.** *Estudio de las posibilidades de lucha contra la intrusión salina mediante la utilización de barreras artificiales.* Instituto Tecnológico y Geominero de España. Informe interno (inédito).

- **Instituto Tecnológico Geominero de España, 1992.** *Las aguas subterráneas y los plaguicidas*. Servicio de Publicaciones del ITGE. Madrid. 149 pp.

- **Jones, R.H., 1989.** Fitting a stochastics partial differential equation to aquifer data. *Stochastics Hydrology and Hydraulics*, **3**, 85-96.

- **Jones, R.H. y Vecchia, A.V., 1993.** Fitting continuous ARMA models to unequally spaced spatial data. *Journal of the American Statistical Association*, **88**, 423, 947-954.

- **Junta de Andalucía, 1990.** *Axarquía*. Costa del Sol. Ed. Patronato Provincial de Turismo de la Costa del Sol. 115 pp.

- **Justicia, A., 1978.** *Los cultivos de huerta de la costa oriental malagueña.* Tesis de Licenciatura. Universidad de Málaga. 73 pp.

- **Justicia, A., 1988.** *La Axarquía malagueña y la costa oriental: Dos espacios agrarios contrapuestos.* Ed. Arguval. Málaga. 362 pp.

- **Langmuir, D., 1970.** The geochemistry of some carbonate groundwaters in central Pensylvania. *Geochimica y Cosmochimica Acta,* **33**, 1023-1045.

- **Lerner, D.N., 1990.** Techniques. *In:* Lerner, D.N., Issar, A.S. y Simmers, I. editores: Groundwater recharge. *A guide to understanding and estimating natural recharge*. Intern. Association of Hydrogeologist, 8-III, 99-229.

- **López Chicano, M., 1992.** *Hidrogeología del acuífero de Sierra Gorda*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 429 pp.

- **López Geta, J.A., Del Valle, M. y Trenado, L., 1981.** Adecuación de los recursos hídricos de las surgencias naturales de Guaro a la demanda de la zona. *I Simposio sobre el Agua en Andalucía*. Tomo II, 767-784.

- **MAPA, 1981 y 1982.** *Mapas de cultivos y aprovechamientos a escala 1 : 50.000. Hojas 1.024 (Archidona), 1.039 (Colmenar), 1.040 (Zafarraya), 1.053 (Málaga) y 1.054 (Vélez Málaga)*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación.

- **MOPTMA, 1994.** *El libro blanco de las aguas subterráneas.* Servicio de Publicaciones del Ministerio de Obras Públicas Transportes y Medio Ambiente. Madrid. 135 pp.

- **Müller, H., 1992.** *Hydrochemische Untersuchungen im unteren río Vélez-Tal (málaga/Spanien) unter besonderer Berücksichtigung der Grundwasserkontamination durch antropogene Einflüsse*. Dipl. Arbeit FU Berlin. Berlin (unveröff). 50 pp.

- **Navarrete, P., Marín, A., Escolano, A., Albert, J.F., Niñerola, S. y Pinós, J., 1986.** Posible génesis de las anomalías salinas en un área de la zona alta del aluvial del río Vélez (Málaga). *II Simposio sobre el Agua en Andalucía*, Tomo II, 135-150.

- **Olías, M., 1995.** *Evaluación de la recarga y comportamiento de la zona no saturada en el acuífero Almonte-Marismas (Huelva).* Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 242 pp.

- **Padilla, F., y Cruz San Julián, J., (1997).** Modeling seawater intrusion with open boundary conditions. *Ground Water*, **35 (4)**, 704-712.

- **Padilla, F., Benavente, J., y Cruz San Julián, J., (1997a).** Numerical simulation of the influence of management alternatives of a projected reservoir on a small alluvial aquifer affected by seawater intrusion (Almuñecar, Spain). *Environmental Geology*, **33 (1)**, 72-80.

- **Padilla, F., Benavente, J. y Cruz San Julián, J., (1997b).** Simulación de diferentes alternativas de gestión de los recursos hídricos del acuífero costero del río Verde (Almuñecar, España). *Estudios Geológicos*, **53 (3-4)**, 173-182.

- **Padilla, F., Leclerc, M., y Villeneuve, J.P., (1990).** A formal finite element approach for open boundaries in transport and diffusion groundwater problems. *Int. J. Numerical Methods in Fluids*, **11**, 287-301.

- **Padilla, F., Secretan, Y., y Leclerc, M., (1997c).** On open boundaries in the finite element approximation of two-dimensional advection-diffusion flows. *Int. J. Numerical Methods in Engineering*, **40**, 2493-2516.

- **Piper, A.M., 1944.** A graphics procedure in the geochemical interpretation of water analyses. *Am. Geoph. Union Trans.*, **25**, 914-923.

- **Plummer, L.N., Busby, J.F., Lee, R.W. y Hanshaw, B.B., 1990.** Geochemical modeling of the madison aquifer in part of Montana, Wyoming and South Dakota. *Water Resources Research*, **26 (9)**, 1981-2014.

- **Press, W.H., Teukolsky, S.A., Vetterling, W.T. y Flannery, B.P., 1994.** *Numerical Recipes in FORTRAN*. Cambridge University Press. Cambridge.

- **Rodier, 1978.** *Análisis de aguas naturales, aguas residuales, aguas de mar. Ed.* Omega. Barcelona. 1059 pp.

- **Rusch, K., 1993.** *Hydrochemische und bakteriologische untersuchung der grunwasserkontamination im unteren río Vélez tal (Málaga, Spanien).* Dipl. Arbeit. Freien Universität Berlin. 57 pp. (unveröff).

- **Sanchís, E.J., 1991.** *Estudio de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas de la provincia de Valencia. Origen, balance y evolución espacial y temporal.* Ed. Diputación Provincial de Valencia. 332 pp.

- **Schubart, H., 1991.** Investigaciones geológicas y arqueológicas sobre la relación costera entre los asentamientos fenicios en la Andalucía mediterránea. *Jornadas de Arqueología Fenicio-Púnica del Museo Arqueológico de Ibiza*, I-IV, 157-168.

- **Schulz, H.D., 1983.** Zur Lage holozäner Küsten in den Mündungsgebieten des Río de Vélez und des Río Algarrobo (Málaga). *Madrider Mitteilungen*, **24**, 59-64.

- **Schulz, H.D., Jordt, K.P. und Weber, W., 1988.** Stratigraphie und Küstenlinien im Holozän (Río de Vélez). *Madrider Beiträge*, **14**, 5-38. Mainz am Rhein.

- **Senciales, J.M., 1995.** *La cuenca del río Vélez.* Estudio hidrográfico. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga. 798 pp.

- **Shamir, U. y Dagan, G., (1971).** Motion of the seawater interface in coastal aquifers: A numerical solution. *Water Resources Research*, 7 **(3)**, 644-657.

- **Shannon, C.E., 1948.** A mathematical theory of comunication. *Bell. System Tech. J.*, **27**, 379-423.

- **Shöeller, H., 1962.** *Les eaux souterraines.* Ed. Masson. Paris. 611 pp.

- **Thornthwaite, C.W., 1948.** An approach toward a rational classification on climate. *Geologic. Rev.*, **38**, 55-94.

- **Trescott, P.C., Pinder, G.F., y Larson, S.P., 1976.** *Finite-Difference model for aquifer simulation in two dimensions with results of numerical experiments.* U.S. Geological Survey.

- **Trucks, M., 1992.** *Hydrogeologishe untersuchungen im delta des río Vélez (Málaga/Südspanien), unter besonderer Berücksichtigung der Problematik mariner Intrusion.* Dipl. Arbeit. FU Berlin. Berlin (unveröff). 50 pp.

- **Vrba, J. y Romijn, E., 1986.** *Impact of agricultural activities on groundwater. International Association of Hydrogeologists.* Ed. Heise. Hannover.

- **Winchenbach, M., 1993.** *Leitähigkeitsmessungen im delta des río Vélez (Málaga/Spanien) im hinblick auf den einfluss mariner intrusion.* Dipl. Arbeit. Freien Universität Berlin.. Berlin (unveröff). 72 pp.

- **Whittle, P., 1954.** On stationary processes in the plane. *Biometrika,* **41**, 434-449.

- **Yus Ramos, R., Martín Oliver, M.T., Arjona, J., Rebollo, M., Torres Delgado, M.A. Alcázar, C., 1991**. *Aproximación a la naturaleza geológica y biológica de la costa del sol oriental (Axarquía: Málaga)*. Ed. Elzevir. Vélez Málaga. 436 pp.