CUATRO DÉCADAS DE INVESTIGACIÓN Y FORMACIÓN EN AGUAS SUBTERRÁNEAS

LIBRO HOMENAJE AL PROFESOR EMILIO CUSTODIO

Zaragoza, septiembre 2011

María del Carmen Cabrera
Luis Javier Lambán
Marisol Manzano
Margarida Valverde
(editores)

ÍNDICE →

ASOCIACIÓN INTERNACIONAL DE HIDROGEÓLOGOS
GRUPO ESPAÑOL

CUATRO DÉCADAS DE INVESTIGACIÓN Y FORMACIÓN EN AGUAS SUBTERRÁNEAS

LIBRO HOMENAJE AL PROFESOR EMILIO CUSTODIO

Editores:

María del Carmen Cabrera
Luis Javier Lambán
Marisol Manzano
Margarida Valverde

ASOCIACIÓN INTERNACIONAL DE HIDROGEÓLOGOS
GRUPO ESPAÑOL

Zaragoza, septiembre 2011

ÍNDICE

ASOCIACIÓN INTERNACIONAL DE HIDROGEÓLOGOS - GRUPO ESPAÑOL
ISBN: 978-84-938046-1-9
Depósito Legal: M-28899-2011

ÍNDICE

PRÓLOGO

La hidrogeología o hidrología subterránea es la disciplina que estudia las aguas subterráneas. Tiene una vertiente técnica muy práctica destinada a solucionar problemas de suministro, pero también constituye una ciencia multidisciplinar cuyo desarrollo riguroso es necesario para un mejor conocimiento del medio y, por tanto, para un mejor aprovechamiento de los recursos hídricos. Como ciencia, se ha desarrollado de forma muy notable a partir de la segunda mitad del siglo XX y actualmente aglutina un cuerpo de doctrina con múltiples líneas abiertas, desde las más clásicas, como la hidráulica subterránea o la hidrogeoquímica, hasta las más punteras, como la modelación de todo tipo de procesos mediante códigos numéricos.

Durante las últimas casi cinco décadas el Profesor Emilio Custodio ha jugado un papel destacado en el desarrollo de la hidrogeología como ciencia, especialmente en el ámbito hispano. Artífice de innumerables contribuciones científicas en todos los campos de la hidrogeología, el Profesor Custodio ha sido y es aún el "maestro" de la mayoría de los hidrogeólogos en España y Latinoamérica. Por ello, de todos los homenajes realizados a científicos excepcionales de nuestro tiempo en el ámbito de la hidrogeología, creemos que pocos son tan merecidos y necesarios como el que nos ocupa en estas líneas. Como editores de esta publicación, es para nosotros una enorme satisfacción, así como un verdadero honor y placer, presentarles este Libro Homenaje al Profesor Emilio Custodio.

Este libro pretende ser el instrumento para expresar nuestro homenaje y reconocimiento a nuestro maestro, y recoge el sentir de muchos que nos dedicamos a estos menesteres a los que nos ha cobijado la sombra de Emilio. Son muchas las personas (prácticamente todas con las que se ha contactado) que desde un principio no han dudado y han puesto lo mejor de sí mismos en contribuir a esta idea, a pesar de sus compromisos, agenda y complicaciones de todo tipo. Este libro homenaje consta de dos partes claramente diferenciadas: la primera recoge su biografía así como el perfil científico y humano de Emilio, mientras que en la segunda parte se abordan una serie de contribuciones científicas sobre aquellas líneas de investigación en las que Emilio Custodio más intensamente ha trabajado a lo largo de su dilatada y brillante carrera profesional. Los temas escogidos son la hidrogeología de formaciones e islas volcánicas, los acuíferos costeros, los métodos de cuantificación de la recarga, la hidroquímica y la isotopía ambiental y la gestión de las aguas subterráneas. En cada capítulo se incluyen contribuciones de expertos internacionales y otras que muestran el curso de trabajos actuales sobre estos temas por parte de jóvenes investigadores ("hijos" y "nietos" científicos del Profesor Custodio en muchos casos).

Como editores de este libro homenaje esperamos y deseamos que los textos que en él se incluyen estén a la altura de la figura de Emilio Custodio. En total, son más de 90 autores nacionales e internacionales los que han contribuido de manera completamente desinteresada a hacer posible esta publicación. Agradecemos la disposición desinteresada de todos los autores y la ilusión con que han acogido la idea. El trabajo se ha planteado mediante la coordinación por capítulos de las siguientes personas: Lucila Candela, Javier Heredia, Christian Herrera, Francisco J. Alcalá, Gerson Cardoso da Silva, Mireia Iglesias, Manel

Pascual, Enric Vázquez, Teresa Condesso de Melo y Leonardo Almagro. A todas ellas queremos agradecer especialmente su trabajo. Las tareas de edición han estado a cargo de Raquel Burgos, que con su buen hacer ha acabado de rematar un trabajo siempre complicado.

Por último, agradecer el apoyo del Grupo Español de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos, impulsor de este libro y a la Sociedad Geológica de España que se ha sumado a la financiación del mismo; y a los organizadores del "Congreso Ibérico sobre las aguas subterráneas: desafíos de la gestión para el siglo XXI" por acoger entre sus actividades el homenaje al Profesor Emilio Custodio.

Los que hemos tenido la suerte de conocer más de cerca a Emilio Custodio sabemos que, detrás de una cierta imagen de seriedad y distanciamiento, se esconde una persona coherente, consecuente, trabajadora, desinteresada, fiel, llena de valores y de calidad humana. La generosidad de sus conocimientos, su disponibilidad para ayudar con ideas certeras a quien las necesita y su disposición para poner sus conocimientos al servicio de todos son características que le definen perfectamente. Estos valores, conjuntamente con su amplia contribución científica, nos llevan a afirmar que, sin lugar a dudas, la hidrogeología en el entorno latinoamericano no hubiese sido la misma sin la emblemática figura del Profesor Emilio Custodio.

Los editores

ÍNDICE

Pág.

PRIMERA PARTE. EL PERFIL HUMANO Y PROFESIONAL DEL PROFESOR EMILIO CUSTODIO

1.1. **Breve biografía profesional del Profesor Emilio Custodio.** Margarida Valverde…… 3

1.2. **Contribución de Emilio Custodio a la formación académica de especialistas en hidrología subterránea.**

1.2.1. **Reconocimiento a Emilio Custodio.** Alex Alom Poveda……... 11

1.2.2. **Emilio Custodio versus Curso Internacional de Hidrología Subterránea - CIHS.** Eduardo Batista Piera……... 13

1.2.3. **Emilio Custodio, Maestro de Hidrogeólogos.** Josep Dolz……. 19

1.2.4. **Emilio Custodio, referente de hidrogeólogos.** Miguel Ángel García Vera…… 21

1.2.5. **Recuerdos de Emilio Custodio.** Jordi Guimerà…….. 25

1.2.6. **El buen hacer del Profesor Emilio Custodio.** Antonio Pulido Bosch…... 27

1.2.7. **Emilio en la formación de recursos humanos en Uruguay.** Ing. Luis Silveira, Ph. D…… 29

1.3. **Concesión de premios y títulos honoríficos.**

1.3.1. **Nombramiento del Dr. Emilio Custodio como Profesor Honorario en la Universidad Nacional de La Pampa, Argentina. Resolución del Consejo Superior 144/09 del 12 de Agosto del 2009.** Carlos Schulz…… 33

1.3.2. **Nombramiento del Dr. Emilio Custodio como Profesor Honorario en la Universidad Nacional del Litoral – Santa Fé, Argentina (2005).** Ofelia Tujchneider……. 35

1.3.3. **Concesión de visitante ilustre de la municipalidad de Cusco – Perú con ocasión de la conferencia impartida el 1 de octubre de 2010 como invitado al XV Congreso peruano de geología. Es un reconocimiento a su trabajo en la Universidad Politécnica de Cataluña y en la Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea**…….. 39

Pág.

1.4. **Contribución a la observación y a la gestión de las aguas subterráneas en España.**

1.4.1. **La participación de los usuarios en la gestión del agua subterránea en España.** Jordi Codina y Josep Ferret…… 43

1.4.2. **Emilio Custodio, un amigo.** José Antonio Fayas Janer…….. 49

1.4.3. **Emilio Custodio y las Islas Canarias.** José Jiménez Suárez…….. 51

1.4.4. **Emilio Custodio: el agua subterránea llevada a su excelencia.** Carlos Loaso Vierbücher……... 53

1.4.5. **Vivencias con Emilio Custodio.** Manuel Martín Arnáiz……. 55

1.4.6. **Emilio Custodio: un legado y un ejemplo.** J. Manel Pascual…… 59

1.4.7. **Homenaje a Emili Custodio / Homenatge a Emili Custodio.** Francesc Vilaró i Rigol…….. 63

1.5. **Contribución a la promoción del estudio y la investigación de las aguas subterráneas.**

1.5.1. **Emilio Custodio y el Programa Hidrológico Internacional de la UNESCO: un ejemplo de colaboración.** Alice Aureli……... 69

1.5.2. **Contribución del Dr. Emilio Custodio a la promoción del estudio e investigación del agua subterránea en Argentina.** Emilia María Bocanegra……... 71

1.5.3. **Emilio Custodio el primer hidrogeólogo en la Dirección General del IGME.** Juan Antonio López Geta…..…… 79

1.5.4. **Emilio Custodio: Some personal impressions of his international contribution to groundwater science.** Prof. Dr. Stephen Foster…… 85

1.5.5. **Contributo de Emilio Custodio para o desenvolvimiento da hidrogeologia em Portugal.** Manuel Augusto Marques da Silva e Maria Teresa Condesso de Melo…….. 89

1.5.6. **Desarrollo de la hidrogeología en el Perú y contribución del Dr. Emilio Custodio.** Fluquer Peña Laureano…… 95

1.5.7. **Emilio Custodio: 45 años de Curso Internacional de Hidrología Subterránea.** Xavier Sánchez-Vila, Salvador Jordana, Roser Escuder, Josep Fraile, Fidel Ribera y Enric Vázquez-Suñé…….. 103

1.5.8. **El papel de Emilio Custodio en la AIH-Grupo Español.** Fermín Villarroya Gil……. 105

1.6. **El perfil humano y profesional de Emilio Custodio: resumen y conclusiones.** Luis Javier Lambán……..... 113

Pág.

SEGUNDA PARTE. EL PERFIL CIENTÍFICO DEL PROFESOR EMILIO CUSTODIO

2.1. **Hidrogeología de formaciones e islas volcánicas.**

2.1.1. **Hydrogeology of the Hawaiian Islands.** Stephen B. Gingerich and Delwyn S. Oki…… 119

2.1.2. **Hydrogeology of the Azores archipelago: a review.** José Virgilio Cruz.. 135

2.1.3. **La modelación numérica de las aguas subterráneas en Canarias.** Tatiana Cruz……... 155

2.1.4. **Caracterización del flujo del agua subterránea a partir de registros térmicos en la isla de Fuerteventura, archipiélago de Canarias, España.** Christian Herrera y Emilio Custodio…….. 167

2.1.5. **Hidrogeología e hidroquímica del agua subterránea del acuífero volcánico de las vertientes a partir de datos medidos en galerías (La Palma, Islas Canarias).** Roberto Poncela Poncela y Elzbieta Skupien Balon…….. 181

2.2. **Caracterización de acuíferos costeros.**

2.2.1. **Salinisation of groundwater resources in the dutch deltaic area: modelling, monitoring, climate change and solutions.** Gualbert Oude Essink……. 195

2.2.2. **Principios y conceptos básicos sobre intrusión marina y gestión de acuíferos costeros.** Jesús Carrera, María Pool, Elena Abarca, Juan J. Hidalgo, Luit J. Slooten, Enric Vázquez-Suñé, Esteban Sanz, Desiré Gámez y Andrés Alcolea…… 215

2.2.3. **El acuífero costero del este de Gran Canaria: un ejemplo de salinización en un acuífero volcánico complejo.** María del Carmen Cabrera……... 229

2.2.4. **Factor corrector para incluir los mecanismos de mezcla en las aproximaciones de Ghijben-Herzberg y caudal crítico de extracción en acuíferos costeros.** María Pool y Jesús Carrera…….. 239

2.2.5. **Study of groundwater recharge, geochemical evolution and salinization processes in the coastal aquifers of the Santiago Island (Cape Verde).** María Teresa Condesso de Melo, António Filipe Lobo de Pina, Alberto Mota Gomes and Manuel Augusto Marques da Silva..... 255

2.3. **Métodos de cuantificación de la recarga.**

2.3.1. **Application of managed aquifer recharge methods for the effective management of water resources.** Mario R. Lluria……. 265

Pág.

2.3.2. **Aplicación de métodos en la zona no saturada para cuantificar la recarga. Ejemplos bajo agricultura intensiva.** Joaquín Jiménez-Martínez y Lucila Candela……. 289

2.3.3. **Caracterización isotópica de la recarga en el curso inferior del valle del río Huasco, región de Atacama, Chile.** Christian Herrera, Pía Avalos, Hugo Fernández, Carlos Araos y Constanza Rojas…….. 299

2.3.4. **Evaluación de la recarga difusa y concentrada en macizos carbonatados mediante técnicas físicas y de trazadores: resultados obtenidos en Sierra de Gádor (Sureste de España).** Francisco J. Alcalá, Albert Solé Benet, Yolanda Cantón, Luis Ribeiro, Sergio Contreras, Ana Were, Penélope Serrano-Ortiz, Juan Puigdefébregas y Francisco Domingo. 307

2.3.5. **Estimación de la evaporación real para modelos de recarga usando la información de estaciones meteorológicas automáticas.** Juan Vicente Giráldez, Javier Estévez, Karl Vanderlinden y Rafaela Ordóñez…….. 319

2.3.6. **Recarga de lluvia y de acuitardos en un acuífero kárstico. Estudio con balances hídricos y modelación.** Vicente Iríbar Sorazu y Mónica Valls-Márquez…….. 329

2.3.7. **La recarga en zonas endorreicas semiáridas: el caso de la cuenca del río Ebro.** Miguel Ángel García Vera…… 337

2.3.8. **La evaluación de la recarga en zonas urbanas: un enfoque multidisciplinar del balance hídrico.** Enric Vázquez-Suñé, Jesús Carrera, Isabel Tubau y Xavier Sánchez-Vila…… 349

2.3.9. **Avances en la estimación de la recarga a los acuíferos.** Javier Samper Calvete……..…….. 361

2.4. **La hidroquímica y la isotopía ambiental: herramientas clave en el estudio de los acuíferos.**

2.4.1. **Aplicação de técnicas geoquímicas e isotópicas no estudo dos aquíferos costeiros detríticos do Estado de Rio de Janeiro, Brasil.** Gerson Cardoso da Silva..... 375

2.4.2. **Implicaciones de la composición isotópica del agua y de la relación rCl/rBr en la interpretación de los procesos hidrogeológicos del acuífero de Las Cañadas del Teide, Tenerife, Islas Canarias.** Rayco Marrero, Dina López, Nemesio Pérez y Emilio Custodio…….. 383

2.4.3. **Caracterización hidrogeoquímica e isotópica del acuífero carbonatado-kárstico drenado por el manantial de Fuenmayor (Huesca).** Carlota Oliván, Luis Javier Lambán, José Antonio Cuchí y José Luis Villarroel…… 393

Pág.

2.4.4. **Caracterización hidrogeoquímica e isotópica preliminar de las Lagunas de Estaña (Huesca, España).** Cristina Pérez y Luis Javier Lambán……... 403

2.5. **Gestión de aguas subterráneas.**

2.5.1. **La gestión técnica y la gobernanza de las aguas subterráneas.** Andrés Sahuquillo Herráiz……. 413

2.5.2. **El acuífero Almonte-Marismas: retrospectiva de su utilización e impactos producidos.** Joan Corominas Masip…… 437

2.5.3. **Las aguas subterráneas en los países de la Unión Europea Meridional.** Lucia de Stefano y M. Ramón Llamas Madurga……... 459

2.5.4. **Perspectiva de la gestión de las aguas subterráneas en Cataluña.** Mireia Iglesias Carrera, Alfredo Pérez-Paricio y Josep Maria Niñerola Pla. 467

2.5.5. **Optimización de la gestión combinada y sostenible de un acuífero costero con la aportación de una desalinizadora.** Felip Ortuño, Genís Freixas, Leonardo Almagro, Mireia Iglesias, Agustín Medina, Jordi Molist, Alfredo Pérez-Paricio y David Comino……. 477

2.6. **Relación de libros, artículos, comunicaciones y capítulos de libros del Profesor Emilio Custodio.** Jordi Sánchez Vila……... 489

PRIMERA PARTE

EL PERFIL HUMANO Y PROFESIONAL DEL PROFESOR EMILIO CUSTODIO

ÍNDICE

1.1. BREVE BIOGRAFÍA PROFESIONAL DEL PROFESOR EMILIO CUSTODIO

Margarida VALVERDE*

(*) Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea (FCIHS). Provença 102, 6ª planta. 08029 Barcelona. gerencia@fcihs.org

Emilio Custodio Gimena nace en Barcelona en 1939.

Finaliza sus estudios de Ingeniería Industrial en la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales de Barcelona en 1964. Premio extraordinario de proyecto final de carrera "Planta para la producción de hexaclorociclohexano utilizando como catalizador primario la radiación gamma del isótopo cobalto-60" de ingeniería industrial, con una calificación media de sobresaliente (18,87 sobre 20) y ordenado el número 1 de la promoción de Barcelona y el número 2 de la promoción general de España.

En 1972 obtiene el título de Doctor Ingeniero Industrial por la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales de Barcelona. Tesis doctoral titulada "Datación de aguas subterráneas: datación mediante radioisótopos, variación en relaciones isotópicas y caracteres puramente químicos: aplicación al delta del río Llobregat".

Su actividad profesional se inicia en la Universidad, en el curso 1963-1964 como profesor ayudante y a partir del curso 1964-965 como profesor adjunto interino, en la cátedra de tecnología nuclear de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales de Barcelona.

Compagina la docencia universitaria con la de ingeniero de estudios contratado (1964-1979), en la especialidad de hidrología subterránea, en la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental (CAPO – DGOH, MOP) de Barcelona.

Cofundador, en 1966, del Curso Internacional de Hidrología Subterránea de Barcelona (CIHS) y miembro de su Comisión Docente y Director hasta 1990, en la actualidad imparte clases en él.

Desde 1970 socio de la Asociación Española de Hidrogeólogos (AEH). De 1976 a 1984 forma parte de su Junta Directiva y de 1984 a 1987 es el Presidente.

Desde 1974 socio de la International Association of Hydrogeologists (IAH) y del Grupo Español de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos.

De 1980 a 1984 y de 1996 a 2000 forma parte de la Junta Directiva de la IAH, de 2000 a 2004 es el Presidente y de 2004 a 2009 es miembro de la Junta Directiva y expresidente. En

relación al Grupo Español, de 1980 a 1984 presidió su Comisión Gestora y de 1994 a 1998 fue Presidente del GE de la AIH.

De 1975 a 1986 Profesor Titular de Universidad de Tecnología Nuclear en la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales de Barcelona.

De 1979 a 1984 ejerce como Ingeniero del Cuerpo de Ingenieros Industriales al servicio del Ministerio de Obras Públicas (DGOH) en la especialidad de hidrología subterránea, en Barcelona.

De 1980 a 2005 Miembro del Comité Español del Programa Hidrológico Internacional de UNESCO y vicepresidente.

De 1980 a 2005 Miembro a título personal del Consejo de Seguimiento de Seguridad Nuclear de Cataluña (Generalitat de Catalunya).

En 1982 se le concede el Diploma de honor de la Escuela de Hidrología del Instituto de Hidrología (CSIC) – Centro de Estudios Hidrográficos (CEDEX) de Madrid.

De 1982 a 1996 Miembro del Instituto Europeo del Agua.

De 1986 a 1997 Catedrático de Universidad, Ingeniería del Terreno, especialidad Hidrología Subterránea en la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la Universidad Politécnica de Cataluña.

Desde 1989 Académico vitalicio correspondiente de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de España.

En 1990 creador del Máster en Hidrología Subterránea como actividad de Postgrado de la UPC.

De 1990 a 1994 Presidente del Grupo Español de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos (AIH-GE).

En 1991 y en nombre y representación como Presidente de la Asociación “Curso Internacional de Hidrología Subterránea” funda la Fundación Privada “Centro Internacional de Hidrología Subterránea” (FCIHS) en Barcelona.

De 1992 a 1997 Director de la Fundación “Centro Internacional de Hidrología Subterránea”.

En 1995 es nombrado Doctor honoris causa por la Universidad Nacional de Tucumán en Argentina.

En 1995 y 1996 forma parte de la Comisión de Expertos del Programa Sectorial de I+D sobre Recursos Hídricos de la Secretaría General del Plan Nacional de I+D de la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología.

En 1996 la Generalitat de Catalunya le concede la Medalla Narcís Monturiol al mérito

científico y tecnológico.

En 1996 y 1997 Gestor Nacional de Recursos Hídricos de la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (CICYT) del Área de Medio Ambiente.

De 1997 a 2004 ejerce la gestión en un organismo público de investigación, como Director General del Instituto Geológico y Minero de España en Madrid y Profesor Ad Honorem en la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la UPC en Barcelona.

En 1998 la International Association of Hydrogeologists (IAH) le concede el premio Presidents Award.

De 1997 a 2000 miembro y vicepresidente del Consejo Nacional de Minería de España.

De 1997 a 2004 Miembro del Consejo Nacional del Agua.

De 1997 a 2004 Consejero de Minas de Almadén y Arrayanes (MAYASA), SEPI, Madrid.

De 1997 a 2004 Consejero vicepresidente de AITEMIN, empresa de estudios e investigación vinculada a la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas de la Universidad Politécnica de Madrid.

De 1997 a 2004 Miembro directivo de EuroGeoSurveys, Asociación de los Institutos Geológicos de los países de la Unión Europea. En 1999 Presidente de EuroGeoSurveys.

De 1997 a 2004 Miembro directivo de ASGMI, Asociación de los Servicios de Geología y Minería de Iberoamérica.

De 1997 a 2004 Miembro directivo de FOREGS, Forum de los Servicios Geológicos Europeos y en 2000 Presidente de FOREGS.

De 1997 a 2004 Miembro del Patronato de la Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea y del Comité de Dirección del Curso Internacional de Hidrología Subterránea.

De 1998 a 2001 Presidente del Consejo de Administración de la Empresa Estatal Depuradora del Baix Llobregat (DEPURBAIX).

De 1998 a 2000 Consejero de la Red de Parques Nacionales.

En 2000 el Grupo Español de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos le concede el Premio al Mérito de la AIH-GE (1ª Edición).

De 2000 a 2004 Presidente de la Internacional Association of Hydrogeologists (IAH), de 1996 a 2008 miembro de su consejo.

De 2000 a 2004 Gestor de la nueva creación del Consejo Nacional de Geología.

De 2001 a 2004 Miembro del Comité de Coordinación de Organismos Públicos de Investigación del Ministerio de Ciencia y Tecnología.

De 2004 a 2010 Catedrático de Hidrología Subterránea de la Universidad Politécnica de Cataluña.

En 2005 la National Ground Water Association (NGWA) le concede el premio "Life member award to individuals who have contributed some special service in the furtherance of groundwater industry or to NGWA".

En 2005 es proclamado Profesor Honorario de la Universidad Nacional del Litoral de Santa Fe en Argentina y Huésped de honor de la Universidad Nacional de Río Cuarto de Córdoba en Argentina.

En 2006 la Comunitat d'Usuaris d'Aigües Subterrànies del Delta del Llobregat (CUADLL) le concede su máxima distinción.

De 2004 a 2006 representante del Rector de la Universidad Politécnica de Catalunya en el Patronato de la Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea y en el Comité de Dirección del Curso Internacional de Hidrología Subterránea.

De 2006 a 2009 Director departamento universitario del Departamento de Ingeniería del Terreno, Cartográfica y Geofísica de la UPC.

En 2008 la Asociación Latinoamericana de Hidrología Subterránea para el Desarrollo (ALHSUD) le proclama, en Ciudad de Quito – Ecuador, Hidrogeólogo Ilustre de América Latina.

En 2008 la International Association of Hydrogeologists (IAH) le proclama, en Toyama – Japón, Miembro honorario vitalicio.

En 2009 es proclamado Profesor Honorario de la Unversidad Nacional de La Pampa de Santa Rosa en Argentina.

De 2006 a 2009 representante en el Patronato de la FCIHS y en el Comité de Dirección del CIHS como Director del Departamento de Ingeniería del Terreno, Cartográfica y Geofísica de la UPC.

De 2007 a 2011 Presidente del Comité Asesor del Patronato de la FCIHS.

Su actividad investigadora comprende la colaboración en más de 30 estudios de investigación, siendo investigador principal en casi 20 de ellos e investigador principal asociado a proyectos europeos en otros cuatro. Estudios principalmente de carácter experimental territorial.

Desde 1976 ha dirigido y codirigido más de 20 tesis doctorales, principalmente de carácter experimental territorial y ha dirigido 6 tesis de Máster en Hidrología Subterránea.

Ha participado en 6 acciones de intercambio científico con Portugal, Reino Unido, Francia,

Argentina y Colombia y ha participado en diferentes estancias en USA y Francia.

Colabora como miembro del comité científico y también como revisor regular en diversas revistas especializadas en recursos hídricos y en hidrogeología.

Ha participado en numerosos proyectos de estudio financiados por diferentes organismos y empresas, y en actividades de apoyo o asesoría, en su mayoría de carácter experimental (territorial) en el entorno de Barcelona, Cataluña, Islas Baleares, Islas Canarias, Parque Nacional de Doñana, Valencia, Aragón, Isla de Malta, Italia, Portugal, Brasil, Argentina y Chile.

Ha formado parte de diversos grupos de trabajo constituidos para abordar cuestiones hidrológicas generales, en relación con UNESCO y con la Comunidad Europea, o problemas territoriales.

Autor o coautor de 6 libros, entre ellos los 2 volúmenes del manual de Hidrología Subterránea (Custodio – Llamas 1976, reedición 1983, reimpresión Vol. 1: 2001 y 2008; Vol. 2: 2005 y 2006) de la editorial Omega de Barcelona, de mayor difusión internacional en lengua castellana. En 2005 y en 2007 traducidos al italiano. Además Editor o Coeditor de 14 libros.

En 1965 inició la redacción y publicación de más de 500 artículos, comunicaciones y capítulos de libros publicados, cuya temática es dominantemente de diversos campos de la hidrología subterránea, aunque incluye también aspectos de docencia, energéticos, nucleares y de recursos de agua en general y su contexto social.

A partir de noviembre de 2010 Catedrático Emérito de la Universidad Politécnica de Cataluña en Barcelona.

1.2. CONTRIBUCIÓN DE EMILIO CUSTODIO A LA FORMACIÓN ACADÉMICA DE ESPECIALISTAS EN HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

1.2.1. RECONOCIMIENTO A EMILIO CUSTODIO

Alex ALOM POVEDA*

(*) SABOREDO, S.A. Pobla de Lillet, 22. 08028 Barcelona. saboredo@saboredo.com

Escuché hablar por primera vez de Emilio Custodio a mis mayores, siendo prácticamente un adolescente.

Recuerdo el día en que se me envió, en el ya lejano 1971, a la extinta Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental (CAPO) con el encargo de cortar y pegar "sensu stricto" unas tiritas de papel que modificaban ejemplares ya editados del estudio REPO, así como el de realizar algún que otro calco de cortes hidrogeológicos a "Rotring". Todo ello en un ambiente de copias de amoniaco y bajo la ocasional inspección, con mirada de profesor estricto, de un joven Custodio al inicio de su treintena, aunque para mí en aquellos momentos me representaba la de un señor considerablemente mayor.

Pasados los años, ya alumno en el curso de Hidrología Subterránea, tuve a Custodio como uno de los profesores más presentes a lo largo de todo el año.

Recuerdo mis esfuerzos para seguirlo en sus clases, en especial hidroquímica, en que mi mente se quedaba en los primeros conceptos de una explicación, cuando la argumentación iba ya casi hilvanando las conclusiones. No niego una cierta desesperación y desánimo. Al final no suponía nada que fuera tremendista. Unas pequeñas consultas y unos comentarios, por parte de Emilio, en un lenguaje accesible, acababan dándote los elementos fundamentales que regían el tema en cuestión.

Posteriormente, volví a reencontrarlo cuando trabajé una temporada en el también extinto Servicio Geológico de Obras Públicas, de la mano del mal logrado amigo Alfonso Bayó. Tengo muy presente su imagen de cuando entraba amablemente en la salita, casi de puntillas para no distraerme, donde con lápiz de carbón y papel milimetrado yo elaboraba diagramas y cortes. Recuerdo también como si fuera ayer, un comentario acerca de la gran importancia de sacar punta al lápiz, tanto física como intelectualmente… Obviamente todo ello con anterioridad al uso masivo del PC.

La última vez que trabajamos juntos fue a mediados de los 80, en la realización de los Planes Hidrológicos. Recuerdo este trabajo con un especial cariño. Reconozco que en ese año y de su mano, se propició un cambio en mi actitud profesional, de forma que pasé de ser el estudiante buscador de la mejor relación esfuerzo-resultado, a un profesional en el que primaba el resultado sin ningunear esfuerzos. Custodio supo transmitirme un intangible que permite convertir el supuesto tedio de un trabajo, en un motivador reto para montar una

especie de puzle de “n” dimensiones y variable en el tiempo que de explicaciones al funcionamiento de una caja negra.

Por aquel entonces Emilio compaginaba sus clases en la Politécnica de Cataluña con sus trabajos en la Comisaría de Aguas de Pirineo Oriental (CAPO). Mi percepción sobre Custodio en aquellos tiempos, es la de una vida muy estresada entre estas obligaciones, el curso de hidrogeología, asesoramientos varios y sobre todo sus publicaciones. Podía con todo.

A partir de aquí, de esto ya hace 30 años, y sobre todo al llegar a conseguir su plaza como catedrático y poder abandonar sus trabajos en la Administración, su grado de ajetreo inmediatamente disminuyó, si bien sus trabajos, como es bien conocido, no cesaron.

En los últimos tiempos hemos coincidido en algún evento en que la premura del tiempo no ha permitido más comunicación que una sincera y mutua sonrisa.

Será por aquello que te comenté un día que cuando te veo, hay un no sé qué en mi mente que me hace sentir como aquel alumno que no ha hecho todos los deberes.

En cualquier caso, es de agradecer a Emilio que a pesar de todas sus obligaciones y constantes metas, siempre haya dispuesto de tiempo para acceder a una consulta sobre determinadas dudas, dándole luz y sentido.

Por último, y para mí de gran trascendencia, fueron sus esfuerzos a principios de los 60 para crear el curso de Hidrología Subterránea conjuntamente con el profesor Llamas. Curso poco comprendido en su día y que finalmente ha dado lugar al curso de postgrado más longevo y posiblemente más acreditado del espectro académico español, y aún más: Ha dado un gran impulso a un oficio cuyo contenido académico es fundamentalmente pluridisciplinar, el cual he tenido la suerte y el gusto de poder ejercer hasta estos días, no muy alejados de mi jubilación.

Con admiración y cariño.

1.2.2. EMILIO CUSTODIO VERSUS CURSO INTERNACIONAL DE HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA DE BARCELONA - CIHS

Eduardo BATISTA PIERA*

(*) Miembro del Comité Asesor de la FCIHS. eduardo.batista@flash10.net

RESUMEN

La figura de Emilio Custodio es inseparable del Curso Internacional de Hidrología Subterránea de Barcelona y viceversa. Tal simbiosis no disminuye un ápice su labor como catedrático de Hidrogeología de la UPC, ni sus méritos y logros en los distintos cargos y responsabilidades que ha tenido en organismos nacionales y en entidades profesionales nacionales e internacionales. Se pretende, en esta comunicación, dar una breve pincelada de su importante contribución a la formación de especialistas en hidrogeología a través del CIHS. A lo largo de 42 años hemos observado y compartido directamente y entre bastidores, parte de la labor de Emilio Custodio que le ha llevado al más alto reconocimiento nacional e internacional en el campo de la hidrogeología. Su contribución a la formación no se ciñe exclusivamente a una labor docente en aula, sino que incluye un conjunto de actividades que van desde organizar cursos, prácticas, dirigir trabajos de campo, visitas técnicas, redacción de libros de textos, apuntes, informes, artículos, ponencias y comunicaciones, participar en mesas redondas, seminarios, congresos, etc., etc. hasta organizar al mínimo detalle todos los registros de dichos acontecimientos. En todas estas actividades el papel de Emilio Custodio ha sido el generador de las mismas y activo participante, su capacidad parecía y parece no tener límites. En este libro de homenaje y reconocimiento por parte de sus colegas, alumnos y amigos quisiéramos resaltar no sólo sus conocimientos ampliamente reconocidos sino también las particularidades de su carácter y trabajo que hacen posible no una mera transmisión de conocimientos sino una verdadera formación de especialistas en hidrogeología.

INTRODUCCIÓN

La coincidencia durante 42 años con Emilio Custodio en muy diversas facetas docentes y de organización del CIHS permite exponer una versión creo que bastante fundamentada, aunque quizá algo ladeada por el peso de la amistad, sobre la contribución del Profesor Custodio en la formación de especialistas en aguas subterráneas. Permítaseme pues una breve reseña personal que explicita esta relación profesional.

Mi primera visión o contacto con él fue en calidad de alumno participante en la III Edición

del CIHS (1969). Emilio Custodio era el Jefe de Estudios y encargado del Tema 9 Hidráulica de Pozos a la sazón el tema más extenso y a su vez considerado el más temible del programa. Esto no fue óbice para que a parte de sufrir su rigor y exigencia, reconocer su valía, voluntad e interés para que los participantes -en aquellos tiempos algunos eran mayores que él y tenían experiencia en la administración o en empresas consultoras- adquirieran los conocimientos básicos del tema.

Finalizado el curso, me incorpore al Servicio Geológico del MOPU, organismo que compartía con la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental (en la que Emilio Custodio era el responsable de aguas subterráneas) la realización del "Estudio de los Recursos Hídricos Totales de la Cuenca Hidrográfica del Pirineo Oriental" (bien simplificado como REPO), así como el patrocinio y organización del CIHS.

Esta incorporación, como novato, a uno de los Organismos públicos encargados del REPO, me permitió formar parte de un equipo de hidrogeólogos (formados en el CIHS y en el que figuraban también distintos profesores del mismo) y técnicos de los que aprendí y fui testigo directo de su manera de trabajar y enfocar un estudio de aquellas dimensiones. Aunque en organismos distintos, así establecí contacto con Emilio Custodio en su pequeño y atiborrado de informes, libros y comunicaciones, despacho de la 3ª planta de la calle Beethoven y comprobar su dedicación y entrega en los trabajos del REPO.

Pero en donde se ha intensificado la relación personal y profesional ha sido en el CIHS del que pasé a formar parte de su Comisión Docente cuando ya lo dirigía Emilio Custodio y posteriormente le sucedí en el cargo de Director.

ACTIVIDAD EN EL CIHS

Sus actividades para la creación del CIHS en 1967, se iniciaron en el año 1966 cuando siguiendo las directrices del Decenio Hidrológico de la UNESCO y de acuerdo con la voluntad y el esfuerzo conjunto de los Organismos: Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental, el Servicio Geológico de Obras Públicas, el Centro de Estudios Hidrográficos (CEDEX), el CSIC, la Sociedad General de Aguas de Barcelona, la Escuela de Ingenieros Industriales (posteriormente la UPC) y con el apoyo especial del Comisario de Aguas José Mª Llansó y el empeño de M. Ramon Llamas y Francesc Vilaró, se materializó la creación de un Curso para la formación de especialistas en aguas subterráneas.

En el CIHS, su actuación se ha desarrollado como Jefe de Estudios (1967-1970); Subdirector (1971-1975) y Director (1975-1989).

En 1991 se creó la Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea, en la que pasó a ser su Director hasta 1997. En la actualidad es Presidente del Comité Asesor de la Fundación CIHS.

Desde el primer Curso (1967) hasta la actualidad es profesor permanente, por lo que es el decano de los profesores y único docente que ha participado en todas las ediciones del CIHS.

Este breve bosquejo de su trayectoria dentro de la organización del CIHS no refleja en absoluto su intensa, amplia y decisiva labor en el mismo. Como uno de los creadores del

Curso, diseñó (y por tanto conoce) todos los registros del mismo, desde su especial estructura gerencial económica, la dependencia de distintos Organismos Patrocinadores, hasta el más mínimo detalle en las ceremonias de Inauguración y Clausura, pasando evidentemente por lo más importante que es el programa académico y la labor docente. Esto requiere la coordinación de un núcleo de profesores permanentes, principalmente Miembros de la Comisión Docente y un número apreciable de los mejores especialistas nacionales o extranjeros en cada tema que permiten estar al día en los más avanzados aspectos teóricos y prácticos de la hidrogeología.

El material didáctico que usaban las primeras promociones eran los apuntes redactados por los miembros de la Comisión Docente y los profesores invitados. A partir de estos apuntes y en una intensa labor de los Coordinadores (la CoDo) se llegó a editar, en 1976, el célebre Manual o texto "Hidrología Subterránea" de Emilio Custodio- M.R. Llamas. Es tan destacada y reconocida la labor de Emilio Custodio, en la redacción de varios capítulos, la revisión de otros, así como la elaboración de los extensos índices, que al libro ya se le conoce como "El Custodio".

Como complemento indispensable de las materias teóricas está la presentación de la problemática de los distintos escenarios hidrogeológicos, aspecto que dada la variedad geológica de nuestro país permitía observarlos in situ. Su conocimiento exhaustivo de estos escenarios y otros más lejanos enriquece el grado de conocimiento de los participantes.

El trabajar con Emilio Custodio en la organización y en las tareas docentes del CIHS junto a excelentes profesionales y el equipo de gerencia-secretaría ha sido muy enriquecedor.

Como un miembro más de la Comisión Docente que él presidía y dirigía he podido compartir una tarea docente y gestora marcada por una voluntad y dedicación extraordinaria que a veces podía parecer agobiante pero que bien analizada era eficaz, fructífera y reconocida por todos. Gestión que era fruto del trabajo y de la estrecha colaboración y sintonía, evidentemente no exenta de discusiones, entre todos los componentes de la Codo y equipos de gerencia-secretaría que a lo largo de los años Emilio Custodio ha gestionado directamente en el CIHS.

El profundo conocimiento de todas las actividades del CIHS, su acentuado sentido de la responsabilidad y un rigor que le obliga a no tener un fallo ni dejar cabos sueltos daban la impresión de que su control podía implicar una disminución de la autonomía de los demás componentes del CIHS (Comisión Docente, gerencia-secretaría). Al contrario la autonomía estaba garantizada, pero su extraordinario interés para lograr el éxito de los Cursos y completar la formación de los participantes le instaba a asegurar y comprobar personalmente el perfecto funcionamiento de todas las actividades.

El afán para optimizar la formación de especialistas, no se termina en el Curso, también tenía y tiene un gran interés para difundir los conocimientos y avances de la hidrogeología a través de Seminarios, Congresos, Jornadas, etc., e incluso defender en los medios de comunicación la necesidad de tratar científicamente los temas relacionados con las aguas subterráneas.

Tanto en la iniciativa como en la realización de estas actividades, paralelas al CIHS, se veía la impronta de Emilio Custodio, que lograba la implicación de los estamentos oficiales

para realizarlas conjuntamente o con su apoyo y asistencia.

Sirvan como ejemplo las siguientes actividades realizadas mientras él dirigía el CIHS:

- Seminario *Modelos Matemáticos y Digitales en Hidrología Subterránea*, en Barcelona en 1976.
- Seminario *Aspectos Básicos de la Evaluación, Explotación y Gestión de las Aguas Subterráneas*, en Castelldefels en 1977.
- Jornadas *Análisis y evolución de la contaminación de las aguas en España*, en Barcelona en 1981.
- *Short Course on Groundwater*, en lengua inglesa, en Barcelona y en Madrid en 1982.
- Simposio y Taller Internacional de las Naciones Unidas *Aspectos Económicos del Agua Subterránea*, en Barcelona en 1987.
- Jornadas *Instrumentación y Técnicas de Medición y Muestreo para el Control Piezométrico y de la Contaminación de las Aguas Subterráneas*, en Barcelona en 1987.

Y muchas otras más…

Mención aparte son sus esfuerzos y gestiones para lograr la estabilidad temporal del Curso con un reconocimiento jurídico, primero como Asociación "Curso Internacional de Hidrología Subterránea" y después como Fundación "Centro Internacional de Hidrología Subterránea".

Como Director de la Fundación primero y actualmente como Presidente de su Comité Asesor son de destacar sus esfuerzos y dedicación para ampliar las actividades de formación y el desarrollo científico-técnico de la Hidrogeología.

Todo lo anterior es simplemente una pequeña muestra de la extraordinaria contribución de Emilio Custodio a la formación académica de especialistas en aguas subterráneas exclusivamente a través del CIHS, que es una pequeña parte del conjunto de su labor profesional y que se refleja en otros capítulos de este libro.

No tengo ninguna duda que Emilio Custodio, cuando lea estas líneas, rápidamente hará las correcciones pertinentes diciendo que lo que reflejan no es la realidad, sino que todo ha sido obra de un equipo, etc., etc. Puede ser cierto en parte, pero he querido resaltar no sólo algunos logros de parte de su vida profesional sino el esfuerzo, la dedicación, el tesón su voluntad, rigor… y porque no… su a veces testarudez… que le ha permitido lograr lo que parecía imposible. Hoy es su homenaje y no el del CIHS por más que no se considere merecedor.

Como sucesor de Emilio Custodio en las tareas de dirección del Curso, he de agradecerle el apoyo que siempre he recibido, apoyo ciertamente amable y crítico en momentos determinados, pero siempre con la voluntad de ayudar y colaborar para alcanzar los objetivos del CIHS: la buena y correcta formación de especialistas en aguas subterráneas. Gracias Emilio.

El CIHS ha ido evolucionando con los años, se ha ampliado con el CIHS a distancia, ha pasado a formar parte de una Fundación con actividad investigadora y han ido cambiando los componentes, de la Comisión Docente y del equipo de gerencia-secretaría, han cambiado los tiempos, las técnicas y métodos, pero queda la impronta que Emilio Custodio (y los

fundadores del CIHS) le dieron desde la primera edición: el rigor y la profesionalidad.

Como ejemplo del reconocimiento y la simbiosis entre Emilio Custodio y el CIHS, valga una pequeña anécdota: hace unos pocos años dictando un Curso en un país Iberoamericano y tras ser presentado como el Director del CIHS de Barcelona, al terminar la clase un participante se me acercó y me preguntó que, por ser de Barcelona, si conocía el Curso de Custodio. Evidentemente dije que sí pensando… ¡Caramba con Emilio!

1.2.3. EMILIO CUSTODIO, MAESTRO DE HIDROGEÓLOGOS

Josep DOLZ*

(*) Instituto FLUMEN. Universitat Politècnica de Catalunya. j.dolz@upc.edu

Poner de manifiesto la destacada labor de Emilio en la formación de hidrogeólogos es tarea bien sencilla: basta recordar que nos referimos al co-director y principal autor del *Custodio-Llamas* y también tener en cuenta su determinante papel en el Curso Internacional de Hidrología Subterránea.

Tanto el manual de Hidrología Subterránea (aparecido en 1976, y del que han habido 2 ediciones y 4 reimpresiones, con más de 6000 ejemplares distribuidos), como el Curso Internacional de Hidrología Subterránea (iniciado en 1967 y, por tanto, ya con 45 ediciones), han sido, y siguen siendo, referentes de rigor y calidad en la formación de especialistas en las comunidades hidrológicas española e iberoamericana. Ambas iniciativas supusieron un notable impulso para la plena incorporación del método científico al estudio de la hidrología subterránea y, de este modo, superar un análisis de marcado carácter empírico no siempre respetuoso con el concepto de ciclo hidrológico. Emilio y Ramón Llamas fueron en gran medida los artífices de esta renovación. Para ello contaron con el decidido apoyo de la Administración Hidráulica en Catalunya y con la entusiasta colaboración de (en aquel entonces) jóvenes y bien preparados universitarios que formaban un excelente equipo multidisciplinar. De este modo se inició la brillante trayectoria científica que ha recorrido, en el último medio siglo, la hidrología subterránea en España.

Conocí a Emilio en otoño de 1977, recién incorporado como becario de doctorado a la Escuela de Caminos de la UPC. Me hablaron de un curso que se impartía en la Escuela de Industriales, dedicado a la hidrología subterránea (por aquel entonces materia prácticamente desconocida para mí), que exigía una notable dedicación (había muchos exámenes) y en el que se establecía un grato ambiente (incluso más allá del aula) entre alumnos y profesores. Todo me resultó atractivo, por lo que fui a visitar a Emilio para pedirle por primera, y no última vez, un favor: que se me concediera una beca para realizar el Curso.

La XII edición del Curso resultó ser tal y como se me había anunciado, en particular lo referido a la excelente formación y a la más que cordial convivencia lúdico-docente. Ambas facetas se constataron de forma simultánea cuando fueron aplicados los conocimientos adquiridos en la realización de un análisis interdisciplinar de sentido inverso: la utilización de la hidrología subterránea como herramienta para el estudio en profundidad de otras materias. Ocurrió que uno de los participantes interpretó ciertos párrafos de la novela de Henry Miller "Trópico de Cáncer" apoyándose en los conocimientos recibidos durante el Curso. Esta metodología se mostró muy útil para que, en plena transición española, unos jóvenes

aspirantes a hidrólogos subterráneos pudieran captar la esencia de una obra controvertida y cuya publicación había estado prohibida hasta ese momento. No obstante, pudo intuirse que no todo el cuadro docente coincidió con la clara valoración positiva que los alumnos hicimos del estudio. Sirva esta anécdota de guiño a mis compañeros del curso de 1978 y también como recuerdo de los buenos momentos compartidos ahora hace más de treinta años.

La relación establecida con Emilio a lo largo del Curso se intensificó cuando nos asesoró en el trabajo que se realiza al final del mismo. En ese momento fue cuando percibí por primera vez sus cualidades profesionales: gran capacidad de trabajo, rigor científico acompañado del necesario criterio ingenieril para establecer soluciones realistas y una notable facilidad para la visión global apoyada en el análisis interdisciplinar. Este carácter interdisciplinar es, a mi entender, una de las principales características de la actividad desarrollada por Emilio, tanto por lo que se refiere a su aportación personal como al fomento de la colaboración entre expertos de diferentes ámbitos científicos. Sus profundos conocimientos en un amplio abanico de materias lo han hecho posible. No obstante, en ese trato más próximo que tuve con Emilio a finales de curso, fueron sus valores personales los que más llamaron mi atención, especialmente su total disponibilidad para atender nuestras consultas y su gran sensibilidad a las circunstancias personales.

Mi relación con Emilio, iniciada en el XII Curso, se ha mantenido e intensificado en los 35 años transcurridos. A lo largo de ella he disfrutado de su generoso apoyo en lo profesional (siempre discreto y eficaz) y de su valiosa amistad en lo personal.

Por todo ello, muchas gracias Emilio.

1.2.4. EMILIO CUSTODIO, REFERENTE DE HIDROGEÓLOGOS

Miguel Ángel GARCÍA VERA*

(*) Confederación Hidrográfica del Ebro. Pº Sagasta, 24-26. 50006 Zaragoza.
mgarciave@chebro.es

Cuando a uno le piden escribir un texto en homenaje a una gran persona, surgen dos sentimientos contrapuestos. Por un lado un profundo agradecimiento porque los organizadores te hayan tenido en cuenta. Por otro lado se siente miedo de no estar a la altura de la persona de la que se habla. Ya sé que es difícil, pero espero que las palabras que siguen sean dignas de todo lo que ha significado Emilio para la hidrogeología de España y Latinoamérica.

Mi formación específica en hidrogeología comenzó cuando, una vez terminada la carrera en Zaragoza, asistí a la XXIV edición del Curso Internacional de Hidrología Subterránea en el primer semestre de 1990. Desde entonces y con la dirección del profesor Javier Samper Calvete me integré en el potentísimo grupo de hidrogeología de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la Universidad Politécnica de Cataluña del que uno de los profesores principales era Emilio. A finales de 1994 finalicé el doctorado y mi desarrollo profesional se orientó hacia la planificación hidrológica en la Confederación Hidrográfica del Ebro. Desde entonces y hasta ahora mis contactos con Emilio se han mantenido de forma discontinua mediante mi participación en la Junta Directiva de la AIH (2000-2003), reuniones de seguimiento de proyectos, coincidencia en jornadas y congresos, asistencia a algunas tesis doctorales,…

Durante la realización del Curso Internacional de Hidrología Subterránea en el año 1990 conocí a Emilio Custodio Gimena, profesor y miembro de la Comisión Docente. Sus clases eran lecciones magistrales en las que para un recién licenciado no cabía lugar al despiste si se querían asimilar todo el flujo de conocimiento que transmitía. En Emilio se conjunta esa doble circunstancia de una gran inteligencia y un trabajador perseverante, lo que da como resultado un bagaje intelectual que proporciona caudales de sabiduría. La gran presencia de Emilio, su tono serio y exigente en la forma aunque tremendamente humano en el fondo, así como su potente y precisa voz iban perfilando durante las clases aquellos conceptos hidrogeológicos fundamentales. Esta ha sido la materia prima que ha ido formando a una gran mayoría de los hidrogeólogos de España.

Generaciones y generaciones de hidrogeólogos le debemos mucho al trabajo y esfuerzo de Emilio. La publicación en 1977 de la primera edición del manual Hidrogeología Subterránea, de la que fue Director del Comité de Edición, ya fue una clara constatación del papel que Emilio iba a tener en la formación hidrogeológica no solo en España, sino también de los

países de habla hispana. Este compendio de la hidrogeología fue resultado de un intenso trabajo del que nos hemos beneficiado muchos estudiantes, opositores y profesionales del agua subterránea. Por ello y por mucho más, tanto Emilio como Manuel Ramón Llamas han sido reconocidos como los padres de la hidrogeología contemporánea en España.

El desarrollo de los trabajos de investigación, como son las tesis doctorales, en el ámbito de un grupo de investigación genera una relación muy estrecha con todo el equipo humano. Durante todo el proceso de aprendizaje investigadora que mantuve en la UPC en el periodo 1990-1994 Emilio fue un maestro constante. Las primeras reuniones sobre los aspectos hidrogeológicos de la zona regable de Los Monegros en las que se empezaba a dilucidar el modelo hidrogeológico conceptual que tantos quebraderos de cabeza nos daría durante cinco años, los viajes a Mallorca con Emilio y con Roberto Poncela para hacer trabajos de campo, los cursos de doctorado de Hidrogeoquímica e Isótopos en los que Emilio mostraba con todo su esplendor sus vastos conocimientos y experiencia, las reuniones para discutir aspectos concretos de la zona de los Monegros o incluso para el ensayo de la lectura de la Tesis Doctoral, fueron todos ellos momentos puntuales que no son más que un reflejo de la actitud incansable de apoyo y ayuda con la que Emilio nos regalaba a todos los que estábamos en su entorno.

La participación y colaboración positiva y activa de Emilio en Asociaciones de Hidrogeología nos ha dado también una lección de lo que ha de ser compromiso y coherencia con lo que uno cree. Y como no puede ser de otra manera también en esto ha llegado a lo más alto, tal y como muestra el haber sido presidente de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos durante el periodo 2001-2004. En ese periodo yo colaboraba de forma activa en el Grupo Español de la AIH y he de decir que era un auténtico orgullo tenerle como presidente y una garantía de un funcionamiento intenso, serio y responsable, tal y como así fue.

También ha sido un ejemplo de compromiso en la gestión de las aguas subterráneas, como lo demuestra su mandato como Director General del Instituto Geológico y Minero de España durante el periodo 1997-2004. Siendo Director le tocó acometer la importante reconversión del Instituto para pasar a ser un Organismo Público de Investigación dependiente del Ministerio de Ciencia y Tecnología. Durante ese periodo la Junta Directiva del Grupo Español de la AIH mantuvimos alguna reunión en la sede del IGME de la Calle Ríos Rosas. Todavía recuerdo ese gran despacho del Director con una pequeña mesa repleta de libros e informes en la que mantenía su frenética actividad y también las comidas en el restaurante del instituto en las que no podían faltar menús de corte vegetariano siguiendo las preferencias del infatigable Emilio.

Para acometer grandes proyectos es necesario disponer de una generosidad igualmente grande. Su entrega y esfuerzo han sido reflejo de un gran entusiasmo por el trabajo y de una generosidad sin límites. Sus tantas y tantas horas de dedicación a sus investigaciones, a sus becarios, a sus alumnos, no se pueden explicar si no se entiende que detrás de ellas ha habido una persona convencida de todo lo bueno que puede hacer dándose a los demás. Esta capacidad de entrega, que en algunas ocasiones se convierte en una gran exigencia a sí mismo y a sus colaboradores más directos, es otra de las lecciones magistrales que día a día nos da Emilio.

También es un hombre con una tremenda humildad. De hecho estoy seguro que esta

publicación de homenaje a su persona le pondrá muy nervioso y hasta es posible que se enfade con todos los que hemos participado en ella. Esto también le hace ser más grande. Es la humildad de los grandes, la pequeñez de los que saben y se entregan completamente, de los que son conscientes de que cuanto más conocen menos saben.

La humanidad de un hombre se pone de manifiesto en cómo le tratan los que están más cerca suyo. Y en este sentido me gustaría destacar el sentimiento que me surgía siempre que he estado con la familia de Emilio. Recuerdo a Olga, su mujer, en aquellas ocasiones en las que coincidíamos en viajes del Curso de Hidrogeología (por ejemplo el de Doñana en 1992), congresos de Isótopos en Viena (1993) o más adelante en Santiago de Compostela (2007). En esos momentos es cuando uno se da cuenta de lo importante que es que al lado de un hombre grande haya una mujer más grande todavía. La alegría canaria de Olga destacaba conjuntamente con el profundo aprecio, respeto, comprensión y amor que transmitía hacia Emilio. También el cariño que sus dos hijos, Javier y Elena, demostraban por su padre era una palpable y manifiesta demostración de la gran humanidad de Emilio.

Durante este recorrido que es la vida estamos continuamente buscando modelos, ejemplos, referencias que nos ayuden a seguir el camino de la forma más satisfactoria posible. En mi trayectoria puedo decir sin ninguna duda que Emilio ha sido una de esas personas ejemplares que me ha dado muchas lecciones. En el ámbito de la formación académica Emilio es un profesor excelente, en la investigación me enseñó la importancia del tesón, esfuerzo y de la inteligencia, me demostró la importancia del compromiso con su implicación en asociaciones y como gestor administrativo. Y sobre todo, como persona, me ha dado lecciones magistrales de humildad, sencillez, gran generosidad y afán de superación cuando surgen los problemas de salud.

Por todo ello, Emilio, no me queda más que añadir lo siguiente: Muchas Gracias.

1.2.5. RECUERDOS DE EMILIO CUSTODIO

Jordi GUIMERÀ*

(*) Amphos 21 Consulting, S.L. Passeig de Garcia i Faria, 49-51, 1-1. 08019 Barcelona.
jordi.guimera@amphos21.com

Los que tuvimos la suerte de recibir clases de Emilio recordaremos con cariño los problemas con enunciado de una página y respuesta de una cifra a rellenar en una casilla.

Los que tuvimos el privilegio de trabajar con él en proyectos de investigación, sabemos lo que significan las muchas horas dedicadas a orientación, discusión, crítica y solución; a fin de cuentas, aprendizaje y formación del espíritu profesional que después nos acompaña a lo largo de nuestra vida.

Los que tuvimos el privilegio no solamente de dar clases en el CIHS sino de pertenecer a la CoDo, tuvimos muy cerca la huella del liderazgo de Emilio, que tan bien preparó el camino para los que pasamos después.

Una suerte conocerte Emilio. Gracias por todas esas horas que nos has dedicado.

1.2.6. EL BUEN HACER DEL PROFESOR EMILIO CUSTODIO

Antonio PULIDO BOSCH*

(*) Catedrático de Hidrogeología de la Universidad de Almería. 04120 La Cañada (Almería).
apulido@ual.es

Mi formación hidrogeológica se inició en la Universidad de Granada donde el profesor Fernández Rubio se estrenaba como catedrático, allá por el año 1971. Los libros de Castany eran las obras de consulta. Tras un año en Francia me incorporé a la oficina de EPTISA en Valencia, en donde pasé casi 5 años en proyectos para el IGME. Varios compañeros, Gonzalo Doblas q.e.p.d., José Fuster (mi primer jefe) y creo que Fernando Peralta, habían hecho el "*Curso de Barcelona*" que ya contaba con un notable prestigio, que competía con los del Centro de Estudios Hidrográficos, de la Escuela de Minas y alguno más.

Si mi memoria no me falla, conocí a Emilio Custodio en 1975 con motivo de la celebración del Simposio Nacional de Hidrogeología. El Profesor Llamas –presidente del comité organizador-, con buen criterio, prefirió no denominar *"primer"* Simposio, ya que "*no sabemos si habrá un segundo*". Aunque ya había asistido a algunos eventos científicos, era la primera vez que había que dejar por escrito las preguntas que se hacían a los que exponían trabajos. Además, y con el fin de incentivar la participación, se había estipulado que se daría un premio a quien más preguntas hiciera. Lógicamente, Emilio Custodio fue quien ganó por amplia mayoría. Durante el recorrido de campo a los manantiales salinos de la Sierra de Mustalla, que fue una de las excursiones del evento, Emilio se mostró también especialmente participativo y brillante, dando multitud de nuevas ideas para mejorar las interpretaciones sobre el origen de estas surgencias salinas de la sierra de Mustalla.

En plena fase de redacción de mi tesis doctoral apareció la *monumental* obra que ha marcado la Hidrogeología en todo el mundo de habla española y portuguesa; dos *enormes* volúmenes, escritos en letra muy pequeñita, conocida como *"el Custodio"* que sintetizaban una parte importante de las *clases* del citado Curso. Esta obra colectiva ha sido siempre asignada y sigue siéndolo todavía a Emilio Custodio, con Ramón Llamas, pero en segundo lugar, al ser el orden en el que figuran ambos editores. Varias reediciones han conservado la parte básica y mejorado algunos aspectos, pero sigue siendo "*la biblia del agua"* en el mundo hispanoamericano. Lo cierto es que me vino como anillo al dedo en esa fase final de redacción, ya que introducía cantidad de *nuevos* aspectos poco o nada tratados en la *escuela francesa*.

Recuerdo una anécdota con motivo de la presentación que hice a los estudiantes de un curso del Fondo Social Europeo que yo organizaba en la Universidad de Granada, en la que indiqué que el profesor que nos visitaba ese día, Emilio Custodio, no era muy partidario del

término *hidrogeología*, y sí de otros que a mí me parecían *rebuscados* tales como *geohidrología o hidrología subterránea*…. Para mi sorpresa, Emilio Custodio justificó ante los estudiantes el empleo de otros términos diferentes al de hidrogeología por, dijo, merecerle demasiado respeto dicho término. Eso no le impidió llegar a ser Presidente de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos.

Por último, y espero que me perdone D. Emilio por desvelar ese secreto, en uno de los numerosos encuentros que posteriormente tuvimos, me confesó su afición a leer con cierta frecuencia, antes de dormir, historietas de Mortadelo y Filemón, lo que me alegró enormemente, ya que es una afición que he tenido también durante muchos años.

Emilio ha sido ante todo, para mí, un ejemplo de trabajo constante y ordenado, de perfeccionismo, y de innovación continuada. De ahí la gran admiración que siempre he sentido por él, y por esa persona que siempre ha tenido a su lado, que es Olga, y que es totalmente imprescindible para comprender la trayectoria de tan brillante persona.

1.2.7. EMILIO EN LA FORMACIÓN DE RECURSOS HUMANOS EN URUGUAY

Ing. Luis SILVEIRA, Ph.D.*

(*) Facultad de Ingeniería. Universidad de la República de Uruguay. IMFIA. Julio Herrera y Reissig, 565. 11300 Montevideo – Uruguay. lesy@fing.edu.uy

En el mes de septiembre de 1979 culminé la carrera de Ingeniería Civil, opción Obras Hidráulicas e Ingeniería Ambiental, en KTH (traducción libre: Universidad Politécnica Real de Estocolmo), Suecia. Luego de un breve pasaje laboral por el Instituto de Obras Hidráulicas, en que incursioné en la Hidrología Urbana, me incorporé a la empresa sueca Vyrmetoder AB, conocida por el método Vyredox para tratamiento "in situ" de aguas subterráneas con altos contenidos de hierro y manganeso. En ese entonces, la empresa era representada en Cataluña por la Oficina de Gestión Minera, sita en Gerona, España. Lo cierto es que, entre los directivos suecos y Enrique Viñals Gisbert, se acordó que para profundizar mis conocimientos en Aguas Subterráneas y familiarizarme con el vocabulario castellano, cursara el XIV Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Ahí conocí a Emilio Custodio y el profesorado de esa edición, con quienes forjamos una amistad que perdura hasta hoy día.

Dos de mis compañeros de estudios en la XIV edición fueron Oscar Cattaneo (uruguayo) y Eduardo Usunoff (argentino), fallecido en 2008. Oscar desempeñaba la jefatura del Departamento de Aguas Subterráneas de las Obras Sanitarias del Estado (OSE), una empresa estatal uruguaya que tiene a su cargo el abastecimiento de agua potable para toda la población del país. Recuerdo las disputas entre Oscar y Emilio, por el trato "escolar" para con nosotros, pero lo cierto es que para Oscar, Emilio fue una figura trascendente, y en las ediciones que siguieron se sucedieron los participantes uruguayos a instancias suyas: Jorge Montaño (1984), María Teresa Roma (1986), Lourdes Rocha (1987) y Leonardo Almagro (1991), con el claro objetivo de formar al equipo humano que tenía a su cargo en las oficinas de OSE.

Regresé a Uruguay a fines de 1988, para incorporarme al Instituto de Mecánica de los Fluidos e Ingeniería Ambiental (IMFIA), de la Facultad de Ingeniería, Universidad de la República. En mi actuación docente impulsé la incorporación de una formación en Hidrología Subterránea, en la carrera Ingeniería Civil, opción Hidráulica y Ambiental, una aspiración largamente requerida por Oscar Cattaneo, sin duda producto de la formación que adquiriera en el XIV curso que compartimos juntos.

En el IMFIA logré entusiasmar a Jorge de los Santos, quien inició un programa de formación de posgrado que lo llevó a Cuba, México y Barcelona, España. Años más tarde, en 1995, Jorge y yo organizamos conjuntamente con el Programa Hidrológico Internacional de UNESCO, el "1er Taller sobre Gestión y reglamentación del uso de aguas subterráneas", que se desarrolló en tres jornadas, 18 y 19 de septiembre en Montevideo y el 20 de septiembre en

la ciudad de San José de Mayo. En el evento se contó con dos conferencistas invitados: Emilio Custodio y Diosdado Pérez Franco, del Instituto Superior Politécnico "José Antonio Echeverria" (ISPJAE) de La Habana, Cuba. Ese encuentro con Emilio, en tierras uruguayas, propició las primeras conversaciones con Carlos Fernández Jáuregui, Hidrólogo Regional de UNESCO para América Latina y el Caribe, para implementar una versión Hispanoamericana del Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Al año siguiente, organizamos el "2º Taller sobre Gestión y reglamentación del uso de aguas subterráneas", contando esta vez con Eduardo Batista como conferencista invitado, con quien comenzamos a delinear el programa del primer Curso Hispanoamericano de Hidrología Subterránea, contando con el apoyo de Emilio, y los generosos aportes de Marisol Manzano y Eduardo Usunoff.

La primera edición del Curso Hispanoamericano de Hidrología Subterránea tuvo lugar entre septiembre y noviembre del año 2000, contando con la participación de los docentes de la hoy Fundación Curso Internacional de Hidrología Subterránea, y el apoyo en la organización de Eduardo Usunoff, por el Instituto de Hidrología de Llanuras, de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Argentina, y Carlos Schulz, por la Universidad Nacional de la Pampa, Argentina, y el auspicio de UNESCO. Indudablemente, la primera edición del curso pudo concretarse merced al trabajo de muchos y el decidido respaldo de Emilio, con todo lo que significa su trayectoria profesional y docente, y su rol como director del Curso Internacional de Hidrología Subterránea, con tan merecido prestigio. Lamentablemente, por sus obligaciones, no fue posible contar con su participación directa como catedrático en lo que fue esa primera edición.

Para la segunda edición se logró el apoyo del Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA), que permitió consolidar el curso, estableciéndose una modalidad de dictado bianual: 2002, 2004, 2007, 2009 y la VI edición, que tendrá lugar el presente año 2011, en esta oportunidad con el concurso de Emilio. Además, en la transición a año impar que se produjo en 2007, en el año 2006 se dictó un versión de un mes que se denominó Curso Teórico – Práctico en Hidrología Subterránea.

En lo que hace a la esencia del rol de Emilio en la formación de recursos humanos en Uruguay, además de los que nos formamos en el Curso Internacional de Barcelona, hay que agregar el rol que muchos hemos cumplido formando profesionales (Geólogos, Ingenieros Civiles opción Hidráulica y Ambiental, Ingenieros Agrónomos). Además, el indudable prestigio del Curso Internacional de Barcelona y el rol desempeñado por Emilio en el mismo, jugaron también lo suyo en la consolidación del Curso Hispanoamericano, destacándose que en las cinco ediciones que tuvieron lugar entre los años 2000 a 2009, participaron estudiantes de: Argentina (6), Austria (1), Bolivia (2), Brasil (7), Colombia (8), Costa Rica (2), Cuba (2), Chile (4), Ecuador (6), El Salvador (6), Guatemala (4), Haití (2), Honduras (6), México (2), Nicaragua (6), Panamá (2), Paraguay (4), Perú (16), Dominicana (2) Uruguay (27), Venezuela (10).

En nombre de los colegas uruguayos, amigos argentinos y todos aquellos que desfilaron por el Curso Hispanoamericano de Hidrología Subterránea: ¡gracias, Emilio!

1.3. CONCESIÓN DE PREMIOS Y TÍTULOS HONORÍFICOS

1.3.1. NOMBRAMIENTO DEL DR. EMILIO CUSTODIO COMO PROFESOR HONORARIO EN LA UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA, ARGENTINA. RESOLUCIÓN DEL CONSEJO SUPERIOR 144/09 DEL 12 DE AGOSTO DEL 2009

Carlos SCHULZ*

(*) Universidad Nacional de La Pampa. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
Uruguay, 151. 6300 Santa Rosa / La Pampa – Argentina. cjschulz@cpenet.com.ar

En La Pampa, existe un concepto muy enraizado sobre la concepción de que, tanto la Universidad como la Facultad, son en esencia entes al servicio de la comunidad y, en consecuencia, sólo pueden justificar su existencia proyectando su trabajo al servicio de la sociedad, es por eso que profesores, alumnos y profesionales tienen un rol que cumplir con la comunidad en general. También es innegable que en esta época nos preguntemos cual es el rol de los hidrogeólogos, más cuando a cada momento esa sociedad nos trae a colación sobre la problemática del agua en el mundo.

Desde mi punto de vista, y creo que no deferirá de la mayoría que pasamos por el Curso Internacional de Hidrología Subterránea de Barcelona (siempre referenciado como el "El Curso de Custodio") nos marcó, no solamente desde el punto de vista profesional, sino como signo de vida.

Es por eso que, cuando se nos dio la posibilidad de encontrarnos los hidrogeólogos de Argentina y nuestros amigos de España en La Pampa inmediatamente la lamparita de la ilusión se nos encendió pensando que Emilio Custodio podría conocer nuestra Provincia y a su vez los Pampeanos tener el privilegio de escuchar su sabiduría, sueño que se haría realidad al reunirnos hidrogeólogos de todo el país y gran numero de extranjeros en un gran debate sobre la problemática de las aguas subterráneas con aportes y propuestas; y sobre todo con la presencia de Emilio Custodio como generador de muchas ideas al respecto.

La presencia de Emilio es también doble mérito de su parte, dado las condiciones de salud en la que se encontraba y la situación en la que estaba el país, pero la férrea decisión de compartir unos días con nosotros pudo más.

Por eso, en la Universidad Nacional de La Pampa los profesores extraordinarios son nombrados por el Consejo Superior de la Universidad, sobre la base de méritos de excepción. Son de dos categorías: eméritos y honorarios, y los profesores honorarios son personalidades eminentes en el campo intelectual o artístico, ya sea del país o del extranjero, a quienes la Universidad honra especialmente con esa designación.

Esta actitud de desprendimiento académico, fue cualidad característica del Dr. Emilio

Custodio, quien, desde su posición, supo siempre transmitir a los hidrogeólogos sus conocimientos y experiencias dejando de lado el afán protagonista e individualista, en aras de contribuir a la formación de jóvenes investigadores.

En ese contexto, resalto el propósito del Dr. Emilio Custodio por hacer de la hidrología un poderoso medio de lograr el progreso de nuestros países, y ahí están como testimonio objetivo de tan trascendente compromiso todas las publicaciones, tesis dirigidas, conferencias y fundamentalmente las largas conversaciones con sus dirigidos, producto también de su vertiente humanística y social, que demuestran que Emilio ha profesado siempre una especial devoción por el análisis del capital humano en la investigación, tratando de optimizar su integración y desarrollo en ellas.

Pocas veces es posible encontrar en alguien la versatilidad y la integración que se reúnen en la persona de Emilio. Una destacada trayectoria académica e investigadora que atraviesa y se desenvuelve por igual en los terrenos de la empresa y de la universidad. Un brillante desempeño profesional que cubre los campos de la Hidrología en General.

Es por eso que la incorporación del Dr. Emilio Custodio como profesor honorario de la Universidad Nacional de La Pampa, servirá como testimonio de un desempeño ejemplar que contribuya a incorporar en la agenda académica una visión apropiada del papel que cumplen los estudios de extensión y perfeccionamiento en la formación profesional en el nivel de postgrado.

Por todo ello, nuestra Casa de Estudios no puede menos que sentirse especialmente honrada con esta investidura.

1.3.2. NOMBRAMIENTO DEL DR. EMILIO CUSTODIO COMO PROFESOR HONORARIO EN LA UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL – SANTA FÉ, ARGENTINA. (2005)

Ofelia TUJCHNEIDER*

(*) Universidad Nacional del Litoral. Ciudad Universitaria. Casilla de Correo 495. 3000 Santa Fé, Argentina. ofeliatujchneider@yahoo.com.ar

Algunas fotografías del Acto en el cual el Sr. Rector de la Universidad Nacional del Litoral, Ing. Mario Barletta entrega el Diploma al Dr. Emilio Custodio. Fue una ceremonia muy cálida e intensa, con la presencia de los Secretarios de Ciencia y Técnica, Académico, de Extensión. También el Sr. Decano y la Sra. Vicedecana de la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, entre otros.

1.3.3. CONCESIÓN DE VISITANTE ILUSTRE DE LA MUNICIPALIDAD DE CUSCO – PERÚ CON OCASIÓN DE LA CONFERENCIA IMPARTIDA EL 1 DE OCTUBRE DE 2010 COMO INVITADO AL XV CONGRESO PERUANO DE GEOLOGÍA. ES UN RECONOCIMIENTO A SU TRABAJO EN LA UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE CATALUÑA Y EN LA FUNDACIÓN CENTRO INTERNACIONAL DE HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

"Cusco, Patrimonio Cultural de la Humanidad"

Municipalidad Provincial del Cusco

RESOLUCIÓN DE ALCALDÍA Nº 315 – 2010 – MPC

Cusco, 1º de octubre de 2010.

EL ALCALDE DE LA MUNICIPALIDAD PROVINCIAL DEL CUSCO:

CONSIDERANDO:

Que, de conformidad con lo establecido por el Artículo 194º de la Constitución Política del Perú, modificada por Ley de Reforma Constitucional – Ley Nº 28607 y el Artículo II del Título Preliminar de la Ley Orgánica de Municipalidades – Ley Nº 27972, las municipalidades provinciales y distritales, son órganos de gobierno local, que cuentan con autonomía política, económica y administrativa en los asuntos de su competencia;

Que, conforme a los artículos 5º, 8º y 12º del Reglamento de Distinciones, Títulos y Condecoraciones de la Municipalidad Provincial del Cusco, aprobado por Acuerdo Municipal Nº 047 – 03 – MC, la Honorable Municipalidad Provincial del Cusco, otorga la ***Distinción de "Visitante Distinguido"****, al personaje de categoría mundial, nacional o extranjera que se distingue por su trayectoria al servicio de la humanidad y que visita la ciudad del Cusco en misión oficial;*

Que, corresponde a la Honorable Municipalidad Provincial del Cusco, reconocer la visita al Cusco, del ***Dr. Ingeniero Industrial, Emilio Custodio, Catedrático de Ingeniería del Terreno, especialidad en Hidrología subterránea en la Universidad Politécnica de Cataluña****. Ha sido profesor numerario de Tecnología Nuclear en la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales en Barcelona es Catedrático de Ingeniería del Terreno, especialidad en Hidrología subterránea en la Universidad Politécnica de Cataluña, actualmente es Director General del Instituto Tecnológico Geo Minero de España, es académico correspondiente de la real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. En 1996 colaboró en la fundación y luego fue su director del Curso Internacional de Hidrología Subterránea, es autor de 15 libros y de 340 artículos y comunicaciones publicadas. Doctor Honoris Causa por la Universidad de Tucumán Argentina y posee la Medalla Narcís Monturiol por méritos en investigación.*

Que, la presencia en nuestra patria y el Cusco, del ***Dr. Ingeniero Industrial, Emilio Custodio Catedrático de Ingeniería del Terreno****, especialidad en Hidrología subterránea en la Universidad Politécnica de Cataluña. como Conferencista Magistral del* ***XV Congreso Peruano de Geología*** *que se desarrolla en la Capital Histórica del Perú, mostrando los últimos adelantos en los ámbitos geocientífico e ingenieril, es ocasión propicia para consolidar el desarrollo de la hermandad de los pueblos de España y el Perú, a través del intercambio de la cooperación económica y la integración empresarial de nuestros países y en particular del estudio y difusión de las ciencias de la tierra;*

Por tanto, estando a lo establecido por los Artículos 5º 8º, 12º y 23º del Reglamento de Distinciones, Títulos y Condecoraciones de la Municipalidad Provincial del Cusco y el Artículo 20º de la Ley Orgánica de Municipalidades – Ley Nº 27972;

SE RESUELVE:

Cusco, Patrimonio Cultural de la Humanidad

Municipalidad Provincial del Cusco

ARTÍCULO PRIMERO.- OTORGAR, la Distinción de:

Visitante Distinguido del Cusco, al Dr. Ingeniero Industrial, Emilio Custodio, Catedrático de Ingeniería del Terreno, especialidad en Hidrología subterránea en la Universidad Politécnica de Cataluña, con motivo de su presencia en la Capital Histórica del Perú.

***ARTÍCULO SEGUNDO.- DESE** cuenta al Concejo Municipal, acorde con los extremos del artículo 12º del Reglamento de Distinciones, Títulos y Condecoraciones de la Municipalidad Provincial del Cusco.*

REGÍSTRESE, COMUNÍQUESE Y CÚMPLASE

MUNICIPALIDAD DEL CUSCO
Patrimonio Cultural de la Humanidad
Abog. WILLIANS MANUEL QUINTANA FLORES
SECRETARIO GENERAL

MUNICIPALIDAD DEL CUSCO
Patrimonio Cultural de la Humanidad
Econ. LUIS ARTURO FLOREZ GARCÍA
ALCALDE

1.4. CONTRIBUCIÓN A LA OBSERVACIÓN Y A LA GESTIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN ESPAÑA

1.4.1. LA PARTICIPACIÓN DE LOS USUARIOS EN LA GESTIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN ESPAÑA

Jordi CODINA* y Josep FERRET*

(*) Comunidad de Usuarios Aguas Delta Llobregat (CUADLL). Av. Verge Montserrat, 133, 1º-2ª. 08820 El Prat de Llobregat. jcodina@cuadll.org

RESUMEN

El hombre y las aguas subterráneas han estado vinculados de una u otra manera desde siempre. La participación de los usuarios en la gestión del agua subterránea es la fórmula más idónea para resolver los problemas que se originan en el proceso de explotación de una misma unidad hidrológica. La experiencia de la Comunidad de Usuarios de Aguas del Delta del Llobregat, primera iniciativa de este tipo en todo el Estado, con la participación activa de sus usuarios desde su creación ha permitido una más fácil adecuación de la extracción del agua a las posibilidades reales del acuífero, un mejor conocimiento del sistema hídrico sometido a explotación y una mejor colaboración de los usuarios de los distintos tipos de aprovechamientos – abastecimiento, industriales, agrícolas y domésticos – entre ellos y con la administración. El papel de la actividad del profesor Emilio Custodio en el ámbito de la participación de los usuarios en la gestión de las aguas subterráneas y en la creación de las primeras comunidades de usuarios del ámbito del Llobregat resultó decisivo.

Palabras clave: *Acuíferos, participación, comunidades de usuarios*

LA NECESIDAD DE PROTECCIÓN DE LOS ACUÍFEROS DEL DELTA DEL LLOBREGAT. LA CREACIÓN DE LA COMUNIDAD DE USUARIOS

Finalizada la importante sequía de 1973, que afectó especialmente a la cuenca del río Llobregat, la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental (CAPO) designó a quien era ingeniero de este organismo, Emilio Custodio Gimena, para iniciar una campaña de sensibilización entre los usuarios de las aguas subterráneas del Delta del Llobregat e informarles de los graves problemas que acechaban a los acuíferos de esta formación deltaica. Cabe decir que Emilio Custodio había participado junto al ingeniero de caminos y geólogo, Ramón Llamas Madurga, en los estudios de los recursos hídricos de los deltas del Llobregat y Besós, motivo por el cual, era conocedor de los problemas que afectaban a los acuíferos del delta del Llobregat. Esta campaña de sensibilización tuvo lugar principalmente en el municipio del Prat de Llobregat, lugar en el que se concentraban las mayores extracciones de agua de uso industrial de los acuíferos del citado delta.

Con la creación de la Comisión de Aguas en el seno del Ayuntamiento del Prat en el año 1974, se inician los primeros estudios sobre los problemas que afectaban las disponibilidades hídricas de los acuíferos y la calidad de sus aguas. Emilio Custodio colabora muy activamente con el consistorio municipal y con la referida Comisión de Aguas, advirtiendo de la delicada situación a la que estaban sometidos los acuíferos deltaicos y de las repercusiones que esto podría reportar en el futuro si no se tomaban rápidamente las adecuadas medidas.

A partir de ese mismo año, la antes citada Comisión de Aguas estableció una red de pozos dentro del término municipal del Prat de Llobregat para determinar la evolución de diversos parámetros hidrológicos de las aguas subterráneas del acuífero profundo del delta, en los que se incluían las determinaciones de cloruros, comprobándose un incremento de la salinidad de las aguas en diversos pozos. Se cumplían las previsiones de Emilio Custodio. Vista esta situación, el pleno del Ayuntamiento del Prat celebrado el 2 de mayo de 1975 acordó, a propuesta de su Comisión de Aguas, solicitar de la Autoridad Hidráulica un Régimen Jurídico Especial para la protección de los acuíferos del Valle Bajo y Delta del río Llobregat.

Constitución de la Junta Gestora de la Comunidad de Usuarios de Aguas del Delta del Llobregat

En 1976 la Comisaria de Aguas del Pirineo Oriental (CAPO) recomendó al Ayuntamiento del Prat de Llobregat la formación de una Comunidad de Usuarios del Delta del Llobregat, inicialmente para los términos municipales del Prat de Llobregat y la Zona Franca de Barcelona, ordenándose posteriormente la inclusión de las zonas aluviales de los municipios de Cornellá y Hospitalet de Llobregat.

En virtud de la recomendación de la CAPO, ese mismo año, el Ayuntamiento del Prat de Llobregat encarga la realización del primer inventario de aprovechamientos de aguas subterráneas existentes en su municipio y se constituye la primera Junta Gestora (provisional) formada por representantes industriales, agrícolas y de servicios públicos de abastecimiento de aguas.

Primeras actuaciones de la Junta Gestora y la constitución oficial de la Comunidad de Usuarios

Conscientes de la necesidad de seguir avanzando en la línea iniciada, y conscientes de la necesidad de adquirir los máximos conocimientos técnicos, se decide la constitución de la Comisión Técnica de la Junta Gestora.

En el ámbito administrativo se completa el inventario de aprovechamientos, se organiza una asamblea general de usuarios para la elección de la Junta Gestora definitiva y se procede a la elaboración de los Estatutos que tenían que regir la futura comunidad de usuarios.

A partir de 1977, reconociendo la Comisión Técnica que era prioritario reducir las extracciones de agua de uso industrial y después de diversas reuniones con los principales usuarios de las empresas del Prat, éstos aceptan disminuir sus extracciones de agua a cambio que el Ayuntamiento prohíba la perforación de nuevas captaciones de aguas subterráneas, iniciándose a partir de ese momento una serie de inversiones en las industrias de la localidad

para reducir las extracciones y con ello favorecer la recuperación de los niveles piezométricos. Durante ese período resultaron imprescindibles el apoyo, la colaboración y los conocimientos de Emilio Custodio a quien se iba informando periódicamente de todas las actuaciones que se llevaban a cabo.

La situación política, retrasa las actuaciones en el ámbito administrativo y no fue hasta octubre de 1981 que son aprobados los Estatutos de la Comunidad de Usuarios de Aguas del Delta del Llobregat (O.M. de 27 de octubre de 1981).

A partir de la constitución oficial de la Comunidad de Usuarios de Aguas del Delta del Llobregat, en el año 1982, prosiguió y se estrechó aún más, si cabe, la colaboración entre ésta y el Profesor Custodio. Ante el interés demostrado por los especialistas y expertos para conocer el funcionamiento y las actividades llevadas a cabo por la comunidad de usuarios y encontrándose en fase de preparación el Reglamento de la nueva Ley de Aguas, fueron diversos los encuentros de expertos organizados por los Profesores Emilio Custodio y Ramón Llamas en los que se invitó a los representantes, de la que era la primera comunidad de usuarios constituida en todo el territorio español. Por aquella época dio también inicio la colaboración, vigente actualmente, entre la CUADLL y la Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea.

LA PARTICIPACIÓN DEL PROFESOR EN EL PROCESO DE CONSTITUCIÓN DE LA CUBETA DE SANT ANDREU DE LA BARCA (CUACSA)

El aumento de la explotación y la reducción de las aportaciones de aguas superficiales por una laminación de las riadas del Llobregat, provocaron una disminución de los niveles freáticos del acuífero de la Cubeta de Sant Andreu de la Barca con el peligro de agotamiento de las reservas hídricas de esta pequeña unidad hidrogeológica, situación que se agravó en la primavera de 1985. Dada la alarma que esto supuso para los usuarios, entre ellos las dos compañías de abastecimiento de aguas y las más importantes industrias existentes en la zona, las autoridades locales procedieron a convocar con carácter de urgencia las primeras reuniones. En éstas, para encontrar una solución al problema planteado, se acordó pedir asesoramiento a los técnicos de la Dirección General de Obres Hidráulicas de la Generalitat de Cataluña.

En este marco es cuando se contactó con los hidrogeólogos Emilio Custodio y Andreu Galofré, quienes plantearon a la comisión que presidia el alcalde de Sant Andreu de la Barca dos actuaciones. La primera que formalizaran la constitución de una Comunidad de Usuarios de Aguas Subterráneas aprovechando los conocimientos y las experiencias en la gestión de acuíferos de la CUADLL, que se había constituido en 1976 en el delta del Llobregat y que los citados hidrogeólogos ya consideraban modélica. La segunda acción aconsejada era que procediera a la construcción de unas balsas para la recarga artificial del acuífero, cosa que al poco tiempo se hizo con notable éxito.

LA INFLUENCIA DEL PROFESOR CUSTODIO EN LA AMPLIACIÓN TERRITORIAL DEL ÁMBITO DE LA CUADLL

A finales de los años 80 el Profesor Emilio Custodio asistía con frecuencia a las Reuniones Generales Técnicas que organizaba periódicamente la CUADLL. En sus siempre interesantes intervenciones había propuesto en más de una ocasión la necesidad, para mejorar la gestión de los acuíferos de la zona, ampliar el ámbito territorial de la CUADLL a la totalidad del acuífero del Valle Bajo y Delta del río Llobregat. Su propuesta venia razonada por el hecho que, justamente, en el Valle Bajo del río Llobregat se produce el principal proceso de recarga natural de los citados acuíferos, sobre todo durante las crecidas del río Llobregat.

Por otra parte, y con el mismo razonamiento, defendía que los usuarios de los aprovechamientos de aguas subterráneas de los municipios del delta que por entonces no formaban parte de la comunidad de usuarios, debían regular sus extracciones de agua estableciendo los mismos requisitos y criterios acordados por la comunidad de usuarios para reducir el proceso de sobreexplotación y mejorar los niveles de agua.

En 1988 el Departamento de Política Territorial y Obras Públicas de la Generalitat de Cataluña, mediante el Decreto 328/1988, de 11 de octubre, por el que se establecieron las normas de protección y adicionales en materia de procedimiento con diversos acuíferos de Cataluña, se recogía la ampliación territorial del ámbito de la CUADLL en el sentido propuesto y defendido tantas veces por el Dr. Custodio.

LA COLABORACIÓN ACTUAL ENTRE EL PROFESOR EMILIO CUSTODIO Y LA COMUNIDAD DE USUARIOS DEL DELTA DEL LLOBREGAT

En el año 2003, la Junta General de la Comunidad de Usuarios de Aguas del Delta del Llobregat acordó, por unanimidad, la creación y la incorporación en sus Estatutos de un nuevo órgano denominado Consejo Consultivo, órgano asesor de la Junta de Gobierno cuya finalidad es la emisión de informes de carácter no vinculante sobre aquellas materias que le sean encomendadas. Fueron nombrados miembros del citado órgano, desde su creación, el profesor Emilio Custodio y los ingenieros José María Miralles y Josep Ferret. Indicar que el Consejo Consultivo ha asesorado sobre distintos temas, destacando especialmente, los trabajos relacionados con las bases técnicas de explotación de los acuíferos del Baix Llobregat, trabajo que parte de 40 años de historia de datos y se planifican los 40 años siguientes.

Destacamos en este apartado la atención brindada por el Profesor Custodio a Vinyet Solà, Hidrogeóloga miembro del Departamento Técnico de la CUADLL, en la realización de su Tesis de Máster titulada: “Actualización hidroquímica e isotópica de los acuíferos del Baix Llobregat para la determinación de la intrusión marina, con consideración de la isotopía del sulfato” presentada en julio de 2009.

No queremos finalizar nuestra aportación sin mencionar que, en atención a los méritos contraídos por el Dr. Emilio Custodio en relación a la Comunidad de Usuarios de Aguas del Delta del Llobregat, en la reunión de la Junta de Gobierno celebrada el día 15 de junio de 2006 se acordó por unanimidad otorgarle, aprovechando los actos de celebración del treinta aniversario de la citada comunidad y a modo de modesto homenaje, su máxima distinción.

REFERENCIAS

CUADLL (1986). *Resumen actividades de la Comunidad de Usuarios durante el período 1982 – 1986*. Archivo Comunidad Usuarios Aguas Delta del Llobregat.

Ferret. J. (1985). *El aprovechamiento de las Aguas subterráneas del Delta del Llobregat, 1933 – 1983*. Edita Comunidad Usuarios Aguas Delta del Llobregat. El Prat de Llobregat.

Custodio. E. y Llamas. R.M. (1986). *Conclusiones Jornada Nacional sobre Comunidades de Usuarios y la Nueva Ley de Aguas.* El Prat de Llobregat (febrero 1986).

1.4.2. EMILIO CUSTODIO, UN AMIGO

José Antonio FAYAS JANER*

(*) Dr. Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos
Diplomado en Hidrología General y en Hidrología Subterránea
jfayjan@ciccp.es

Enero del año 1968: se inicia, en Barcelona, la 2ª edición del Curso Internacional de Hidrología Subterránea, curso que me dispongo a seguir desplazándome para ello desde Madrid, donde trabajo en el Servicio Geológico del Ministerio de Obras Públicas. Conozco entonces a Emilio Custodio, que es quien nos instruye en los vericuetos de la Ley de Darcy, las ecuaciones diferenciales del flujo subterráneo, los modelos matemáticos, etc., etc. Mis primeras impresiones sobre Emilio: lo sabe todo, desde química del agua hasta técnicas nucleares de investigación, desde la Ley de Darcy hasta las más complejas ecuaciones del flujo variable en medios porosos anisótropos, desde cómo interpretar los resultados de un ensayo de bombeo en el caso de régimen no permanente en un pozo completo sobre un acuífero cautivo en terreno homogéneo e isótropo hasta el caso de un bombeo escalonado en un pozo parcialmente penetrante en un acuífero semiconfinado en terreno heterogéneo y anisótropo, etc., etc. Y es trabajador infatigable. Y es amable y atento a las necesidades de todos y cada uno de los alumnos. Y es quien lleva el mayor peso organizativo del Curso. Y es una buena persona.

Septiembre del año 1968: por una de esas "casualidades" de la vida con las que, a veces, el destino nos obsequia, se me ofrece la oportunidad de ser destinado a ocupar el puesto de Ingeniero Encargado de la Oficina en Barcelona del Servicio Geológico antes citado, "cabo comandante del puesto" como me gustaba decir entonces (sin ninguna connotación militarista, por supuesto) y traslado mi residencia a la Ciudad Condal. Arranca así una etapa gratamente inolvidable en mi trayectoria profesional. Conozco y empiezo a trabajar codo con codo con Jordi Molist, Josep Doménech y Alfons Bayó; más tarde Molist marcha al mundo profesional privado y se incorpora José Luis Gomá. Todos ellos geólogos de gran valía, con muy buena visión estructural y expertos en investigación hidrogeológica y en geología aplicada. Más Arturo Faura, Ingeniero Técnico que tenía a su cargo la gestión inmediata de los equipos de perforación que formaban nuestro parque de maquinaria. Y este "equipo técnico" se enfrentó con éxito a numerosos trabajos de investigación geológica tanto en relación al proyecto y construcción de obras hidráulicas (presas, canales, conducciones, etc.) como para la localización de acuíferos, la evaluación de recursos hídricos subterráneos y la construcción de pozos para la captación de aguas subterráneas. Y colaboro con el equipo homólogo de la entonces Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental; y ahí es donde se repite mi encuentro con Emilio Custodio, quien formaba parte de dicho equipo junto a Paco Vilaró, Andrés Galofré y Manolo Martín Arnáiz. Son los años en que realizamos, entre todos y contando con las

directrices y consejos del maestro común Manuel R. Llamas, estudios tales como el de los Recursos Hidráulicos Totales del Pirineo Oriental, trabajo pionero en España por su concepción programática y su desarrollo, amén los resultados que en él se alcanzaron. Y de nuevo destaca Emilio por su capacidad de trabajo y su entusiasmo.

Y paralelamente a ello el Curso Internacional de Hidrología Subterránea, con sus alumnos renovados año tras año y con la redacción de los correspondientes "apuntes" que más tarde se convierten en los dos tomos de la obra "Hidrología Subterránea". Y en ambos, el trabajo excepcional de Emilio Custodio sin el cual ni el Curso habría alcanzado las cotas de prestigio hasta las que ascendió ni existirían los dos tomos de "Hidrología Subterránea". El inspirador de ambos, su "creador", fue Ramón Llamas, maestro de cuantos en aquellos años de finales de la década de los 60 y principio de los 70 nos iniciábamos en el mundo de las aguas subterráneas, pero el "discípulo" por excelencia fue Emilio. Al desarrollo del Curso y a su consolidación dedicó Emilio ilusión y esfuerzo. Las materias más "enrevesadas" de su temario eran las que explicaba Emilio. El "tiraba del carro" con la misma constancia y dedicación con las que ha enfrentado todos los retos que se ha planteado a lo largo de su vida profesional y que le han valido el merecido reconocimiento internacional que le distingue. Puedo dar fe de ello, pues, además de tener a mi cargo algunos temas en dicho Curso durante los años que permanecí en Barcelona, fui Jefe de Estudios del mismo en los cursos de 1971 a 1974, siendo Emilio su Director; quiero decir que pude vivir de cerca su enorme capacidad de trabajo y su gran dedicación al Curso.

Añádase a todo ello la elaboración de la obra "Hidrología Subterránea", en la que, además de compartir con Ramón Llamas la dirección del grupo de colaboradores que aportamos algún grano de arena a dicha elaboración, asumió personalmente la redacción de varios de sus capítulos hasta el punto de que un 39 % del total del texto final de la obra se debe a su pluma.

El hecho de que, por otra carambola del destino me trasladara a Palma de Mallorca en octubre del año 1982 no fue razón suficiente para romper mis lazos con el Curso Internacional de Hidrología Subterránea ni con Emilio. Incluso menos éstos que aquellos. Con el Curso mantuve enlace durante un tiempo en forma de alguna charla esporádica. Con Emilio he conservado y mantengo una cordial y sincera amistad, que me honra especialmente, amistad que sin embargo no me impide ser muy objetivo en la calibración de mis opiniones sobre él tal como las he expuesto en los renglones que anteceden.

1.4.3. EMILIO CUSTODIO Y LAS ISLAS CANARIAS

José JIMÉNEZ SUÁREZ*

(*) Dirección General de Aguas. Gobierno de Canarias. Plaza de los Derechos Humanos, 22. Edificio Servicios Múltiples. 35071 Las Palmas de Gran Canaria.
jjimsua@gobiernodecanarias.org

Emilio llegó a Canarias en los inicios de la década de los años sesenta a cumplir un deber, la milicia universitaria, y las Islas Canarias le atraparon; no sólo le cautivaron las islas, su peculiar hidrología y sus gentes sino lo más importante, le encandiló una canaria, OLGA, su mujer y desde entonces los lazos con las islas Canarias han sido permanentes e indisolubles.

En la década de los años setenta coincidiendo con el año hidrológico internacional, Emilio formaba parte de un restringido grupo de profesionales que trataban de poner a la hidrología subterránea en el lugar que le correspondía. Estaba en la vanguardia de la aplicación de las ciencias del agua. Desde la Comisaría de Aguas y la Universidad impulsó el Curso Internacional de Hidrología Subterránea y sus ideas brillaban en todos los eventos científicos de la época.

Era sólo una cuestión de tiempo que otro profesional brillante como José Sáenz de Oiza, Director del Estudio Científico de los Recursos de Agua en las Islas Canarias y el coordinador del mismo estudio, Rafael Heras, lo incorporaran al equipo de asesores principales del proyecto Spa 69/15, así se le denominó al referido Estudio Científico.

El estudio duró cuatro años y Emilio pilotó todos los estudios de química del agua, asesoró en la modelación de acuíferos y determinación de la estructura del acuífero. Se ocupó de la redacción de algunas partes del proyecto como miembro del comité de redacción del Estudio. A su término organizó el simposio de hidrología en terrenos volcánicos y fue el “alma mater” de su funcionamiento y se encargó de recopilar, revisar y publicar las ponencias del Simposio.

Pero los estudios e investigaciones del agua no terminaros ahí, continuaron con el Proyecto de Planificación de los Recursos de Agua en las Islas Canarias, Proyecto Mac-21, donde participó en aspectos fundamentales y continuó colaborando con las universidades e instituciones, dirigiendo tesis doctorales, dirigiendo estudios específicos como el del macizo de Amurga en Gran Canaria.

Y posteriormente desde su cargo de Director General del IGME, potenció los trabajos del Instituto en Canarias con convenios con las Instituciones y excelentes resultados como el estudio del Este de Gran Canaria.

Desde sus inicios del Curso Internacional de Hidrológica Subterránea de Barcelona, procuró y gestionó becas para técnicos Canarios para participar en el curso y varias decenas de alumnos, han podido disfrutar de sus enseñanzas, gracias a sus desvelos y cuando, con frecuencia, participa en eventos científicos se le trata como "querido profesor" como signo de distinción de la autoridad científica que se le profesa.

1.4.4. EMILIO CUSTODIO: EL AGUA SUBTERRÁNEA LLEVADA A SU EXCELENCIA

Carlos LOASO VIERBÜCHER*

(*) Jefe de la Demarcación Territorial de la Agència Catalana de l'Aigua en les Terres de l'Ebre. Maria Rosa Molas, 41. 43500 Tortosa. jloaso@gencat.cat

Conocí a Emilio Custodio en 1984 después de algunos periplos en el mundo de la minería del carbón. De la mano de Lucila Candela ingresé en el Curso Internacional de Hidrología Subterránea en la que acabó siendo la XVIII promoción; una apuesta por descubrir el mundo del agua y su almacén, la roca. Y efectivamente fue una buena apuesta. Lo puedo decir con plena seguridad 25 años después pero también desde el primer momento en el que pude y supe apreciar la maestría de su enseñanza, ese saber llegar con lo que se quiere transmitir y acompañado de una modulación sin parangón.

El CIHS representó un esfuerzo notable, a veces casi inalcanzable, por cuanto en poco más de 6 meses se debía asimilar una enciclopedia del agua, un tratado armoniosamente expuesto por un conjunto de Profesores liderados por Emilio Custodio. Pero era algo más; el aprendizaje acaba formando parte de uno mismo, de su esencia, y esa combinación de la disciplina con el apasionamiento acaban forjando una personalidad.

Finalizado el curso tuve la oportunidad de seguir ligado al él; la exploración de un territorio poco conocido desde la óptica hidrogeológica, el Bajo Ebro, posibilitó una continuidad en la relación iniciada. A ello se sumó la aparición en escena de una nueva y joven administración hidráulica catalana, bajo la denominación de Junta d'Aigües y con el mejor repertorio de hidrogeólogos que se ha podido tener: Pepe Domènech, Eduard Batista, Andrés Galofré, José Luis Gomá y Alfons Bayó. Quienes sino, a la sazón, alumnos y compañeros de Emilio Custodio.

Durante varios años se pudieron llevar a cabo trabajos de curso en la zona del Ebro, en los que gustosamente pude colaborar, ayudando así a una tarea docente pero también a un conocimiento, en muchas ocasiones, inicial de ciertas regiones y entornos hidrogeológicos. De este modo se pudo ir completando el mapa hidrogeológico iniciado en la década de los 80 con algunos trabajos puntuales sobre abastecimientos municipales que llevó a cabo el Servicio Geológico de Obras Públicas. Aluvial del Ebro, Planas Litorales del Montsià, Cardó, Plana del Burgá, Planas de la Galera y del Regne, y especialmente el Delta del Ebro, el gran desconocido hasta entonces, son buenos ejemplos.

Si bien los trabajos de curso supusieron siempre un excelente vínculo de relación personal con Emilio Custodio y el resto de profesores que los dirigían, dónde más y mejor pude

apreciar su calidad como científico, su metodología, su precisión, en fin, tantos otros atributos, fue si duda en la preparación y realización de las excursiones final de curso. Durante más de una década se realizaron estas salidas de campo con sede siempre en Tortosa, siguiendo una larga tradición, que permitieron dar conocer a más de 15 promociones de hidrogeólogos la geología, la hidrología, la agricultura, la belleza de los parajes naturales y la cultura de este amplio y entrañable territorio.

Guardo excelente recuerdo de un trabajo de investigación hidrogeológica regional, titulado M2, en el que forme equipo junto con Alfons Bayó, Pere Badiella y Javier Sanromán, y como Director Emilio Custodio, dónde nos enfrentamos a la caracterización del modelo del flujo hidráulico subterráneo en una amplia región de la Península Ibérica, el Maestrazgo. Desde el Delta del Ebro pasando Tortosa, Alcañíz, Montalbán, Teruel y cerrando en Sagunto, se realizó durante 2 años este apasionante estudio dónde fue posible experimentar toda aquella estrategia de conocimiento aplicada a las grandes cuencas sedimentarias que tanto habíamos ensayado a pequeña escala en trabajos y salidas de curso.

Mención obligada es la referencia a la Plana de la Galera, sin duda el ejemplo de conjunto de acuíferos litorales mejor caracterizados y representativos y a los que más nos dedicamos junto con nuestro buen y común amigo Alfons Bayó y que con seguridad ha recibido un renombre internacional. Sin duda se trata de un modelo real de recarga, circulación y descarga que siempre abrigará la esperanza de que la gestión de los recursos puede ser local, sin obligada sujeción a los límites de las grandes cuencas hidrográficas.

Durante años seguí colaborando aunque siempre con la carga que la distancia y la dedicación a un trabajo tan amplio como la administración hidráulica y su gestión del dominio publico hidráulico, a la que llevo dedicado los últimos 23 años siempre con sede en Tortosa y parte en Tarragona, me han permitido, sin olvidar nunca el origen y la magia de ese aprendizaje y de esa escuela de la que estoy orgulloso de haber participado y de la que Emilio Custodio es máximo protagonista.

Recientemente otra nueva oportunidad de colaborar se ha puesto en marcha, esta vez de la mano de la hidroquímica y una vez más aplicado al omnipresente acuífero de la Plana de la Galera. Este nunca acabar de aprender de Emilio es uno de los mayores tesoros que uno puede llevarse siempre consigo. Gracias amigo y profesor, no hay acuífero que se te resista, no hay alumno que te olvide.

1.4.5. VIVENCIAS CON EMILIO CUSTODIO

Manuel MARTÍN ARNÁIZ*

(*) Dr. Ingeniero de Montes / Abogado / Graduado Social. arnaizmm@gmail.com

Recién terminada mi carrera -ingeniero de Montes-, en 1965, tuve la inmensa fortuna de iniciar la andadura profesional en la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental (CAPO), de la, entonces, Dirección General de Obras Hidráulicas (DGOH), del Ministerio de Obras Públicas (MOP), con sede en Barcelona. Curioso nombre que, en la vida ordinaria y en aquella época, era mejor no simplificar -"trabajo en Comisaría"- para evitar el inmediato recelo del sorprendido interlocutor. Nadie ni nada lo justificaba: Dirigía el organismo, José Mª Llansó, ingeniero de Caminos; el jefe de la Sección de Estudios, donde me destinaron, era Francisco Vilaró, asimismo ingeniero de Caminos y la actividad en dicha unidad, era más cercana a la que desarrollan lo que hoy se conoce como "empresas de ingeniería o consultoría", que a la propia del principal cometido del ente -la policía de cauces y aguas-. Aunque éste, lógicamente, fuese el objetivo del referido apoyo técnico.

Otra circunstancia, igualmente afortunada, fue la ubicación, en el mismo local de trabajo, de la Delegación del Servicio Geológico de Obras Públicas (SGOP) -organismo también de la DGOH, pero independiente de la CAPO- a cargo del ingeniero de Caminos y geólogo, Manuel Ramón Llamas Madurga.

En este singular marco laboral – ninguna otra Administración hidráulica de cuenca, española, tenía en su organigrama una unidad similar a la Sección de Estudios, ni una proximidad tan estrecha con el SGOP- coincidí con profesionales que, con el tiempo, han gozado de merecido prestigio. Basta añadir, a los citados anteriormente, algunos nombres: Jordi Molist, Alfonso Bayó y Andreu Galofré, geólogos, desgraciadamente ya desaparecidos; José Antonio Fayas, ingeniero de Caminos y, con mención especial, Emilio Custodio, ingeniero industrial.

Eran tiempos en que las competencias sectoriales se ejercían por los correspondientes Cuerpos de funcionarios –en este caso los Ingenieros de Caminos en el MOP- con escasa o nula permeabilidad para otras profesiones técnicas. Allí, por el contrario, los dirigentes promovieron la intervención multidisciplinar y el trabajo en equipo. A juzgar por los resultados fue una excelente visión de futuro y una certera aplicación del concepto de ciclo hidrológico, casi incipiente (Mainzer, 1940) y, por aquel entonces, poco utilizado, en razón de la especial dedicación de los técnicos del MOP a las aguas superficiales.

De nuevo la fortuna me favoreció cuando, en la CAPO, durante los primeros años de ejercicio profesional, compartí espacio físico -sólo separado por unas sencillas mamparas,

transparentes, de carpintería metálica- con Emilio Custodio y así pude observar, día a día, como se forja un experto. Su dedicación y autoexigencia eran contagiosas. Su interés científico, por cuanto se relacionase con las aguas subterráneas, no parecía tener límite y nunca escatimó divulgar los crecientes conocimientos adquiridos para enriquecimiento del equipo. De la cercanía derivó una sincera amistad que conservo entre mis principales activos.

Fueron años fecundos de los que podría elaborarse una larga relación de actividades en las que la participación de Emilio fue sustancial. Ciertamente, sería inexcusable olvidar el papel de Ramón Llamas, como "motor de arranque" en muchas de ellas y la paciente labor coordinadora de Francisco Vilaró, pero Emilio exhibía, con naturalidad, su enorme capacidad de trabajo. Destacaré a modo de ejemplo, el "Estudio de los recursos hidráulicos totales de los ríos Besós y bajo Llobregat", pionero en España por lo que se refiere a la consideración conjunta de las aguas superficiales y subterráneas y su aprovechamiento interdependiente y el "Estudio de los Recursos Hídricos Totales del Pirineo Oriental" extendiendo el planteamiento del anterior a todo el territorio competencial del organismo que supuso adelantarse en casi dos décadas a la obligatoria planificación hidráulica de los Organismos de Cuenca, contemplada en la nueva Ley de Aguas (1985).

Capítulo aparte merece la gigantesca labor de Emilio en el Curso Internacional de Hidrología Subterránea (CIHS), próximo a celebrar su 50 edición anual, presencial, consecutiva. Fue a su regreso de una misión de la UNESCO, en Buenos Aires, de carácter docente, a finales de 1965, cuando Ramón Llamas planteó la posibilidad de organizar, en Barcelona, un curso sobre la materia. La tradición catalana en explotación de acuíferos justificaba la necesidad de formación científica en este campo y la propuesta resultó aprobada tanto por la CAPO como por el SGOP, contando, además, con el patrocinio del Instituto Jaime Almera del CSIC y la Sociedad General de Aguas de Barcelona (SGAB) y con la colaboración de la ETS de Ingenieros Industriales para el uso del aula y material docente. En enero de 1967 se inauguraba la 1ª edición. Llamas (SGOP); Vilaró, Custodio, Galofré y yo mismo (CAPO); e Isidro Aparicio (SGAB), constituíamos la Comisión Docente. Varios profesores invitados y… la Divina Providencia nos echaron una mano. Algunos asistentes veteranos contaban, sin duda, con mayor experiencia práctica que los disertantes, en determinados temas, pero todos aceptaron de buen grado el esfuerzo encaminado a dar cuerpo a la nueva disciplina. La presencia de un 25% de participantes extranjeros animaba a la difusión internacional en próximas ediciones. Desde los inicios, Emilio dio rienda suelta a su vocación docente y poco después asumió la dirección del Curso, se multiplicó para dar la máxima coherencia al programa y se responsabilizó de un buen porcentaje de temas.

Con el apoyo económico de los organismos patrocinadores y un nuevo esfuerzo colectivo del equipo redactor, capitaneado por Llamas y Custodio, la editorial Omega dio a luz, en 1976, los dos voluminosos tomos del libro "Hidrología Subterránea", del cual, hasta la fecha, se han hecho dos ediciones y cuatro reimpresiones, además de una edición en italiano. Muchos de sus capítulos se redactaron en base al abundante material docente distribuido en sucesivas ediciones del CIHS, en forma de apuntes, ejercicios, tests, prácticas, etc. Una vez más, Emilio cargó con un gran porcentaje de la elaboración.

Es anécdota curiosa, que refleja el afán por superar las dificultades, la manera "artesanal" que empleamos, Emilio y yo, responsabilizados de la magna tarea, para elaborar los índices del libro. Aún no se había universalizado el uso del ordenador y, ni uno ni otro, fuimos nunca adelantados operarios informáticos, así que, ni cortos ni perezosos, confeccionamos miles de

tarjetitas con el término seleccionado y número de página de la cual, tras su minuciosa lectura, lo habíamos extraído. Juntar todas las tarjetas con el mismo término era el modo de relacionarlo con las diferentes páginas en que aparecía. Supongo que Asterix habría hecho algo semejante para superar el reto. Pero queda patente que, al menos, medio libro nos hemos leído cada uno.

Y ya para terminar, cabe decir que las anteriores pinceladas se limitan a describir ciertos trabajos de Emilio Custodio de los que puedo dar testimonio personal. No abarca, ni de lejos, toda su obra científica, de dimensión ciclópea. Ni siquiera incluye alguna publicación o estudio conjunto. Pero puedo afirmar que su influencia sobre el conocimiento, gestión y conservación de las aguas subterráneas tiene carácter universal. Esto, unido a su bonhomía, elevan a la categoría de honor, haber gozado siempre de una magnífica relación personal.

Cuenten los promotores del homenaje con mi sincera adhesión.

1.4.6. EMILIO CUSTODIO: UN LEGADO Y UN EJEMPLO

J. Manel PASCUAL*

(*) Ex-alumno y amigo. Jefe de la Demarcación de Lleida. Agència Catalana de l'Aigua.
Avgda. Alcalde Areny, 24. 25002 Lleida. jpascuald@gencat.cat

INTRODUCCIÓN

Dentro del contexto de los recursos hídricos totales, en Catalunya, las aguas subterráneas han constituido un vector esencial para el desarrollo social y económico de sus tierras y gentes. Desde tiempos del Imperio Romano, o antes, hasta nuestros días, los pobladores de estas tierras han subsistido gracias a la magia de los manantiales, fuentes y pozos de la geografía catalana. Un ejemplo significativo es como hasta los años 1950 – 1960 los acuíferos del delta del Llobregat abastecían íntegramente a la ciudad de Barcelona.

Sin descartar el sentido común y la lógica práctica de nuestros antepasados, conocedores del territorio y de sus recursos, el alumbramiento de aguas subterráneas se enmarcaba en una aureola de misterio fácilmente incautada por la magia y las creencias, pero es a mediados del siglo XX cuando adquiere cuerpo la hidrológica subterránea como una ciencia basada en el método científico. Puede decirse que en esta época, en Catalunya, nace esta ciencia de las manos de Emilio Custodio y sus colaboradores algunos de cuales también contribuyen a este homenaje.

HOMENAJE

Este escrito quiere ser mi particular homenaje a la persona, al profesor, que ha influido con su integridad, honestidad y sabiduría a un alumno, a un amigo, que bien seguro es compartido por la mayoría de sus exalumnos.

Muchos de los que, a principios de los 1980 éramos jóvenes recién licenciados que habíamos cursado alguna asignatura de hidrogeología conocíamos los nombres de Custodio y Llamas por el libro de texto que teníamos que consultar para superar la materia. En aquella época en que la mayoría de los libros de texto universitarios eran en inglés, disponer de uno en castellano y de la magnitud del "Custodio" nos impresionaba. Recuerdo que al finalizar los estudios para la mayoría de nosotros, en una época difícil, la meta principal era trabajar y ganarnos la vida y la hidrogeología era una posibilidad. Personalmente no conocía la importancia social de aquella ciencia, pero si, que existía un curso de postgrado importante en el que el "alma mater" era "el Custodio". Cursar aquel curso era un privilegio y veía pocas posibilidades de realizarlo.

Tuve la suerte de disponer de una beca. Recuerdo la entrada de Emilio Custodio, como si fuera ahora mismo, el primer día de clase, en el aula al lado del camión seccionado de la Escuela de Industriales, cuando nos teníamos que presentar alumnos y profesores. Para mi era como conocer a un mito, pensaba, con mucho respeto, este es el Custodio, el del libro. No me defraudó. Su personalidad ya se vislumbrada en su estar, en su porte. Como Director, nos explicó en que consistía el curso, su intensidad y exigencia, fue uno de aquellos momentos que te impresionan y te quedan en la mente de por vida.

Afortunadamente pude disfrutar de sus clases y enseñanzas, tanto por su contenido y rigor científico como por el entusiasmo que ponía en sus explicaciones. Emilio disfrutaba y contagiaba, podía impartir conocimientos durante cuatro o más horas seguidas sin cansar a sus alumnos. En el XVI CIHS Emilio, junto a Alfonso Bayó, Andreu Galofré y Eduard Batista se encargaba de la mayoría de las clases y Felisa Zurbano nos atendía estupendamente. Tuvimos la oportunidad de conocer a compañeros sudamericanos y los problemas de los acuíferos de sus países de los que Emilio era un buen conocedor. Fueron seis meses inolvidables, que como a la mayoría de los que comenzábamos en aquellos años, marcarían nuestro futuro profesional en las décadas venideras. La hidrología subterránea ya no solo era un "modus vivendi", Emilio nos había contagiado la pasión por una profesión.

Ante mi agradable sorpresa, acabado el curso, el profesor Emilio me ofreció colaborar junto a Antoni Gurguí en un estudio para la modelación matemática del acuífero del Camp de Tarragona en su porción de Reus – Vilaseca – Salou, financiado por la "Direcció General d'Obres Hidráuliques de la Generalitat de Catalunya". En aquellos años, un trabajo de aquellas características fue un gran reto para mí. Asimismo fue el inicio de una larga y fructífera relación profesional con Emilio y el reto se convirtió en honor y orgullo: no todo el mundo podía trabajar y aprender de la mano del profesor.

Emilio, en la primera mitad de los años 1980, además de Director del CIHS, como funcionario de la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental, era el responsable de los estudios específicos de aguas subterráneas para los Planes Hidrológicos del Pirineo Oriental (PHPO), estudios que eran la continuación del "Estudio de los Recursos Hídricos Totales del Pirineo Oriental" que en 1965 se había adelanto en casi dos décadas a la obligatoria planificación hidráulica de los Organismos de Cuenca, contemplada en la Ley de Aguas de 1985. Pude colaborar con él en los estudios mencionados, y su magistral dirección me permitió, junto a Vicente Iribar que trabajaba en el modelo del delta del Llobregat y Aurora Martínez que nos soportaba, seguir aprendiendo a marchas forzadas. Estos estudios y su información anexa se encuentran en los archivos de la actual Agencia Catalana del Agua, pero, en mi opinión, no son suficientemente tenidos en cuenta ni consultados por los actuales planificadores, perdiéndose conocimiento y lo que aún es más importante, "savoir fair".

Cuando en 1986 Emilio ganó las oposiciones de la Cátedra de Hidrología Subterránea a la Escuela de Ingenieros de Caminos de la UPC, la administración hidráulica perdía al mejor profesional de que disponía y dispondrá en muchos años, pero su labor a favor de la sociedad catalana, española y mundial continuó, esta vez desde la Universidad. Alternaba su función docente con la investigadora lo que le permitía dirigir trabajos de fin de carrera, de masters y tesis doctorales. Personalmente volvía a tener suerte: Emilio me aceptaba como doctorando. Los profesores Will Back y Blair Jones del US Geological Survey y Ramón Llamas de la Complutense de Madrid, junto con Emilio, lideraban un interesante proyecto sobre "la integración de procesos geoquímicos y de transporte de masa y energía en los sistemas

regionales de flujo de agua subterránea" financiado por el comité conjunto Hispano – Norteamericano para cooperación científica y tecnológica. Emilio me concedía la oportunidad de realizar mi tesis en aquel marco tan privilegiado, en el antiguo convento de la Escuela de Caminos en la calle Manuel Girona coincidiendo con Marisol Manzano, Manuel Marques da Silva, Vicente Iríbar, Xavier Bosch, Germán Galarza, Elzbieta Skupien, Luis Vives, Javier Heredia, Agustí Medina, entre otros. Alfons Bayó, Andreu Galofré, Eduard Batista, Josep Lluís Gomà, Jesús Carrera, Lucila Candela, junto a Emilio, siempre estaban dispuestos a enseñar a aquel grupo de doctorandos con suerte, entre los que me encontraba. Aquellos trabajos de tesis fueron importantes contribuciones al conocimiento para la planificación hidrológica de Catalunya.

Emilio, como siempre, era nuestra referencia, nuestro modelo. Era exigente con nosotros como lo era consigo mismo, pero no paraba de proponernos ideas, bibliografía, nuevas líneas de investigación, métodos de trabajo, formas y precisión en la redacción de las tesis y de las publicaciones que generaban. Recuerdo que sus correcciones eran continuas y si hacia falta cogía el lápiz y con su letra "ilegible" escribía al derecho, al revés, boca abajo, de lado... emborronando tu folio (eran épocas sin PCs ni portátiles). ¿El resultado?: trabajos rigurosos, de alta calidad científica y el aprendizaje del que todos nos beneficiábamos. Si las cosas no salían como estaba previsto nos alentaba a no desfallecer y corregir el camino. Si lo necesitabas, a cualquier hora estaba disponible, y si tenías un problema personal hacía un paréntesis en su alto ritmo laboral y se adentraba en tu problema y empatizaba contigo para aconsejarte y reconfortarte.

Desgraciadamente las circunstancias de la vida, tus orígenes, etc. hacen que esta cambie de derroteros y no te permitan seguir por donde hubieras deseado. A finales de los años 1980, al incorporarme como hidrogeólogo de la administración hidráulica en Lleida, tuve que alejarme un poco de aquel gran equipo de personas de una calidad científica indiscutible, pero principalmente humana. El distanciamiento fue parcial. Emilio, en la década de los años 1990, fue elegido Presidente del Grupo Español de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos; me volvió a dar la oportunidad de ayudarle como secretario de la Junta que él presidía. Durante seis años coincidimos en la AIH-GE, Emilio, Ramón Llamas (para mi el otro profesor), Javier Samper, Margarida Valverde, entre otros. Emilio en la AIH-GE (que coincidió con su etapa de Director del Instituto Geológico y Minero de España) impulsó reuniones científicas y jornadas de intercambio de conocimientos y experiencias sobre temas legislativos, técnicos y científicos del agua (Murcia, Madrid, Las Palmas, Lleida, Valencia, etc.). Fue una época de divulgación científica importante a nivel español, y en 1996, el "President de la Generalitat de Catalunya" le otorgaba la medalla Narcís Monturiol al mérito científico y tecnológico. Para las siguientes Juntas, Emilio, como siempre, les dejó un camino y un buen hacer bastante definidos. Posteriormente Emilio sería elegido Presidente de la AIH a nivel de todo el mundo, lo que a mi entender fue un merecidísimo reconocimiento internacional a su labor.

¿Cuáles son los resultados de todo ello?

Una producción científica y técnica encomiable: mas de 500 publicaciones científicas, casi 30 tesis doctorales dirigidas, más de 30 estudios de investigación y trabajos técnicos que han sentados las bases conceptuales y metodológicas para la gestión y la planificación, etc., etc.

A través del CIHS, al que dedico muchísimos esfuerzos (se conocía como el curso del

Custodio), hay centenares de hidrogeólogos trabajando por todo el mundo latinoamericano y europeo principalmente. Decenas de hidrogeólogos del curso trabajan en la Administración hidrológica española y catalana, ejerciendo en todos los niveles de responsabilidad técnica.

Los actuales conceptos de gestión del agua cada vez mas alejados de los meros catálogos y programas de obras hidráulicas y mas cercanos a la gestión conjunta de aguas superficiales y subterráneas, acorde con la sostenibilidad ambiental compatible con las necesidades del progreso social y económico, resultan de la influencia de los postulados que han predicado durante tiempo los diferentes equipos que Emilio ha dirigido o colaborado.

La mayoría de los que nos honramos haber pertenecido a estos equipos hemos podido desarrollarnos como profesionales en la empresa privada, en la Universidad y en la Administración del agua de forma más o menos exitosa. Hemos estado y estamos trabajando lo mejor que podemos, según nuestras capacidades, pero sin ninguna duda estamos ejerciendo con los hábitos que Emilio nos enseñó: rigor, honestidad, compromiso social, responsabilidad, capacidad de trabajo, lealtad. Es decir las palabras clave que definen a nuestro profesor y amigo.

POR TODO ELLO ¡GRACIAS EMILIO!

1.4.7. HOMENAJE A EMILI CUSTODIO

Francesc VILARÓ i RIGOL*

(*) Dr. Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos

El recuerdo de la actividad al lado de Emili me transporta a una amplia etapa de mi vida profesional, unos años que encarrilaron mi trayectoria futura, y de este contacto enriquecedor le estoy muy agradecido.

Corrían los años 1960 y en la Comisaria de Aguas del Pirineo Oriental, a las órdenes del Comisario de Aguas, Sr. J.M. Llansó, se formó un equipo de gente recién salida de la Universidad que dió un carácter más técnico a la actividad propia del servicio, un equipo pluridisciplinar que bajo mi dirección estaba formado por Emili Custodio (ingeniero industrial), Andreu Galofré (geólogo), Manuel Martín Arnáiz (ingeniero de montes), y con un vínculo fundamental con M.R. Llamas (ingeniero de caminos y geólogo) que pertenecía al Servicio Geológico de Obras Públicas, y que, a parte de su categoría profesional es, aún hoy, un extraordinario "motivador de personal".

Si en algo me he distinguido en mi vida profesional ha sido por haberme rodeado de equipos de gran valía, y este fue uno de los mejores.

El control y la ordenación de los recursos de agua en las cuencas internas de Catalunya, que afectan a la mayor parte de su población e industria, era el objetivo del servicio, y a parte de la aplicación de la ley de aguas de 1879, naturalmente anticuada y obsoleta, no había un conocimiento general de los recursos, especialmente de los subterráneos, pues no había estudios de acuíferos, ni técnicas para llevarlos a cabo, ni una bibliografía aplicada al territorio, y con una legislación que separaba aguas públicas y privadas que aún complicaba más su gestión.

Para abordar esta situación se creó la Sección de Estudios en la que tuve la suerte de disponer del magnífico equipo formado por las personas que he citado. El Dr. M.R. Llamas era el impulsor, el que marcaba el camino, y lo que hoy en día llamaríamos el ideólogo, pero Emili era el técnico-científico capaz de asimilar las teorías más al día, desarrollarlas y aplicarlas, era realmente la locomotora.

El primer trabajo que se llevó a cabo que nos permitiría situarnos fue el inventario de pozos hecho según las técnicas y experiencia del BRGM de Francia, y con los conocimientos recogidos realizamos el "Estudio de los recursos hidráulicos totales del Besòs y el Llobregat".

Fruto de los conocimientos que íbamos adquiriendo, de la capacidad de trabajo de Emili,

y de la motivación y espíritu académico de M.R. Llamas, se inició el Curso Internacional de Hidrología Subterránea, que ampliado y mejorado sigue hoy en día, y que cumple el objetivo de formar nuevos técnicos en una especialidad tan necesaria para la ordenación y gestión de los recursos hidráulicos en todo el mundo.

Emili dentro del Curso seguía siendo la locomotora, daba gran parte de las clases, redactaba los apuntes, más adelante substituídos por un libro de importancia general sobre la materia, y trabajaba en un nuevo estudio de recursos que ahora abarcaba todo el Pirineo Oriental. El familiarmente denominado REPO (Recursos Totales del Pirineo Oriental).

Un paso importante era extender los estudios a los usuarios de aguas subterráneas, para evitar que las publicaciones de estudios realizados fueran a parar a un cajón a falta de personas con el conocimiento suficiente para aplicarlos en la mejora de la explotación. La primera aplicación fue en el Delta del Llobregat, amenazado de sobreexplotación, intrusión marina, salinización e interferencia mútua entre usuarios. Para empezar, un estudio demostró la unidad de las aguas del Delta, las superficiales y las subterráneas de los diferentes niveles acuíferos, y demostró que era necesario autoimponerse una disciplina de explotación en beneficio de los propios usuarios. Se aceptó formar la primera Comunidad de Usuarios del Delta del Llobregat. Esto se aceptó gracias a la solidez de los estudios realizados y del prestigio del equipo realizador.

En fin, Emili, cuanto más recuerdo nuestro recorrido profesional, más profunda es tu presencia. Disfruta de tu homenaje ampliamente merecido.

1.4.7. HOMENATGE A EMILI CUSTODIO

Francesc VILARÓ i RIGOL*

(*) Dr. Enginyer de Camins Canals i Ports

El record de l'activitat al costat de l'Emili em transporta a tota una ampla etapa de la meva vida professional, uns anys que van encarrilar la meva trajectòria futura, i d'aquest contacte enriquidor li estic molt agraït.

Corrien els anys 1960, i a la "Comisaria de Aguas del Pirineo Oriental" a les ordres del Comissari d'Aigües, Sr. J.M. Llansó, es va formar un equip de gent recent sortida de la Universitat, que va donar un caràcter més tècnic a l'activitat pròpia del servei, un equip pluri-disciplinar que sota la meva direcció estava format per Emili Custodio (enginyer industrial), Andreu Galofré (geòleg) Manuel Martín Arnáiz (enginyer de monts), i amb un lligam fonamental amb M.R. Llamas (enginyer de camins i geòleg) que pertanyia al Servei Geològic d'Obres Públiques, i que a part de la seva categoria professional és, encara avui, un extraordinari "motivador de personal".

Si per alguna cosa m'he distingit a la meva vida professional ha sigut en rodejar-me d'equips de gran vàlua i aquest fou un dels millors.

El control i ordenació dels recursos d'aigua a les conques internes de Catalunya, que afecten a la major part de la seva població i industria, era l'objectiu del servei, i a part de l'aplicació de la llei d'aigües de 1879, naturalment antiga i obsoleta, no hi havia un coneixement general dels recursos especialment dels subterranis, doncs no hi havia estudis d'aqüífers, ni tècniques per portar-los a terme, ni una bibliografia aplicada al territori, i amb una legislació que separava aigües públiques i privades que encara complicava més la seva gestió.

Per a abordar aquesta situació, es va crear la Secció d'Estudis en el que vaig tenir la sort de disposar de l'equip magnífic amb les persones que he esmentat. El Dr. M.R. Llamas era l'impulsor, el que marcava el camí, i el que avui en diríem l'ideòleg, però l'Emili era el tècnic-científic capaç d'assimilar les teories més al dia, desenvolupar-les i aplicar-les, era veritablement la locomotora.

El primer treball que es va portar a terme que ens permetria situar-nos, era l'inventari de pous fet segons les tècniques i experiència del BRGM de França, i amb els coneixements recollits varem realitzar el " Estudi dels recursos hidràulics totals del Besòs i Llobregat".

Fruit dels coneixements que anàvem adquirint, de la capacitat de treball de l'Emili, i de la

motivació i esperit acadèmic de M.R. Llamas, es va iniciar el Curs Internacional d'Hidrologia Subterrània, que ampliat i millorat segueix avui dia, i que compleix l'objectiu de formar nous tècnics en una especialitat tan necessària per a l'ordenació i gestió dels recursos hidràulics arreu del món.

Emili dins del Curs seguia sent la locomotora, donava gran part de les classes, feia el apunts, més endavant substituïts per un llibre d'importància general sobre la matèria, i treballava en un nou estudi de recursos que ara tenia l'abast de tot el Pirineu Oriental. El denominat familiarment el REPO (Recursos Totales del Pirineo Oriental).

Un pas important era estendre els estudis als usuaris d'aigües subterrànies, no fos cas que les publicacions d'estudis realitzats anessin a parar al calaix, sense el coneixement de la gent que podia aplicar-los per a millorar-ne l'explotació. La primera aplicació va ser al Delta del Llobregat amenaçat de sobre-explotació, intrusió marina, salinització, interferència mútua entre usuaris. Per a començar, un estudi va demostrar la unitat de les aigües del Delta, les superficials i les subterrànies dels diferents nivells aqüífers i va demostrar que calia autoimposar-se una disciplina d'explotació en benefici dels propis usuaris. Es va acceptar formar la primera Comunitat d'Usuaris del Delta del Llobregat. Això es va acceptar gràcies a la solidesa dels estudis realitzats i del prestigi de l'equip realitzador.

En fi, Emili, quan més recordo el nostre recorregut professional més fonda es la teva presència. Gaudeix del teu homenatge amplament merescut.

1.5. CONTRIBUCIÓN A LA PROMOCIÓN DEL ESTUDIO Y LA INVESTIGACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

1.5.1. EMILIO CUSTODIO Y EL PROGRAMA HIDROLÓGICO INTERNACIONAL DE LA UNESCO: UN EJEMPLO DE COLABORACION

Alice AURELI*

(*) Responsable de Actividades de Aguas Subterráneas. Programa Hidrológico Internacional. División de Ciencias del Agua. UNESCO. 7 Place de Fontenoy. 75700 Paris – Francia.
a.aureli@unesco.org

Me complace asociarme a este homenaje al Profesor Emilio Custodio que ha brindado, desde la década de los setenta, una inestimable colaboración y un apoyo incondicional a las actividades relacionadas con las aguas subterráneas de la Década Hidrológica Internacional y posteriormente al Programa Hidrológico Internacional (PHI) de la UNESCO desde su creación en el año 1975.

El profesor Custodio siempre ha respondido positivamente a las solicitudes, mostrando con esta permanente disponibilidad su constante interés por el progreso en estas áreas.

Numerosas publicaciones en las que ha colaborado permiten apreciar no solo la pertinencia de sus conocimientos sino también su visión global sobre el rol de la ciencia y sobre la responsabilidad de los expertos en una gestión responsable de los recursos hídricos.

Queremos asimismo agradecer su generosidad por haber brindado un inestimable asesoramiento aceptando formar parte de comités científicos de un gran número de seminarios y conferencias.

Aun sin relación directa con la UNESCO, queremos también destacar su actuación como profesor de la UPC, en la que su dedicación y excelencia han contribuido a realizar un aporte significativo a la promoción del estudio y la investigación de las aguas subterráneas a nivel internacional.

Finalmente, queremos expresar la satisfacción de poder contar con la participación del Profesor Custodio en actividades que estamos llevando a cabo actualmente, ya que su respaldo científico asegura pertinencia a nuestra reflexión y responsabilidad a las acciones a emprender.

1.5.2. CONTRIBUCIÓN DEL DR. EMILIO CUSTODIO A LA PROMOCIÓN DEL ESTUDIO E INVESTIGACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN ARGENTINA

Emilia María BOCANEGRA*

(*) Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario. UNMDP. CC722. 7600 Mar del Plata, Argentina. ebocaneg@mdp.edu.ar

RESUMEN

El Dr. Emilio Custodio ha desarrollado una intensa y continua actividad profesional en Argentina por más de 30 años a través de numerosas visitas científicas que fueron acompañadas del desarrollo de cursos, seminarios, jornadas y acciones integradas para la formación, el estudio y el conocimiento de las aguas subterráneas en el país. Su actuación sentó las bases para el fortalecimiento de la comunidad hidrogeológica argentina y la realización de congresos periódicos de la especialidad. La trayectoria del Dr. Emilio Custodio le ha valido para el reconocimiento académico en distintas universidades del país, y el agradecimiento de muchas generaciones de hidrogeólogos a las que con mucha generosidad brindó su experiencia profesional.

INTRODUCCIÓN

En la década del 40 en el siglo pasado, en muchos hogares españoles se consumía carne y se amasaba el pan con harina que llegaban en envases que decían “Producto de Argentina”. Tal vez este hecho haya hecho brotar en Emilio un sentimiento de gratitud hacia la Argentina, de la cual en alguna oportunidad dijo “es mi segunda patria”.

Una experiencia muy importante en su vida profesional, a la que se refirió en contadas ocasiones, fue participar como invitado de la Primera Conferencia de Naciones Unidad sobre el Agua, que tuvo lugar en la ciudad de Mar del Plata en marzo de 1977. Este evento internacional adoptó por primera vez un enfoque integrador al reconocer que el agua no es sólo un bien para ser usado, sino también un bien para ser protegido y cuidadosamente administrado.

El Plan de Acción de Mar del Plata en lo que respecta a investigación mencionaba que uno de los inconvenientes identificados para la correcta y eficiente utilización de los recursos hídricos era la falta de técnicos y científicos en los países en desarrollo, destacando la necesidad de fortalecer los servicios de capacitación y favorecer la investigación encaminada al desarrollo de nuevas técnicas y tecnologías. Emilio prestó especial interés a uno de los aspectos centrales de este Plan de Acción, el de fomentar la cooperación internacional;

seguramente esta experiencia profesional junto con su afecto por Argentina, lo hayan llevado a una verdadera entrega personal y profesional, sembrando amigos a lo largo y a lo ancho del territorio nacional y volcando su conocimiento y experiencia para promover el estudio y la investigación del agua subterránea en el país.

VISITAS CIENTÍFICAS A LA ARGENTINA

Su primera visita científica se desarrolló en 1977 y se refirió a la identificación del proceso de intrusión marina y la necesidad de estudios para definir futuras áreas de abastecimiento de la ciudad de Mar del Plata según comentó un periódico local años después: "En oportunidad de la realización de la Conferencia Internacional de las Naciones Unidas sobre el Agua, se expuso el problema de la progresiva salinización del agua en las sucesivas reuniones científicas y técnicas realizadas durante ese congreso. En la oportunidad fue auscultada la opinión de expertos internacionales como los franceses Margat y Castany, Custodio de España y Failacce de Italia, entre otros. Asimismo y aprovechando la presencia de miembros expertos internacionales se discutió ampliamente en reuniones especiales el programa de trabajo a desarrollar para el conocimiento geohidrológico de las cuencas subterráneas de Mar del Plata" (Diario La Capital, 9 de abril de 1980).

A partir de ese momento se sucedieron numerosas visitas científicas a la Argentina que incluyeron, principios de la década de los 80, la evaluación de problemas sedimentológicos e hidrológicos en áreas de llanura en la provincia de Buenos Aires, el estudio del sistema hidráulico del río San Juan y valle de Zonda, epigénesis del río San Juan en la Precordillera Andina y formaciones del valle intermontano del Valle Calingasta, el análisis de desarrollos hidrogeológicos en el área de descarga del sistema de Sierra de la Ventana, Bahía Blanca y la visita al Laboratorio de modelos del proyecto del Paraná Medio y Valle del Paraná.

En 1992 recorrió el área costera de la Provincia de Buenos Aires evaluando los problemas de abastecimiento de aguas subterráneas en Pinamar, Mar del Plata y Miramar. En 1997 visitó Bahía Blanca para el estudio de la hidrogeología y geología de Sierra de la Ventana y en 2009 participó de una visita para analizar aspectos hidrológicos y ecológicos en Santa Rosa de La Pampa. Por otra parte, realizó asesorías para la ejecución de un gran colector de drenaje inducido en la provincia de Tucumán y sobre la posible contaminación inducida por la mina de Alumbrera en Catamarca.

Todas estas visitas fueron acompañadas del desarrollo de cursos, seminarios, jornadas y acciones integradas para la formación, el estudio y el conocimiento de las aguas subterráneas en Argentina.

ACTUACIÓN DOCENTE EN CURSOS Y REUNIONES CIENTÍFICAS

El Dr. Emilio Custodio se desempeñó como docente dictando cursos de Hidroquímica, durante el periodo 1980-1986, en las sucesivas ediciones del Curso Internacional de Hidrología con Énfasis en las Aguas Subterráneas, organizado por la Comisión Nacional Argentina para el PHI–UNESCO con la participación de las Universidades Nacionales del Litoral, Cuyo y San Juan. Este Curso tuvo la virtud de ser semillero de hidrogeólogos, no sólo de Argentina, sino también de Latinoamérica.

En esa década dictó cursos extensos sobre Isótopos ambientales, geohidroquímica y planificación de las zonas semiáridas en Bahía Blanca, Ensayos de rocas fisuradas y aislamiento de residuos radioactivos, e Hidrología subterránea e hidrogeoquímica en San Juan.

A lo largo de su amplia trayectoria en territorio argentino ha dictado más de 25 conferencias o ponencias invitadas en reuniones científicas sobre las siguientes temáticas:

- Técnicas hidroquímicas e isotópicas aplicadas a la hidrología subterránea
- Contaminación de aguas subterráneas
- Vulnerabilidad de los acuíferos a la polución
- Problemática de la intrusión marina
- Utilización de acuíferos costeros para abastecimiento
- Evaluación de la recarga de acuíferos
- Explotación racional de las aguas subterráneas
- Gestión y protección de acuíferos
- El uso intensivo de las aguas subterráneas y la conservación de los humedales.

La participación del Dr. Custodio en las reuniones científicas siempre ha resultado altamente convocante para los hidrogeólogos formados y en formación, así como para funcionarios responsables de la gestión de los recursos hídricos, ya que el desarrollo de cada conferencia ha constituido un verdadero tratado sobre la temática expuesta.

Sus publicaciones en actas de reuniones científicas realizadas en Argentina o en revistas internacionales referidas a casos de estudio argentinos se listan al final del texto.

Un aspecto muy importante a considerar es la formación de recursos humanos a través del Curso Internacional de Hidrología Subterránea, del cual el Dr. Emilio Custodio ha sido fundador, director y profesor. Desde 1967 hasta la actualidad han participado unos 1200 profesionales de los cuales el 27% proceden de Latinoamérica, y de éstos, el 17% de Argentina. Se trata de un total de 54 profesionales, mayoritariamente geólogos e ingenieros de distintas disciplinas, con una alta afluencia al CIHS principalmente durante las primeras veinte ediciones del mismo (Figura 1). Puede deducirse que los profesionales argentinos formados en Barcelona en ese período contribuyeron, a partir de la década del 90, a generar ofertas de cursos de posgrado en el ámbito nacional.

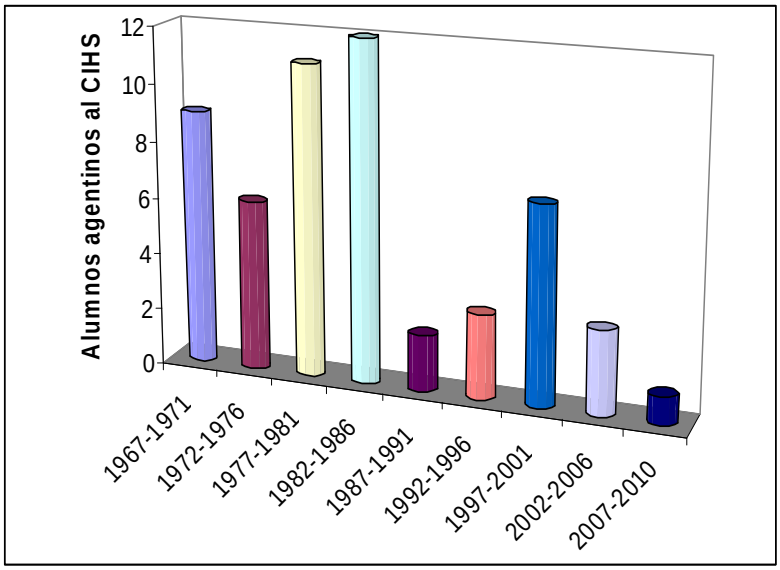


Figura 1. Participación de alumnos argentinos al CIHS.

ACCIONES INTEGRADAS Y FORTALECIMIENTO DE LA COMUNIDAD HIDROGEOLÓGICA ARGENTINA

La Agencia Española de Cooperación Internacional a través del Programa de Cooperación Científica con Iberoamérica financió el Proyecto de Investigación Conjunta "Estudio cuantitativo y de los procesos geohidroquímicos en acuíferos costeros", desarrollado por la Universidad Politécnica de Cataluña y la Universidad Nacional de Mar del Plata durante el período 1992 – 1994, siendo responsable por la parte española, el Dr. Emilio Custodio.

En el marco de dicho proyecto se organizó en 1992 en Mar del Plata una sesión de conferencias sobre "Contaminación, modelación y gestión de aguas subterráneas", y se invitó a representantes de los diferentes grupos de investigación de Argentina, los cuales compartieron su experiencia profesional con el Dr. Custodio.

En 1993 se realizó en Mar del Plata el I Seminario Hispano–Argentino sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Fue organizado en forma conjunta con el Consejo Federal de Inversiones y contó con la participación de 104 profesionales argentinos. Se expusieron y luego se publicaron 25 trabajos sobre aspectos conceptuales y metodológicos y casos de estudio en el país. La Conferencia Magistral de clausura del Seminario trató sobre "Gestión y protección de acuíferos" y estuvo a cargo del Dr. Emilio Custodio. Este evento fue además una oportunidad para el acercamiento y vinculación de los diferentes grupos de investigación y sentó las bases para el fortalecimiento de la comunidad hidrogeológica argentina y la realización de congresos periódicos de la especialidad.

En 1994, durante el Congreso Nacional del Agua en La Plata, se creó el Grupo Argentino de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos, del cual el Dr. Custodio fue mentor, dando todo el apoyo para su creación y organización.

En 1995 se realizó el I Congreso Argentino de Hidrogeología y el II Seminario Hispano–Argentino sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea en la ciudad de Tucumán. En

estos 16 años se han realizado 7 Congresos nacionales y 5 Seminarios que, por su alcance regional, actualmente se llama Seminario Hispano-Latinoamericano sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. La mayoría de estos eventos contaron con la participación del Dr. Emilio Custodio, a través de conferencias invitadas o presentación de trabajos.

En 2002 se realizó en Mar del Plata el Congreso Conjunto de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos y la Asociación Latinoamericana de Hidrología Subterránea para el Desarrollo, el XXXII AIH & VI ALHSUD Congreso, bajo el lema Aguas Subterráneas y Desarrollo Humano (Figura 2). Se realizó durante la Presidencia del Dr. Custodio en la AIH y contó con la participación de más de 400 profesionales. Fue un evento de relevancia mundial muy significativo para la comunidad hidrogeológica argentina que le permitió intercambiar experiencias y establecer vínculos con profesionales de diferentes países.

El Dr. Emilio Custodio ha participado activamente en el Proyecto IGCP-UNESCO "Gestión integrada de acuíferos costeros en Iberoamérica" (2005-2010), desempeñándose como responsable español. En el marco del proyecto se ha realizado un estudio sobre el estado del conocimiento y gestión de los recursos hídricos subterráneos en 33 acuíferos iberoamericanos, y profundizado la caracterización de los acuíferos de Mar del Plata y de Recife.

Figura 2. Acto de clausura del Congreso XXXII AIH & VI ALHSUD. Eduardo Usunoff (Presidente Grupo Argentino AIH), Emilio Custodio (Presidente AIH), Emilia Bocanegra (Presidente Comité Organizador del Congreso), Mario Hernández (Presidente ALHSUD).

RECONOCIMIENTO Y DISTINCIONES RECIBIDAS EN ARGENTINA

La trayectoria del Dr. Emilio Custodio en Argentina le ha valido para el reconocimiento académico en distintas universidades del país. Fue designado Doctor Honoris Causa de la Universidad Nacional de Tucumán (1995), Profesor Honorario de la Universidad Nacional del Litoral (2005), Huésped de honor de la Universidad Nacional de Río Cuarto (2005) y Profesor Honorario de la Universidad Nacional de La Pampa (2009).

El mayor reconocimiento sin duda lo tiene de la comunidad hidrogeológica argentina, que a lo largo de más de 30 años se ha formado tanto en cursos de grado y de posgrado, así como en el estudio, investigación y gestión de las aguas subterráneas, utilizando como texto base el libro "Hidrología Subterránea", "el Custodio –Llamas", como se lo llama familiarmente.

Esa comunidad argentina que se ha consolidado con el aporte del Dr. Custodio, a la cual él le ha brindado generosamente su amistad, el testimonio de sus valores y su experiencia profesional, hoy le dice:

¡GRACIAS, EMILIO!

PUBLICACIONES RELACIONADAS CON LA ACTIVIDAD CIENTÍFICA EN ARGENTINA

Alcalá, F.J. y E. Custodio (2005). *Datos preliminares sobre el contenido en cloruro del agua de recarga por la lluvia a los acuíferos españoles.* II Seminario Hispano Latinoamericano sobre Temas Actuales de Hidrología Subterránea: Relación Aguas Superficiales–Aguas Subterráneas (Ed. M. Blarasin, A. Cabrera y E. Matteoda). Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina: 67–75. ISBN: 950–665–349–6.

Aliaga, R.; A. Sahuquillo y E. Custodio (2005). *Análisis de las oscilaciones piezométricas producidas por la recarga de un río efímero.* II Seminario Hispano Latinoamericano sobre Temas Actuales de Hidrología Subterránea: Relación Aguas Superficiales–Aguas Subterráneas (Ed. M. Blarasin, A. Cabrera y E. Matteoda). Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina: 213–221. ISBN: 950–665–349–6.

Bocanegra, E. y E. Custodio (1995). *Utilización de acuíferos costeros para abastecimiento. Dos casos de estudio: Mar del Plata (Pcia. de Buenos Aires, Argentina) y Barcelona (Cataluña, España).* Ingeniería del Agua. Valencia. 1(4): 49–78. ISSN: 1134–2196.

Bocanegra, E., Cardoso, G., Custodio, E., Massone, H., Martínez, D., Raposo de Almeida, R. (2001). *Los acuíferos costeros del litoral atlántico sudamericano: la explotación en el Estado de Río de Janeiro (Brasil) y la Provincia de Buenos Aires (Argentina).* Actas XI Congreso Latinoamericano de Geologia. Montevideo. Sociedad Uruguaya de Geología: 6 pp. CD.

Bocanegra, E.; Cardoso da Silva, G.; Custodio, E.; Manzano, M.; Montenegro, S. y Reynolds–Vargas, J. (2007). *Characterization of Ibero–American coastal aquifers: state of knowledge and management.* Groundwater and Ecosystems. Proc. XXXV IAH Congress. Lisbon. (eds. L. Ribeiro, A. Chambel y M.T. Condesso de Melo). CD printing. 10 pp.

ISBN: 978– 989–95297–3–1.

Bocanegra, E., Cardoso Da Silva Jr., G., Custodio, E., Manzano, M And Montenegro, S. (2010). *State of knowledge of coastal aquifer management in South America*. Hydrogeology Journal. 18: 261-267. DOI: 10.1007/s10040-009-0520-5.

Braz da Silva, A.; E. Custodio y W. Barbosa da Cruz (1982). *Hidroquímica de un acuífero cárstico en Minas Gerais, Brasil.* Actas Quinto Congreso Latinoamericano de Geología, Argentina: 585–600.

Cardoso Da Silva Jr., G., Bocanegra, E., Custodio, E., Manzano, M. And Montenegro, S. (2010). *State of knowledge and management of Iberoamerican coastal aquifers with different geo-hydrological settings*. Episodes. Vol. 33, (2) : 91-101.

Custodio, E. (1994). *Contaminación de aguas subterráneas inducida por la explotación.* Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Ed. E. Bocanegra y A. Rappacini. Univ. Nac. Mar del Plata / Consejo Federal de Inversiones. Argentina: 161–175. ISBN: 19219–95.

Custodio, E. (1994). *Gestión y protección de acuíferos*. Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Ed. E. Bocanegra y A. Rappacini. Univ. Nac. Mar del Plata / Consejo Federal de Inversiones. Argentina: 225–244. ISBN: 19219–95.

Custodio, E. (1994). *Hidrogeoquímica e isotopía ambiental*. Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Ed. E. Bocanegra y A. Rappacini. Univ. Nac. Mar del Plata / Consejo Federal de Inversiones. Argentina: 61–78. ISBN: 19219–95.

Custodio, E. (1994). *Preámbulo: temas actuales de la hidrología subterránea*. Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Ed. E. Bocanegra y A. Rappacini. Univ. Nac. Mar del Plata / Consejo Federal de Inversiones. Argentina: 9–12. ISBN: 19219–95.

Custodio, E. (1994). *Procesos de contaminación del agua en la zona saturada*. Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Ed. E. Bocanegra y A. Rappacini. Univ. Nac. Mar del Plata / Consejo Federal de Inversiones. Argentina: 139–160. ISBN: 19219–95.

Custodio, E. (1995). *Water, tourism and island Management.* 1ª Reunión Nacional de Geología Ambiental y Ordenación del Territorio: Problemática geoambiental y desarrollo sustentable (Ed. M.P. Cantú). Univ. Nac. Rio Cuarto. Argentina. II: 505–515. ISBN: 950–665–024–1.

Custodio, E. (1996). *Consideraciones sobre el concepto de vulnerabilidad de los acuíferos a la polución*. Hidrología Subterránea (Ed. A. Tineo). Serie Correlación Geológica 11, Univ. Nacional de Tucuman: 99–122. ISSN: 217428.

Custodio, E. (2002). *Coastal aquifers as important natural hydrogeological structures*. Groundwater and Human Development (Bocanegra, Martínez & Massone, eds.). Univ. Mar del Plata: 1905–1918. ISBN: 987–544–063–9.

Custodio, E. (2005). *Coastal aquifers as important natural hydrogeological structures.*

Groundwater and Human Development (Ed. E. Bocanegra, M. Hernández, E. Usunoff). Internacional Assoc. Hydrogeologists. Selected Papers no. 6. Balkema, Lisse: 15– 38. ISBN: 04.1536.443.4.

Custodio, E. (2005). *Foreword: groundwater and human development*. Groundwater and Human Development (Ed. E. Bocanegra, M. Hernández, E. Usunoff). Internacional Assoc. Hydrogeologists. Selected Papers no. 6. Balkema, Lisse: xi– xiv. ISBN: 04.1536.443.4.

Custodio, E. (2005). *Técnicas hidrogeoquímicas e isotópicas para el estudio de la relación agua subterránea–agua superficial.* II Seminario Hispano Latinoamericano sobre Temas Actuales de Hidrología Subterránea: Relación Aguas Superficiales–Aguas Subterráneas (Ed. M. Blarasin, A. Cabrera y E. Matteoda). Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina: 239–248. ISBN: 950–665–349–6.

Custodio, E. (2010). *Aguas subterráneas y humedales en zonas llanas*. I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras, Azul, Buenos Aires, Argentina. Hacia la Gestión Integral de los Recursos Hídricos en Zonas de Llanura (Eds. M. Varni, I. Entraigas, L. Vives): T1: 21–31. ISBN: 978.987.543.392–2.

Lozano, E.; F. Delgado; M. Manzano y E. Custodio (2002). *Caracterización hidrogeoquímica de las aguas subterráneas y superficiales de La Vera del Parque Nacional de Doñana (SW de España).* Groundwater and Human Development (Bocanegra, Martínez & Massone, eds.). Univ. Mar del Plata. 1348–1358. ISBN: 987–544–063–9.

Manzano, M.; A. Soler y E. Custodio (2005). *Origen del sulfato disuelto en el acuífero aluvial afectado por la ruptura de la basa de lodos piríticos del área minera de Aznalcóllar (Sevilla, España).* II Seminario Hispano Latinoamericano sobre Temas Actuales de Hidrología Subterránea: Relación Aguas Superficiales–Aguas Subterráneas (Ed. M. Blarasin, A. Cabrera y E. Matteoda). Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina: 137–145. ISBN: 950–665–349–6.

Montenegro, S., Bocanegra, E, Cavalcanti, Cardoso Da Silva Jr., G And Custodio, E. (2010). *Groundwater Indicators as a Tool to Improve Coastal Aquifer Management: Case Studies in South America.* Proceedings SWIM21 - 21st Salt Water Intrusion Meeting. Azores, Portugal. 211-214.

Vives, L.; Custodio, E.; Rodríguez, L. (Eds.) (2009). *Planificación y gestión de aguas subterráneas*. VI Congreso Argentino de Hidrogeología, 24–28 Agosto 2009, Santa Rosa, La Pampa (Argentina). Asoc. Intern. Hidrogeólogos–Grupo Argentino / Fac. Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de La Pampa: 1–234. ISBN: 978–987–1082–38–4.

1.5.3. EMILIO CUSTODIO EL PRIMER HIDROGEÓLOGO EN LA DIRECCIÓN GENERAL DEL IGME

Juan Antonio LÓPEZ GETA*

(*) Dr. Ingeniero de Minas. Instituto Geológico y Minero de España (IGME).
Ríos Rosas, 23. 28003 Madrid. lopez.geta@igme.es

Han pasado más de catorce años cuando en aquél 1997 nos despertábamos en el Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE) con la noticia del nombramiento del Profesor Emilio Custodio Gimena, como trigésimo séptimo Director General del ITGE, desde que D. Fermín Arteta y Sesma, en el año 1849 fue designado como primer Presidente de la Comisión del Mapa Geológico de Madrid y del Reino.

Son muchos los recuerdos acumulados durante sus más de siete años como Director General (1997-2004). De esos, algunos permanecen anclados en la memoria, seguramente, como en la *mili*, los mejores; otros han quedado olvidados u ocultos a través de la niebla del pasado. Pero el tiempo, lo que sí nos permite es analizar las cosas con más perspectiva, objetividad y sosiego. En mi caso, ese momento ha llegado como consecuencia de la invitación que, por parte de los organizadores del Homenaje a Emilio Custodio, me han hecho; invitación que agradezco, especialmente a Javier Heredia, amigo y compañero del IGME desde hace ya unos cuantos años, con quien he compartido tareas profesionales y también, por qué no, deportivas; pero siempre con un mayor protagonismo "en la charla" por parte suya, o dejaría de ser buen argentino.

Mi único mérito para participar en este Homenaje, se debe a los muchos años que hace que nos conocemos, y especialmente a los más de siete años que compartimos, de una manera más estrecha, nuestra actividad en el IGME; en mi caso como *Director de Aguas Subterráneas y Geotecnia*, y posteriormente como *Director de Hidrogeología y Aguas subterráneas*, cambio de denominación propiciado por Emilio. De esos años me han encargado que haga una sencilla semblanza.

Trataré de recordar y plasmar en estas líneas, algunos de los hechos que destacaría de esos años, aunque seguramente me dejaré muchos en el tintero; presento por adelantado mis disculpas por las ausencias que haya y pido la comprensión del lector. En cualquier caso, intentaré hacerlo de la forma más objetiva posible y, siempre, de forma personal, con el mayor respeto y estima a la persona a la que me unen estrechos lazos de amistad. Con esto quiero decir que lo que quiero reflejar es, únicamente, mi opinión.

Como siempre ocurre, las noticias tienen sus vísperas, y algo se rumoreaba en aquél ya no próximo año de 1997: informaciones anónimas -que si Fulanito, que si Menganito-, rumores, dimes y diretes, etc., en muchos casos, como suele ocurrir, interesados. Por mi parte, no tenía noticia, y eso que unas fechas antes, del 27 de enero al 1 de febrero de 1997, habíamos coincidido, en Las Palmas de Gran Canarias, en las Jornadas sobre *Las aguas subterráneas en la planificación hidrológica en las Islas Canarias*, y más tarde en el Seminario sobre *La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica*, en cuya publicación habíamos contribuido el Profesor Custodio y yo mismo por parte del ITGE. Lo que sí puedo decir de primera mano, es que si en aquellas fechas él lo sabía, que es posible, no se le notó nada, y a mí particularmente no me hizo ningún comentario, ni confidencia, difícil cosa conociéndole.

La llegada de Emilio al ITGE supuso una novedad importante por su marcado perfil académico. En la *casa* era bastante desconocido, salvo para las personas dedicadas a las aguas subterráneas, que de una u otra forma habíamos tenido contacto con él y compartido tareas comunes, como la organización de eventos, clases, reuniones de proyectos, etc. De algunos había sido profesor en el *Curso de Hidrología Subterránea* organizado por la Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterráneas (FCIHS). Ahora que menciono esta Fundación, y entrando en el complejo mundo de las *noticias rosas*, se decía que su nombramiento se había *cocinado* en la inauguración del citado curso, al que había asistido Benigno Blanco, Secretario de Estado del Agua, y también el Profesor Ramón Llamas, posiblemente el verdadero impulsor del nombramiento. Como decía, *noticias rosas*. Lo que sí recuerdo es que su primera comida en el ITGE, fue con Loreto Fernández y conmigo, en el comedor de invitados. No recuerdo de lo que hablamos; seguramente de la Institución.

Después de esa comida no nos invitó más a ninguno de los dos, salvo algún que otro bocadillo en alguna estación de tren o bar próximo al lugar de reunión. A su austeridad, habría que añadir que Emilio es catalán, y ya se sabe, *la pela es la pela.*

Como en casi todos los casos, cada Director General del IGME ha dejada marcada su impronta profesional. En el caso de Emilio, de sus manos han salido decisiones importantes que han afectado no sólo a aquellos momentos, sino también a tiempos futuros. Así, pasaron muchas cosas importantes; algunas con mayor transfondo institucional. Sobre estas últimas me voy a referir, siempre con la limitación del espacio concedido por los organizadores.

Para analizar estos hechos, hay que ver cuál es el panorama institucional que Emilio se encuentra a su llegada. Sin remontarnos mucho al pasado, nos fijaremos en la situación heredada de los dos Directores Generales anteriores a él: D. Emilio Llorente Gómez y D. Camilo Caride de Liñan (fallecido hace dos años), ambos con perfiles profesionales muy diferentes, y para mí los dos de muy grato recuerdo; por cierto, fue Camilo el que me nombró Director de *Aguas Subterráneas y Geotecnia*. El primero de estos Directores, Emilio Llorente, reunía un corte más científico por su procedencia: Catedrático en la Escuela Superior de Ingenieros de Minas de Madrid, sin olvidar su paso por el Ministerio de Defensa como Subdirector General de Investigación. Camilo, por su parte, procedía de la empresa pública y privada, lo que le hacía más próximo al mundo empresarial y, por tanto, con una visión más aplicada e inmediata. Camilo Caride fue un defensor incansable del ITGE, de su papel institucional y de su incorporación al Ministerio de Medio Ambiente como organismo experto.

¿Dónde se situaba Emilio Custodio? Para mí, su perfil profesional era muy similar al de Emilio Llorente y, por lo tanto, se esperaba de él una orientación y un impulso del ITGE hacia la investigación, como luego, a mi entender, se confirmaría. El ITGE o IGME había adquirido la figura jurídica de Organismo Autónomo y de Organismo Público de Investigación, como consecuencia de la aprobación de la Ley de 13/1986, de 14 de abril, de Fomento y Coordinación General de la Investigación Científica y Técnica. Desde esa fecha, los pasos recorridos para incorporar esa nueva función de organismo investigador, no habían sido muchos; casi todo siguió igual, aunque cabe destacar dos hechos relevantes. El primero fue la facilidad que concedía la Ley para la contratación de personas en régimen temporal, adscritos a proyectos: esto sí fue un hecho que permitió hacer una labor más directa por parte del IGME. El segundo, una modificación muy importante de la RTP. Emilio Llorente incrementó los niveles e incluyó, en un número importante de puestos de trabajo, la denominación de *investigador*. Sin embargo, es Emilio Custodio el que inicia de forma más contundente la transformación del ITGE en organismo público de investigación, sin dejar de apoyar algunos temas de infraestructura como fue el Plan MAGNA, que fomentó desde la dirección para que se completara. Emilio era consciente de su importancia pues conocía el interés que esta cartografía tenía para ciertas ramas de la ingeniería aplicada, como es el caso de la hidrogeología.

Se inicia por tanto un periodo donde la investigación tiene un protagonismo especial. Así, se fomentan e impulsan una serie de actividades: proyectos de investigación, tanto internos como externos; difusión de este conocimiento en artículos y comunicaciones nacionales e internacionales; asistencia a reuniones y eventos diferentes; constitución de comisiones (internas y externas) de evaluación de las propuestas de proyectos; incorporación de becarios de tesis doctorales, etc. Y, aunque parezca raro por su perfil, se establecen por primera vez

una serie de procedimientos, tal vez un poco excesivos, tanto administrativos como científicos, para regular prácticamente toda la actividad del ITGE (IGME). Además, destaca en esta etapa que se inicia, que podemos considerar espectacular, la incorporación de técnicos e investigadores a través de convocatorias propiciadas por la Administración central. Como consecuencia, se incorporan un número importante de investigadores y técnicos, procedentes de la propia institución o externos, principalmente de la universidad.

Para mí tuvo también mucha importancia en esos años, el cambio de denominación de *IGME* a *ITGE*, y su retorno posterior al nombre original. No sé si mi opinión puede ser compartida con otras personas; sea lo que fuere, en cualquier caso se buscaba lo mejor para el Instituto. La modificación a *ITGE* se produjo como consecuencia de la aprobación del Real Decreto 1270/1988, de 28 de octubre, donde se recogía el cambio de denominación y su adscripción al Ministerio de Industria, Comercio y Turismo (MICYT), a través de la Secretaría General de la Energía y Recursos Minerales. El cambio tuvo lugar durante el periodo de D. Emilio Llorente como Director General (1987-1991). La causa de esta modificación fue para mi desconocida, aunque intuyo que pudo deberse a la tentativa de entonces de adscribir el IGME al Ministerio de Educación, propuesta que no agradó a la Dirección de ese momento por considerar más conveniente la permanencia del Instituto en el MICYT, debido a su mayor relación con las actividades de la Secretaría General de la Energía y Recursos Minerales. La solución buscada pasó por modificar el nombre e incluir la palabra *tecnológico* como más afín al mencionado Ministerio.

Sobre el cambio de nombre hubo muchos desacuerdos; en ocasiones con posicionamientos que desconocían los motivos reales y tal vez llevados por una cierta nostalgia, y en otros casos debidos a razones interesadas. Parece que en aquel momento fue conveniente el cambio de denominación. Mi duda es, de haber seguido con esa denominación de *ITGE*, que el Instituto pudiera dar una imagen singularizada respecto a los otros organismos públicos de investigación.

La llegada de Emilio Custodio supuso volver a retomar el nombre original: *Instituto Geológico y Minero de España*. De nuevo se abrió la polémica, posiblemente con una mayoría a favor de la decisión del nuevo Director General. Por mi parte, aun con la solera y nostalgia del nombre, casi 150 años, considero que la incorporación de la palabra *tecnológico*, como se comentaba anteriormente, nos hacía diferentes y nos abría un nicho muy importante de actividad investigadora especializada, más acorde con los tiempos que vienen donde se prima la innovación, campo en el que el IGME puede decir mucho en el futuro. No obstante, como dice el refrán, *rectificar es de sabios*: la historia valorará la decisión.

La adscripción a un Ministerio u otro, también tuvo importancia en el tiempo de Emilio Custodio en el IGME. Camilo Caride (1991-1997), había apostado por aproximarse al Ministerio de Medio Ambiente; se habían estrechado las relaciones llevando a cabo una serie de convenios de colaboración en materia de aguas subterráneas que culminaron en la elaboración del *Libro Blanco de las Aguas Subterráneas*, realizado conjuntamente por los técnicos de ambas instituciones. Con el cambio de partido en el Gobierno en 1996, pasó a depender del Ministerio de Medio Ambiente (R.D.1894/1996, de 2 de agosto, por el que el ITGE pasaba a depender de la Secretaría de Estado de Aguas y Costas, del Ministerio de Medio Ambiente), siendo entonces ministra Isabel Tocino, y Secretario de Estado de Aguas y Costas, Benigno Blanco. Es en ese momento cuando se incorpora Emilio Custodio al ITGE.

En ese periodo de tiempo de adscripción al Ministerio de Medio Ambiente, se produjo la ruptura de la presa de lodos de la mina de Aznalcollar. Recuerdo este hecho, porque para el IGME, encabezado por Emilio Custodio, supuso una demostración del potencial de conocimiento de los diferentes especialistas del Instituto. Estos participaron en las diferentes labores y reuniones de toma de decisiones desde el primer momento. Fueron días incansables donde los técnicos del IGME, conjuntamente con los de otras instituciones, llevaron a cabo la valoración del accidente, su alcance y las primeras propuestas para remediar algunos de los daños producidos. Los años en el Ministerio de Medio Ambiente fueron muy importantes para el IGME, y dejaron una huella y un recuerdo que en algunos aún perdura.

Pero el trasiego de un Ministerio a otro no termina, sino que el IGME vuelve a cambiar de adscripción pasando al recientemente creado Ministerio de Ciencia y Tecnología, y de ahí, al Ministerio de Educación y Ciencia. De todos estos cambios disfrutó Emilio Custodio, por decir algo amable que sirva de epílogo de esta breve semblanza. Emilio no participaría del último cambio al Ministerio de Ciencia e Innovación.

Como comentaba al principio, son muchos los recuerdos que podían haberse recogido en esta breve semblanza. Me he centrado sólo en aquéllos que, desde mi punto de vista, tuvieron una trascendencia especial en ese momento y que han dejado huella para el futuro. No quiero terminar sin dedicar unas líneas de recuerdo a su mujer, Olga, amable y *súper* cordial, que compartió con nosotros largas jornadas en el IGME durante su estancia en Madrid, sus numerosos viajes y sus comidas maratonianas en el comedor del Instituto.

1.5.4. EMILIO CUSTODIO: SOME PERSONAL IMPRESSIONS OF HIS INTERNATIONAL CONTRIBUTION TO GROUNDWATER SCIENCE

Prof. Dr. Stephen FOSTER*

(*) (International Association of Hydrogeologists – Immediate Past President)
(World Bank/Global Water Partnership GW-MATE Director)
(University College London – Visiting Professor)
IAHFoster@aol.com

AN INTRODUCTORY BACKGROUND

In attempting to make an objective overview of Emilio's contribution to groundwater science, and its practical application to resource development, management and protection, I believe that I may have a significant advantage over many of his compatriots. While they may know him better on a 'close-up basis' my perspective is, I suspect, unquestionably much broader!

Although I know relatively little about the detail of Emilio's everyday life and work down-the-years as an academic at the Universitat Politècnica de Catalunya in Barcelona, I have known him now for more than 30 years and have observed his contribution from three very different perspectives:

- first – during 1985-89 while I was working for the WHO Pan-American Health Organisation as Groundwater Advisor for the Latin America & Caribbean Region, when in a professional capacity I encountered various of his former post-graduate students and innumerable devotees of 'Hidrologia Subterranea' (his 'hydrogeological textbook')
- second – during 1991-99 in the ambit of EuroGeoSurveys, whilst I was serving as British Geological Survey–Divisional Director of Environmental Geology, since for the latter part of that period (and beyond) Emilio was IGME (Spanish National Institute of Geology & Mining)-Director General.
- third – during 2000-04 in the ambit of the International Association of Hydrogeologists (IAH), when Emilio held the office of President and I was serving under him as IAH Vice President-Western Europe and as an IAH Executive & Council Member.

CONTRIBUTION TO LATIN AMERICAN CAPACITY BUILDING

During 1985-89 I had the pleasure of being based in Lima-Peru and working as WHO-PAHO Groundwater Advisor for the Latin America & Caribbean Region, and Coordinator of their Regional Groundwater Source Development & Protection Programme. This brought me into close contact with a large number of practising groundwater professionals from most of

the Latin American nations. Many of these had received their post-graduate vocational training in Barcelona at the long-standing and much-loved 'Curso Internacional de Hidrologia Subterranea' – all regarded this training as the key to their academic development and their achieving professional confidence, and had very fond memories of their 'sojourn' in Barcelona under the demanding eye of Professor Custodio (and the 'loving care' of his devoted wife Olga Ayala) ! It is my understanding that around 320 students from the Latin American-Caribbean Region have passed through the 'Barcelona Course' since its foundation in 1966 – and I only hope the Course (and we) survive to celebrate its 50th Anniversary Party in 2016!

Beyond this I found copies of the seminal Spanish textbook 'Hidrologia Subterranea' (Custodio & Llamas : Omega-Barcelona – then in 1976 & 1982 Editions, but now with further 2001 & 2008 versions) in every office across Latin America that I visited – albeit often in illegally-photocopied, roughly-bound and dog-eared versions, that had returned little income to the Catalan publisher nor royalties to the hard-working authors!! But the organisation, clarity and utility of the text did have the effect of propagating an enormous respect for Emilio right across the continent. I have a vision (definitely not verified and possibly erroneous) of the original writing of 'Hidrologia Subterranea' – this encompasses the aggressive vision of Ramon Llamas determinedly 'sowing the seed' of the idea, and an enormous amount of systematic hard-work, meticulous attention to detail and persistence 'beyond the cause of duty' by Emilio (then in his mid-30s) to 'make the thing happen'!!

Furthermore, Emilio has supervised the Ph D Thesis of 4 Latin American post-graduates at the Universitat Politècnica de Catalunya. I am delighted to say that Emilio's contribution to developing capacity for groundwater science in Latin America has subsequently been recognised formally by:

- the award of a DSc Honoris Causa by the Universidad Nacional de Tucuman–Argentina in 1995
- his naming by ALHSUD (the Latin American Groundwater Association) as 'Hidrogeologo Ilustre de America Latina' in Quito-Ecuador in 2008
- and his receiving Honorary Visiting Professor status in a number of Latin America's universities.

CONTRIBUTION AS A LEADING EUROPEAN GEOSCIENTIST

For many the naming of Emilio as IGME-Director General in 1997 came as a bit of a surprise – not, of course, that he was not extremely well qualified for the job, but more because it had the inevitable implication of his temporarily abandoning his beloved Catalunya for the alien sidewalks of Madrid ! He continued in this demanding post, with regular commuting between Barcelona and Madrid until 2004 – mainly by RENFE (train), his favourite mode-of-travel, and no doubt with piles of paper in a classic brown-leather briefcase to study, review or draft (since in those days he was suffering from a serious (but understandable) allergy to PC screens and there would not have been a 'laptop' in sight!).

Long before his taking-up this prominent position, Emilio has established himself as a leading European geoscientist for his major work on:

- the development and application of hydrochemical and isotopic techniques in evaluating the physical dynamics and chemical evolution of a wide range of groundwater systems

- the scientific understanding and practical management of coastal aquifer systems (both under natural and perturbed conditions), especially in the circum-Mediterranean region
- the investigation and analysis of groundwater occurrence and flow in complex modern volcanic deposits (on which he is the global authority), inspired in part by his fascination with the Canary Islands – which he first visited (I believe) way back in his 20's whilst doing his 'mili' (compulsory national military service). For once (it seems) the 'military got it right' by throwing him headlong into some interesting volcanic rocks (at a time when no doubt he could not afford to travel there by any other means) and straight 'into the arms' of Olga (una canaria) and his 'wife-to-be'!!!

During his period as IGME Director General, Emilio launched his 'Instituto', and Spanish hydrogeologists strongly into work relevant to the implementation of the 'groundwater dimensions' of the EC Water Framework Directive of 2000, and the foundation work for the Groundwater Protection 'Daughter' Directive of 2006, notably with a major contribution on the definition of 'baseline groundwater quality'.

He also demonstrated his wide grasp of European groundwater issues at numerous meetings and assumed much wider responsibilities as a EuroGeoSurveys Partner, culminating as President of the Forum of EuroGeoSurveys for 2000, in addition to having been President of the Asociacion de Servicios Geologicos y Mineros Iberoamericanos in 1998-99.

It was during his time at IGME that he also amplified considerably his knowledge and authority on two very topical subjects at global level:
- the hydrodynamic and hydochemical evaluation of groundwater-dependent aquatic ecosystems – especially through leading some painstaking research on the threatened Coto Doñana RAMSAR wetlands in Andalucia
- the appraisal and remediation of major environmental pollution incidents from mining and industrial activity – especially through coordinating work on the 'Aznacollar contamination episode' also in Andalucia.

CONTRIBUTION TO PROMOTING INTERNATIONAL ASSOCIATION

Emilio was elected President of the International Association of Hydrogeologists (the World-Wide Non-Governmental Groundwater Organisation with almost 4,000 members in more than 100 countries) for the period 2000-04. He assumed office at the memorable IAH 30th (Millennium) Congress in Cape Town–South Africa.

During this time he worked tirelessly to promote the mission of the Association (professionalism in groundwater work and advocacy for groundwater science). He was always meticulously prepared for (the normally protracted) IAH Executive & Council Meetings, and always sensitive and sympathetic to the IAH Secretariat in their undertaking of the painstaking preparatory work for such meetings.

Before taking on the President's role, Emilio had already contributed a great deal to the scientific and organisational development of the IAH, in particular having:
- received the IAH Presidents' Award 1998 (on the decision of the IAH Executive & Past Presidents) for his career contribution to hydrogeological science and in promoting the aims and development of the Association

- played a major role in organising the IAH XXIII Congress of April 1991 in Santa Cruz de Tenerife and an associated follow-up UNDP Seminar in Las Palmas de Gran Canaria, both of which included excellent discussion around the controversial topic of 'Aquifer Overexploitation'
- served on the IAH Council during three preceding periods, in addition to his great effort in various capacities to support the development of one of the most successful IAH national groups, the Grupo Nacional Espanol (Spanish National Chapter), and to help promote the formation of a sister national group in Portugal.

During his term as IAH President (2000-04) Emilio made a major effort to propagate the Association in Latin America, seeking a complementary position and positive relation ALHSUD (the Latin American Association for Groundwater Hydrology). This included the IAH 32nd & 33rd Congresses, implemented collaboratively with ALHSUD, respectively at Mar del Plata-Argentina in October 2002 and at Zacatecas-Mexico in October 2004.

SOME CONCLUDING INSIGHTS

There is no doubt that Emilio has an enormous capacity for scientific work, an exceptional level of professionalism and unusually 'forward looking' vision – but what be maybe less evident to some is his 'scientific generosity' and willingness to work as a whole-hearted collaborator in scientific teams.

One more obscure anecdote (of special significance to an Englishman) was that for many years he was a fierce defender of so-called 'Queen's English' (no doubt having gone to extremes of mental anguish to learn it the 'difficult way') against the more popular, and to many others more 'user-friendly', North American or Dutch versions !

ACKNOWLEDGEMENTS

The writer wishes to acknowledge the considerable help of Lucila Candela (Universitat Politècnica de Catalunya), John Chilton (IAH Executive Manager) and Andrew Skinner (past IAH Executive Manager & Secretary General) in providing and/or verifying some of the facts, dates and impressions recorded in this article.

1.5.5. CONTRIBUTO DE EMILIO CUSTODIO PARA O DESENVOLVIMENTO DA HIDROGEOLOGIA EM PORTUGAL

Manuel Augusto MARQUES DA SILVA* e Maria Teresa CONDESSO DE MELO**

(*) GeoBioTec. Departamento de Geociências. Universidade de Aveiro. Campo Universitário de Santiago. 3810-193 Aveiro - Portugal. mmsilva@ua.pt
(**) CVRM – Centro de Geosistemas. Instituto Superior Técnico. Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa - Portugal. teresa.melo@ist.utl.pt

INTRODUÇÃO

Foi em 1973, em Luanda (Angola), que um de nós ouviu, pela primeira vez, uma referência ao Doutor Emilio Custodio. Foi o Dr. Fernando Gomes Soares, o primeiro geólogo português que frequentara, em 1971, a 5.ª Edição do Curso Internacional de Hidrologia Subterrânea (CIHS) de Barcelona, que dizia: "Há lá um professor, ainda novo, que é um portento!!!". E justificava a sua avaliação: "sabe de hidraúlica de captações, de teoria do fluxo subterrâneo, de hidroquímica, de isótopos, de gestão de aquíferos costeiros, etc, etc"… Pelas nossas contas, Emilio Custodio teria uns 30 anos quando foi leccionado o V CIHS. E já era um "portento"!!!

O trato directo entre nós aconteceu em 1977, aquando da realização do XI CIHS. Nessa altura já tinha sido editada a 1ª edição do que ainda hoje é o melhor e o mais completo tratado de Hidrologia Subterrânea do mundo. E, pese embora a excelência do outro autor, Ramón Llamas, Professor Emérito da Universidade de Madrid, esses famosíssimos dois volumes do livro HIDROLOGIA SUBTERRÁNEA são conhecidos em Portugal como "OS CUSTODIOS"!!!. Este facto é bem revelador da importância que Emilio Custodio teve e continua a ter no estudo e evolução do conhecimento hidrogeológico em Portugal.

CURSO INTERNACIONAL DE HIDROLOGIA SUBTERRÂNEA (CIHS)

O principal factor que fundamenta a notável importância de Emilio Custodio no estudo e desenvolvimento da Hidrogeologia em Portugal radica no facto de ter sido o mais carismático dos professores de todas as edições do Curso Internacional de Hidrologia Subterrânea (CIHS), também conhecido entre hidrogeólogos pelo "CURSO DE BARCELONA". Durante muitos anos foi o Director do Curso e, para além da sua inegável categoria como docente, era também um óptimo pedagogo que se preocupava em ensinar os mais elementares cuidados a ter em diversas situações da profissão de hidrogeólogo. Por exemplo, a preparação de todo o material necessário para qualquer acção de campo (ensaios de caudal, amostragens para análises, etc, etc) era tratada com uma minúcia extraordinária, onde nem o lápis ou as pilhas

eram esquecidos. Costumava alertar: "Deslocar pessoas e equipamentos, percorrer quilómetros, montar e preparar tudo, despender milhares de pesetas e…não haver pilhas nas sondas para medir níveis, algo que custa uns "duritos"…". E subjacente a tudo o que respeitava à aprendizagem proporcionada pelo Curso, havia a disciplina. "Amanhã a saída de campo é às sete da manhã, na calle Beethoven…". Às sete horas, em ponto, arrancava o autocarro. "As aulas terão início às dezoito horas". Às dezoito horas … Dom Emilio já estava no estrado.

Até hoje, foram 27 os portugueses que frequentaram o CIHS. Eis a listagem completa, segundo a informação que nos foi remetida pela gerência do Curso.

Profissionais Portugueses que frequentaram, com aprovação, o CIHS (versão presencial ou à distância)

ANO	APELIDOS NOME	PROFISSÃO
1971	GOMES SOARES Fernando	GEÓLOGO
1973	ESTEVES DA COSTA Fernando	GEÓLOGO
1973	MAGALHAES OLIVEIRA Júlio H.	GEÓLOGO
1973	MARQUES PAIXÃO Gilberto L.	GEÓLOGO
1973	PARRANÇA GONÇALVES José	GEÓLOGO
1975	MANGUALDE BARRADAS José J.	GEÓLOGO
1975	SANTOS GARCÍA Rui	GEOFÍSICO
1975	SIMÕES DUARTE Raul A.	GEÓLOGO
1976	CUNHA CARVALHO António	GEÓLOGO
1976	PEREIRA LOPES Joaquim	GEÓLOGO
1976	SOARES VELOSO Carlos	GEÓLOGO
1976	CASTRO VELOSO Fernando A.	GEÓLOGO
1977	MARQUES DA SILVA Manuel A.	GEÓLOGO
1977	PAIS QUINA Alberto	GEÓLOGO
1977	SOUSA SARAIVA Mário	GEÓLOGO
1977	TRAVANCA CAPUCHO Joaquim A.	GEÓLOGO
1980	FERNANDES NUNES José J.	GEÓLOGO
1982	PEREIRA CASTRO Jaime	GEÓLOGO
1982	NEVES PALMA Francisco	GEÓLOGO
1982	VIEIRA DA SILVA António M.	GEÓLOGO
1983	PEIXINHO DE CRISTO Fernando	GEÓLOGO
1988	ABRUNHOSA Manuel J.	GEÓLOGO
1989	FÉRIA Alice	GEÓLOGA
1993	CONDESSO DE MELO Mª Teresa	GEÓLOGA
2005	ARAUJO SENA DA SILVA Clara	GEÓLOGA
2007/08	BENTO MATÍAS Pedro Miguel	GEÓLOGO
2009	CALADO NEVES Célia Maria	ENG. GEÓLOGA

É óbvia a predominância dos geólogos nesta listagem, sendo que a maioria era proveniente da extinta Direcção Geral do Saneamento Básico, onde o Eng.º Pedro Paradela incentivava os seus funcionários a "irem a Barcelona". Sendo bem conhecida a alta exigência do CIHS, a dureza da aprendizagem aí ministrada, sem falsos facilitismos, que obrigava os participantes a

um esforço altamente desgastante…sabemos que alguns se recusaram, apesar de lhes serem facultadas bolsas para essa finalidade.

A face da projecção de autêntica excelência do CIHS em Portugal (e, em todo o mundo, sem qualquer dúvida) era…o Professor Emilio Custodio. Que, diga-se em abono da verdade, tinha pelos portugueses muita estima. Como nota elucidativa, refira-se que, em 1977, convidou os participantes portugueses a irem jantar, em sua casa…o que deixou alguma perplexidade e… muita "ciumite" nos colegas de outras nacionalidades!!!

Apesar da sobreposição, digamos mesmo, do binómio CIHS/ Emilio Custodio, houve outras actividades que envolveram o Professor Emilio Custodio no desenvolvimento da Hidrogeologia em Portugal. Citamos, por exemplo, várias Acções Integradas Luso-Espanholas que foram sendo sucessivamente aprovadas pelo Conselho de Reitores das Universidades Portuguesas (CRUP), desde 1982. Refira-se, como pormenor interessante e mais que significativo, que numa das edições dessas Acções Integradas, o então Reitor da Universidade de Évora, sendo o primeiro a apresentar a sua avaliação aos projectos concorrentes, propôs liminarmente para a primeira aprovação, a candidatura da Universidade de Aveiro... "por ter como parceiro o Professor Emilio Custodio …de Barcelona"!!!

OUTRAS ACÇÕES DE COLABORAÇÃO COM PORTUGAL

Para além do que já se apresentou, outras acções houve em que o Professor Emilio Custodio se envolveu e deu a sua meritória e tantas vezes desinteressada colaboração a Portugal. Citamos as conferências com que nos brindou em várias ocasiões, quer na Universidade de Aveiro, quer na Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, quer no LNEC, sempre de salas cheias, a colaboração em programas de Mestrados, a assessoria em projectos como o da Península de Setúbal, a parceria em projectos Europeus (Palaeaux, Baseline, etc), a sua orientação científica em dissertações para doutoramento, participação em Júris de provas académicas, etc, etc.

Um dos seus contributos também importantes foi na criação do **Grupo Português da Associação Internacional de Hidrogeólogos (AIH-GP)**, entidade de dimensão mundial, com núcleos em muitos países. Emilio Custodio acarinhou e apoiou sempre a criação do Grupo Português da AIH, desde que o Prof. Carlos Costa Almeida apresentou essa intenção, na Assembleia-Geral realizada durante o XXIV Congresso da IAH, que teve lugar em Oslo em 1993. Foi mesmo durante a sua presidência da AIH e com o seu empenho pessoal, que os membros portugueses desta Associação se reuniram e decidiram criar o Grupo Português, de que foi primeiro presidente o saudoso colega Fernando Peixinho de Cristo, ele também aluno do CIHS. Como curiosidade…o Dr Peixinho de Cristo foi frequentar o CIHS, em 1983, porque o Professor Emilio Custodio conseguiu, em Dezembro de 1982, que lhe fosse atribuída uma bolsa espanhola com essa finalidade. No decurso da estadia de Peixinho de Cristo em Barcelona, tornaram-me amigos pessoais e entre eles havia tal empatia, que na famosa visita de estudo a Tortosa (vale do Ebro), a animação foi tal que o Fernando Peixinho de Cristo "levou" o Professor Emilio Custodio, pela primeira vez, a uma discoteca.

HOMENAGENS A EMILIO CUSTODIO EM PORTUGAL

Foi em 1982 que a Associação Portuguesa de Geólogos (APG) prestou a primeira homenagem ao Professor Emilio Custodio. Foi singela essa homenagem, realizada em Aveiro, tendo-lhe sido oferecido um bonito exemplar de volframite, das minas da Panasqueira, pelo colega Doutor Eurico Pereira, então da direcção da APG. Pois, ainda hoje, esta lembrança dos geólogos portugueses se encontra numa mesinha da sua sala de visitas, na sua residência, em Barcelona, com a lápide: ”Homenagem da Associação Portuguesa de Geólogos ao Professor Emilio Custodio”.

Mais recentemente, e durante o Congresso de Intrusão Salina (SWIM21) que teve lugar em 2008 na ilha de São Miguel, Emilio Custodio foi homenageado, tendo sido o único orador convidado. No livro de actas do congresso, os editores justificam da seguinte forma este convite especial: ‘During SWIM21 there will be just one featured speaker and the invitation was extended this year to Prof. Emilio Custodio, who will give an overview of saline water problems in small volcanic islands. This invitation is a tribute to Emilio Custodio’s career and a special thank you from Portuguese colleagues, who have been learning from him and his books for decades. His long experience in the study of the hydrogeology of small volcanic islands will certainly be welcomed in the Azores.’

O CIENTISTA E …O HOMEM

Dizer que o Professor Emilio Custodio é autor ou co-autor de duas dezenas de livros, destacando-se, por ser justo, o melhor tratado de sempre, mundialmente assim reconhecido, dos saberes hidrogeológicos (HIDROLOGIA SUBTERRÁNEA, das Edições Omega) e que continua a produzir artigos, tendo **mais de meio milhar** publicados… parece-nos mais que suficiente para se fazer uma ideia da sua capacidade científica. É justamente comentado, com justa admiração, o seu apego ao trabalho, o seu envolvimento permanente quer na Universidade Politécnica da Catalunha (UPC), quer no Curso Internacional de Hidrologia Subterrânea, quer como Presidente dos Instituto Geológico e Mineiro de Espanha (IGME), quer como assessor em tantos projectos e várias instituições. A sua entrega ao trabalho é algo que transcende o normal de um cidadão dedicado. Em situações de saúde periclitante, como foram os anos em que necessitou de intervenções de hemodiálise em dias alternados, continuou a escrever, a apoiar os seus alunos e a dar sempre a mão em realizações de cursos, congressos, jornadas, etc.

E, no entanto, Emilio Custodio na sua privacidade, que ambos temos o privilégio de bem conhecer, é um ser humano simples, terra-a-terra, singularmente honesto, de muito bom coração e sentido de humor fora do comum. Recordo a sua reacção a uma “daquelas” perguntas sobre a água da rede pública de Barcelona que, em 1977, era proveniente do rio Llobregat, ultra-tratada, com um cheiro e um sabor verdadeiramente desagradáveis. “Es potable, OK, pero, doctor Custodio, ¿se escribe con una **o** … o con una **u**?” Naquele momento, o Professor Emilio Custodio largou uma gargalhada tão de dentro, tão sincera e sem qualquer reserva, que deixou completamente intrigados os colegas catalães, habituados a vê-lo sempre circunspecto e respeitável. Depois… quase todos os dias me contava uma anedota…sempre que possível de galegos…

Terminamos com outra inconfidência, que também tem a ver com Portugal. Numa

daquelas noites em que jantávamos descontraídos depois de um dia de denso trabalho, perguntei-lhe se não tinha gosto por certas actividades, como assistir a espectáculos, ver museus, ver um filme. Que sim gostava dessas coisas, futebol não, mas o problema era ter tempo. Mas gostava muito de andar de carro eléctrico (tranvia), por ser o meio de transporte que lhe dava mais prazer utilizar quando jovem e ia para o liceu. E, como em Barcelona já não havia eléctricos… deliciava-se a andar de eléctrico…em LISBOA!!! O SENHOR PROFESSOR EMILIO CUSTODIO GIMENA!!! Sempre amigo dos portugueses!!!

Bem haja, dos geólogos lusos.

1.5.6. DESARROLLO DE LA HIDROGEOLOGÍA EN EL PERÚ Y CONTRIBUCIÓN DEL DR. EMILIO CUSTODIO

Fluquer PEÑA LAUREANO*,**

(*) INGEMMET – Instituto Geológico Minero y Metalúrgico. Av. Canadá 1470, San Borja. Lima 41. Perú. fpena@ingemmet.gob.pe
(**) Sociedad Geológica del Perú. Sección Especializada de Hidrogeología. Av. 28 de Julio 745. Miraflores. Perú

RESUMEN

La primera parte del artículo, describe de manera sucinta el desarrollo de la hidrogeología en el Perú, los cambios y avances que se fueron dando a través del tiempo, la aparición y consolidación de instituciones públicas y privadas, que vieron en el agua subterránea el desarrollo de una ciencia importante y necesaria. En una segunda parte, se detalla el vínculo y la influencia que tuvo el Dr. Emilio Custodio para el desarrollo de la hidrogeología en el Perú. Su presencia en el XV Congreso Peruano de Geología, donde su participación fue bastante activa, impartiendo conferencias, charlas magistrales, un curso avanzado de dos días y visitas de asesoría a las principales instituciones que gestionan e investigan las aguas subterráneas en el Perú.

LA HIDROGEOLOGÍA EN EL PERÚ

La hidrología subterránea en el Perú, comenzó en el año 1957, con un grupo reducido de investigadores. Con el apoyo de la U.S. Geological Survey se realizan los primeros estudios hidrogeológicos, en la parte central y norte de la costa peruana, determinando las principales características de los materiales detríticos en los valles y acuíferos costeros (Lima, Chiclayo y Chancay). En 1961, el ex Ministerio de Fomento y Obras Públicas, creo la Comisión de Aguas Subterráneas, contando con el apoyo de la cooperación francesa. Durante los años 1962-1966, se desarrollaron programas de prospección hidrogeológica en acuíferos porosos no consolidados a los largo de la costa peruana. Este trabajo puso en evidencia dos grandes reservorios, el acuífero de las pampas de Villacurí interconectado con el valle de Ica (Región Ica) y el acuífero la Yarada, ubicado en la cuenca del río Caplina, que corresponde a la Región Tacna.

A partir de 1965, el Ministerio de Agricultura creó la Sub-Dirección de Aguas Subterráneas, la cual desarrolló numerosos estudios de prospección y exploración hidrogeológica en valles de la costa, conociéndose así, las características hidrogeológicas de los acuíferos de Piura, Trujillo, Zorritos (Tumbes), en la Región Lima, los valles de Chillón,

Rímac y Lurín. Uno de los productos principales de estos estudios fue la Carta Hidrogeológica de la Gran Lima, elaborada a escala 1:50.000 y publicada en el año 1971, la cual, fue elaborada con el apoyo técnico de la Universidad de Estrasburgo de Francia. Posteriormente, la Sub-Dirección de Aguas Subterraneas, pasa a ser la Dirección General de Aguas y Suelos del Ministerio de Agricultura (DGAS), la cual realiza muchos proyectos de infraestructura hidráulica utilizando las aguas subterráneas y aguas superficiales en forma conjunta. Estos trabajos se desarrollan en gran parte de la costa, sierra y selva del territorio peruano.

El 27 de noviembre de 1992, por Decreto Ley N° 25902, se crea el Instituto Nacional de Recursos Naturales (INRENA), adscrito al Ministerio de Agricultura, el cual descentraliza las funciones de gestión e investigación en aguas subterráneas, a través de las Intendencias de Recursos Hídricos. El INRENA, entre los años 1997 y 2004, ha realizado estudios detallados en 33 valles (32 en la vertiente del Pacífico y uno en el Atlántico), logrando determinar reservas totales (10.222,27 MMC), almacenadas en 8 acuíferos detríticos. El INRENA, también logra ubicar sectores favorables para la perforación de nuevos pozos profundos (691 pozos), elabora cartas hidrogeológicas de 6 valles, actualiza la información sobre las fuentes de agua subterránea (32.531 pozos y 360 surgencias y/o manantiales), determina la masa total de agua explotada en 33 acuíferos (1.267,05 MMC) y finalmente, establece la calidad de las aguas subterráneas para riego y uso poblacional.

El 13 de marzo del 2008, con el Decreto Legislativo N° 997, se crea La Autoridad Nacional del Agua (ANA), que se convierte en el ente rector y la máxima autoridad técnico-normativa del Sistema Nacional de Gestión de los Recursos Hídricos. El ANA absorbe las intendencias de recursos hídricos (ex INRENA) y, continúa con los estudios hidrogeológicos en los valles de la costa peruana. Actualmente, el ANA se viene implementando con la visión de cuenca hidrográfica, ha creado 14 Autoridades Administrativas del Agua (AAA), con jurisdicción en las Autoridades Locales del Agua (ALA), que viene a ser cada una de las cuencas hidrográficas que tiene el país en sus tres regiones.

Paralelamente, en las últimas dos décadas, numerosas instituciones del estado, ONGs, universidades y empresas privadas (minería, agricultura de exportación, industria, empresas consultoras, etc.), han desarrollado trabajos de prospección, exploración y explotación de aguas subterráneas. Las técnicas geofísicas, hidroquímicas, la teledetección, los modelos matemáticos, los trazadores, las perforaciones diamantinas, ha pasado ser parte de la metodología habitual en los estudios hidrogeológicos.

Durante el desarrollo de las distintas etapas de la hidrogeología en el Perú, siempre existió una guía, un libro didáctico y completo que respondía a todas las consultas que se presentaban en los trabajos, “Hidrología Subterránea” tomos I y II, escrita en el año 1965, por el Dr. Emilio Custodio y el Dr. Ramón Llamas.

Actualmente, y a pesar de los últimos avances científicos, tecnológicos y en la explotación de las aguas subterráneas, el libro y los numerosos artículos publicados por el Dr. Emilio Custodio, continúan siendo los grandes referentes de consulta que utiliza la mayoría de los hidrogeólogos del Perú y América Latina.

CONTRIBUCIÓN DEL DR. EMILIO CUSTODIO A LA PROMOCIÓN DEL ESTUDIO Y LA INVESTIGACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

En el Perú, 8 universidades cuentan con la carrera profesional de Geología o Ingeniería Geológica, 2 en Lima y 6 en provincias. La curricula educativa de estas universidades contempla un curso general de hidrogeología. Generalmente, los geólogos que egresan de la universidad buscan especialización en universidades del extranjero, siendo la Universidad Politécnica de Cataluña (UPC) y la Fundación Centro Internacional de Hidrogeología Subterránea (FCIHS), las que más hidrogeólogos peruanos ha formado (15). Sin embargo, debemos mencionar que en carreras profesionales como Ingeniería Civil, Ingeniería Agrícola e Ingeniería Ambiental, se imparte la asignatura de Aguas Subterraneas. Además, en la Universidad Agraria La Molina, desde la década de los 70, del pasado siglo, se dicta una maestría y un doctorado en recursos hídricos, los cuales tiene como una de las materias principales las "Aguas Subterraneas".

Sin lugar a dudas, durante la etapa universitaria, los referentes académicos más importantes, son los libros de Hidrología Aplicada (Pulido, 1978); Prospección y Exploración de Aguas Subterraneas (Castany, 1975) y, el más importante, Hidrología Subterránea, Tomo I y II (Custodio & Llamas, 1996), los que además de ser libros de aprendizaje universitario, también son libros de permanente consulta.

En el Instituto Geológico Minero y Metalúrgico del Perú (INGEMMET), en el año 2002 se dio inicio al Programa Nacional de Hidrogeología, gracias al convenio firmado entre el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) y el INGEMMET, el cual fue firmado por el Director General del IGME, Dr. Emilio Custodio y el Presidente del Concejo Directivo del INGEMMET, Ing. Rómulo Mucho. El convenio incluye la realización del primer mapa hidrogeológico del Perú, a escala 1:2.000.000, el cual fue elaborado por profesionales de ambas instituciones, Vicente Fabregat por parte del IGME y numerosos geólogos por parte del INGEMMET, quienes recientemente han publicado la carta geológica 1:100.000. En el año 2004, se obtuvo la primera versión de Mapa Hidrogeológico del Perú a escala 1:2.000.000 (Figura 1), con las siguientes características:

- Se consideraron las propiedades hidráulicas de las formaciones geológicas, en función de su estado actual: consolidados, no consolidados, tipo de porosidad, litología, ubicación y presión hidrostática del agua contenida.
- La reclasificación del mapa geológico, atribuyendo a los diferentes códigos de este mapa, una nomenclatura de carácter hidrogeológico, aprovechando el conocimiento de campo de las diferentes formaciones geológicas.
- La preparación de una tabla con códigos, descripción, color de leyenda hidrogeológica y trama hidrogeológica atribuida.
- En este mapa, se ha incluido una leyenda hidrogeológica de acuerdo con la propuesta de tramas litológicos y la lista de simbología que propone la Asociación Internacional de Hidrogeólogos (AIH).

Sin lugar a dudas, el Mapa Hidrogeológico del Perú, fue el comienzo para el desarrollo de numerosos estudios hidrogeológicos en el INGEMMET, contribuyendo con ello a la generación del conocimiento y al desarrollo de una investigación más detallada de las aguas subterráneas. A partir del año 2006, se consolida el Programa Nacional de Hidrogeología, de manera sostenida, con la realización constante de estudios hidrogeológicos que llevan como

componente principal los mapas hidrogeológicos a escala 1:100.000 y, tomando como unidad de análisis la cuenca hidrográfica delimitada por la Autoridad Nacional del Agua. En el año 2011, se han estudiado 12 cuencas hidrográficas, todas en la vertiente del Océano Pacifico.

Los estudios hidrogeológicos en cuencas, se desarrollan considerando las características litológicas y estructurales de las formaciones geológicas (unidades permeables e impermeables), los puntos de surgencia de aguas subterráneas, el cálculo de parámetros hidrogeológicos (porosidad, permeabilidad, transmisibidad, etc.), la hidroquímica de las aguas, el análisis de vulnerabilidad de acuíferos, etc., cuyo objetivo es encontrar sistemas de acuíferos regionales y locales que sean el primer paso para realizar investigaciones más detalladas, que solucionen los problemas de gestión y abastecimiento de agua para consumo humano y riego en el Perú.

VÍNCULO DEL DR. EMILIO CUSTODIO CON EL DESARROLLO DE LA HIDROGEOLOGÍA EN PERÚ

La mayoría de profesionales peruanos, con especialidad en hidrogeología, se formaron en el Curso Internacional de Hidrología Subterránea (curso de postgrado más completo y referente de la profesión en habla hispana) de la Universidad Politécnica de Cataluña y la Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea (FCIHS), recuerdan con agrado y especial admiración las enseñanzas, consejos, asesorías y forma de trabajo del Dr. Emilio Custodio.

En el año 2004, con el apoyo de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos y la gran influencia del Dr. Emilio Custodio, se desarrolló en el Perú, el primer y hasta ahora el único Congreso Peruano de Hidrogeología, con asistencia y participación de las universidades, centro de Investigación, empresas consultoras, organismos no gubernamentales, instituciones públicas y privadas del país y el extranjero.

Del 27 de setiembre al 01 de octubre del 2010, se desarrolló el XV Congreso Peruano de Geología, por primera vez fuera de la ciudad de Lima. Esta vez la descentralización llegó a la ciudad del Cusco, ciudad con 400.000 habitantes y conocida por la cercanía a una de las 8 maravillas del mundo “Machu Picchu”. El día viernes 01 de octubre del 2010, se desarrolló el Simposio Temático ST3 “Aguas Subterráneas: recursos y su manejo”. La mesa de conducción estuvo a cargo del Ing. Fluquer Peña (INGEMMET) y del Dr. Emilio Custodio (UPC). Durante el desarrollo del simposio, se presentaron 12 artículos, de los cuales 9 fueron sesiones orales y 3 posters. Las sesiones orales se desarrollaron en la Sala Saqsayhuaman (con capacidad para 100 personas), donde la conferencia “*Nuevos datos sobre la intrusión marina en el acuífero del delta del Llobregat, Barcelona, España”* presentada por el Dr. Emilio Custodio, fue la más relevante y novedosa para los asistentes peruanos y sudamericanos. Asimismo El Dr. Custodio, finalizo el simposio temático con la conferencia magistral “*Relación de los humedales con las aguas subterráneas*”, la cual se llevó a cabo en el auditorio principal, salón Ollantaytambo (con capacidad para 400 personas).

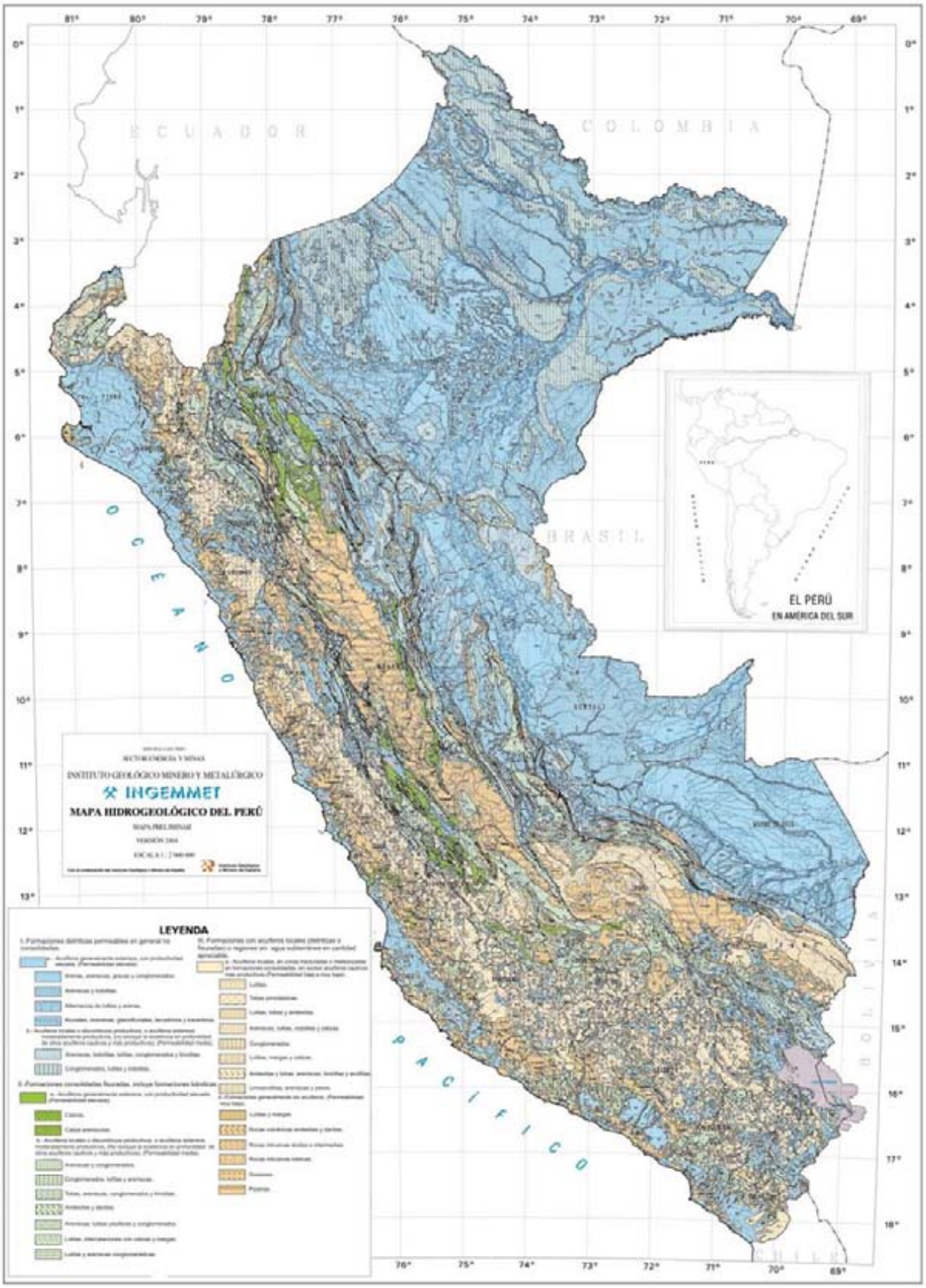


Figura 1. Mapa Hidrogeológico del Perú, elaborado por el INGEMMET, con la participación del IGME.

Durante los días 4 y 5 de octubre del 2010, el Dr. Custodio dicto el curso "*Introducción a la hidrogeoquímica e isotopía ambiental orientada al conocimiento y evaluación de aguas subterráneas"* contando con la participación de números representantes de empresas públicas y privadas del Perú y Sudamérica. El curso fue considerado, como el de más alto nivel dictado en el Perú. Motivo por el cual, el Dr. Emilio Custodio fue invitado a realizar visitas técnicas y de asesoría en las instalaciones de la Autoridad Nacional del Agua (ANA) y SEDAPAL (empresa que abastece de agua potable a Lima y Callao), donde compartió experiencias y recomendaciones para mejorar la gestión de los recursos hídricos en el Perú.

Las numerosas actividades de carácter técnico y educativo que desarrolló el Dr. Emilio Custodio durante su permeancia en el Perú, han sido reconocidas por los hidrogeólogos y autoridades. El Dr. Custodio recibió dos distinciones importantes: El primero fue otorgado por la Sociedad Geológica del Perú, de manos del presidente de la sección Especializada de Hidrogeología MSc. Ing. Fluquer Peña (Fotografía N° 1) por su gran contribución durante el XV Congreso Peruano de Geología, el segundo por la Municipalidad Provincial de Cusco, por su distinción como visitante ilustre, de manos del Dr. Mario Martorell (Fotografía N° 2). Esta distinción es conocida, por que solo se concede a los personajes de categoría mundial, nacional o extranjera que se distinguen por su trayectoria en la generación del conocimiento al servicio de la humanidad y que visitan la ciudad de Cusco en misión oficial.

El Dr. Emilio Custodio fue invitado como conferencista al XV Congreso Peruano de Geología, donde difundió los últimos avances en materia de gestión y exploración aguas subterráneas. Esta fue una ocasión propicia para consolidar el desarrollo de la hermandad entre el pueblo español y peruano, a través del intercambio, cooperación e integración de ambos países preocupados por la investigación, difusión y cuidado de las ciencias de la tierra.

REFERENCIAS

Autoridad Nacional del Agua (2010). *Ley de Recursos Hídricos y su Reglamento*, Ley 29338. Lima, Perú. 37 p.

Castany, G. (1975) - Prospección y explotación de las aguas subterráneas. Barcelona: Omega, 738 p.

Custodio, E. & Llamas, M. (1996) - Hidrología subterránea. 2a. ed. Barcelona: Omega, 2 t.

INRENA (2004). *Las aguas subterráneas en el Perú.* Lima. 65 p.

Instituto Geológico Minero y Metalúrgico (2004). *Mapa Hidrogeológico del Perú.* Lima; INGEMMET.1 mapa.
Ministerio de Agricultura (1969). *Ley General de Aguas*, decreto ley 17752. Lima, Perú.

Pulido, J. (1978) - Hidrogeología práctica. Bilbao: URMO, 314 p.

Foto N°1. Dr. Emilio Custodio recibiendo el reconocimiento de parte de la Sociedad Geológica del Perú, entregado por el Ing. Fluquer Peña en XV Congreso Peruano de Geología. Cusco Perú.

Foto N° 2. Dr. Emilio Custodio recibiendo la condecoración de visitante ilustre de la ciudad del Cusco, de manos del Dr. Mario Martorell representante del Municipio de Cusco – Perú.

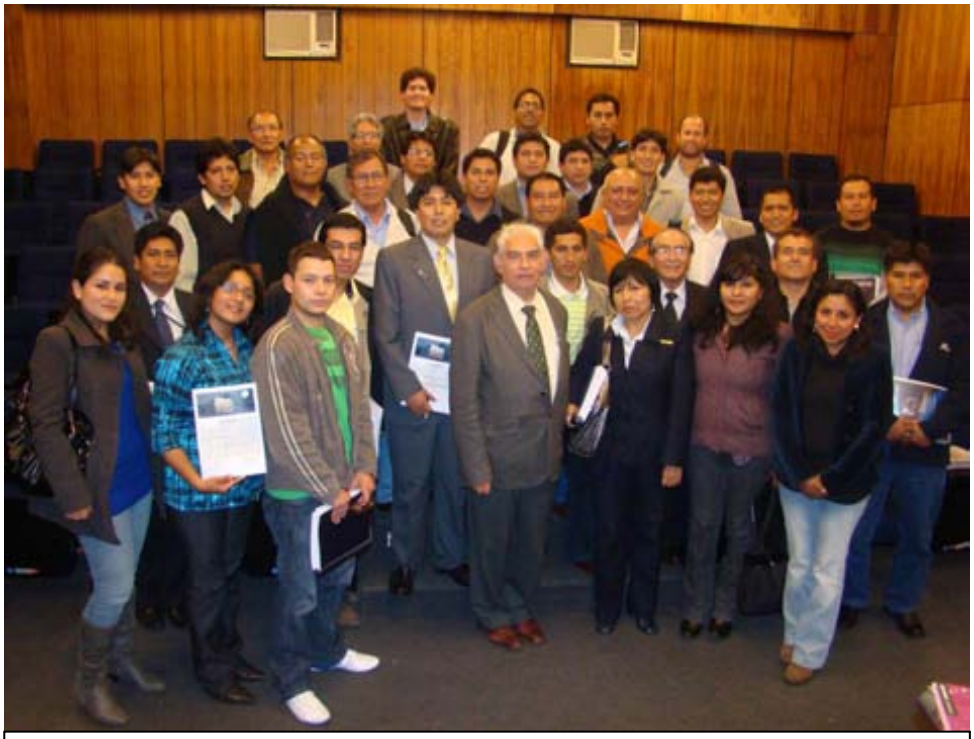


Foto N°3. Dr. Emilio Custodio y los asistentes al curso "Introducción a la Hidrogeoquímica e Isotopía Ambiental Orientada al Conocimiento y Evaluación de Aguas Subterráneas, desarrollado en octubre del 2010.

1.5.7. EMILIO CUSTODIO: 45 AÑOS DE CURSO INTERNACIONAL DE HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

Xavier SÁNCHEZ-VILA*, Salvador JORDANA*, Roser ESCUDER*, Josep FRAILE*, Fidel RIBERA* y Enric VÁZQUEZ-SUÑÉ*

(*) Miembros de la actual Comisión Docente del CIHS. gerencia@fcihs.org

El Curso Internacional de Hidrología Subterránea tiene una deuda contraída y de difícil amortización con el profesor Emilio Custodio. Conviene remontarnos a los años 60 del siglo XX para poder enmarcar desde un punto de vista histórico la visión de la hidrología en nuestro país, absolutamente sesgada por razones históricas hacia las aguas superficiales. La disponibilidad de recursos en un país que se puede clasificar como semiárido, unida a la creciente demanda producida por el desarrollo agrícola, industrial y humano, hizo plantearse una visión más integrada del ciclo del agua, uno de cuyos componentes son las aguas subterráneas. Pronto se vio que la formación de profesionales en el campo de la hidrogeología era escasa, e incluso nula en los currícula de los ingenieros, muchos de los cuales terminaban siendo finalmente los gestores del agua. Así, en 1967, un grupo de personas encabezado por el profesor M. Ramón Llamas, y entre los que se encontraba el profesor Emilio Custodio fundó el Curso Internacional de Hidrología Subterránea (CIHS).

Es conocida la frase “lo difícil no es llegar, sino mantenerse”. Toda actividad humana se sostiene si y sólo si se ve permanentemente impulsada. El Curso arrancó con mucho brío, pero su mantenimiento ha venido muy condicionado a la labor de un conjunto de personas que han invertido desinteresadamente su tiempo. Y aquí es donde emerge la figura del profesor Emilio Custodio. En concreto, y durante las 45 ediciones ininterrumpidas del Curso, Emilio Custodio ha llevado a cabo distintos papeles. En diferentes etapas ha sido Profesor, Miembro de la Comisión Docente, Director y Miembro del Comité de Dirección del CIHS. En la actualidad es el Presidente del Consejo Asesor de la Fundación CIHS. Su presencia ha garantizado el rigor docente y ha contribuido a mantener el apoyo de los diversos organismos (patrones y patrocinadores) cuyas contribuciones económicas permiten el mantenimiento del Curso.

Un aspecto muy singular de la contribución del profesor Emilio Custodio al Curso y que merece una consideración especial es el manual de Hidrología Subterránea. Se trata de una obra comprehensiva, que supera las 2400 páginas en dos volúmenes y que nació para cubrir el hueco existente de un libro que ayudara a formar a los futuros hidrogeólogos. El manual se nutrió de las aportaciones de un número importante de personas, pero todos ellos coinciden en otorgar a Emilio Custodio un papel preponderante en la gestión y la edición del libro, incluyendo una notable cantidad de material nuevo o de reescritura para darle un aspecto homogéneo al texto. Las horas realmente dedicadas a conseguir incluir la gran mayoría del

conocimiento existente en la época con un grado científico y un detalle se consideraría impensable en la actualidad. El libro resultante fue publicado en 1976 por Editorial Omega y reeditado en 1983, y ha sido y sigue siendo el libro de referencia para los estudiantes de muchas ediciones del Curso y, en general para todas las generaciones posteriores de hidrogeólogos, particularmente del mundo hispanohablante.

El temario del Curso, así como la Comisión Docente, responsable del mismo se ha ido renovando paulatinamente a lo largo del tiempo. En los últimos años se ha producido un cambio generacional. La nueva Comisión Docente ha actualizado el Curso en aspectos relativos a contenidos y metodología docente, incluyendo aspectos que han ido adquiriendo interés en los diversos campos de la hidrogeología, pero esta actualización se ha hecho siempre manteniendo el espíritu con el que se creó el CIHS.

Con estas líneas la actual Comisión Docente del CIHS quiere reconocer públicamente la extraordinaria labor realizada en los 45 años de existencia del Curso por el profesor Emilio Custodio. Él debe ser un ejemplo para nosotros y para las personas que tomen el relevo del Curso en el futuro.

1.5.8. EL PAPEL DE EMILIO CUSTODIO EN LA AIH-GRUPO ESPAÑOL

Fermín VILLARROYA GIL*

(*) Departamento de Geodinámica. Facultad de Ciencias Geológicas. Universidad Complutense de Madrid. José Antonio Novais, 2. 28040 Madrid. ferminv@geo.ucm.es

RESUMEN

Emilio Custodio ha desempeñado una labor muy notable como motivador de la participación de la comunidad hidrogeológica en asociaciones y simposios. El papel desarrollado por Emilio, siempre ha sido el de fomentar la unión entre los profesionales, así como impulsar encuentros donde participar y poner en común los avances de la hidrogeología en nuestro país. Y todo ello huyendo de pequeñas o grandes endogamias relacionadas con la titulación de los profesionales o su adscripción a una u otra de las principales asociaciones existentes en España. Este breve artículo recoge la contribución de Emilio en este apartado. Finalmente se recogen algunos rasgos que reflejan la personalidad de Emilio.

Palabras clave: *Emilio Custodio, Grupo Español de la AIH*

EMILIO Y EL GRUPO ESPAÑOL DE LA AIH

La vinculación de Emilio con la AIH se inició en 1975. Desde entonces su participación en eventos organizados por la Asociación fue progresivamente en aumento. En otro apartado de este libro se trata de su labor en la AIH a nivel mundial, pero me gustaría destacar, brevemente, que perteneció al *Council Member* en tres mandatos (1980-1984, 1996-2000 y 2004-2009) además de ejercer como presidente entre el año 2000 y 2004, simultáneamente a su cargo como Director General del IGME.

La relación de Emilio con el Grupo Español de la AIH (GE-AIH) se remonta al inicio o formación del Grupo, pues formó parte de la Comisión Gestora entre 1980 y 1984. A partir de esa fecha se fueron sucediendo las diversas Juntas Directivas. Durante la gestión efectuada por la Junta Directiva entre los años 1988 a 1991, que el autor de estas letras tuvo el honor de presidir, se observó un notable incremento tanto de los asociados como de los eventos organizados (mesas redondas, jornadas, conferencias, simposios…). Siempre se contaba con el apoyo de Emilio, bien por sus sugerencias, bien por su participación directa como ponente, bien por la autoría de trabajos presentados.

Posteriormente, durante los años 1994 a 1998 fue el Presidente del Grupo Español de la AIH. Quiero destacar que Emilio siempre se ha caracterizado por tener un carácter integrador

participando e involucrándose al máximo en cuantos eventos se han organizado en nuestro país tanto por el GE-AIH, como de la AEHS (Asociación Española de Hidrología Subterránea), como del Grupo Español de la Asamblea de Geodesia y Geofísica, en las cuales siempre ha desempeñado un papel muy activo. Por ejemplo, desde su fundación en 1976 hasta 1987 fue miembro de la Junta Directiva de la AEHS y, entre 1984 y 1987, presidente de la misma.

En el año 1991 tuvo lugar el XXIII Congreso Internacional de la AIH dedicado a la "Sobrexplotación de acuíferos" y se celebró en España en Puerto de La Cruz (Tenerife). El autor de estas líneas era entonces el Presidente del GE-AIH y del Comité Organizador. Tengo que reconocer que Emilio nos dedicó mucho tiempo para allanar gestiones, siempre laboriosas dada la distancia desde la península donde estaba la sede del Grupo español. Sus sugerencias, recomendaciones y gestiones, dado su gran conocimiento de las islas y de sus instituciones políticas y administrativas, resultaron muy valiosas para llevar a buen término aquél Congreso de grato recuerdo y que hasta la fecha ha sido uno de los principales que la AIH ha organizado en España. Ejemplos de su aportación al Congreso es Custodio (1991), Cabrera *et al*, (1991).

Otras intervenciones destacadas de Emilio se dieron en Zaragoza en 1988 con motivo de las Jornadas sobre la Aplicación de la Ley de Aguas en la gestión de las aguas subterráneas (Custodio, 1988) y al año siguiente en Almería en el Congreso Nacional dedicado a la Sobreexplotación de acuíferos organizado conjuntamente por el GE-AIH y la AEHS y que fue el embrión del Congreso Internacional de la AIH para tratar ese mismo tema, celebrado dos años después en las Islas Canarias (Custodio, 1989; Custodio *et al*, 1989).

El papel que el Grupo Español ha desempeñado en la hidrogeología en España fue analizado en un artículo conjunto elaborado por Emilio, Ramón Llamas y el autor de estas líneas en 1998 (Custodio *et al*, 1998). El GE-AIH ha contribuido notablemente a que las aguas subterráneas hayan sido tenidas más en cuenta en los procesos de planificación mediante el fomento de una mayor atención por parte de los gestores y responsables de los recursos hídricos de nuestro país. Igualmente ha contribuido a un mayor y mejor conocimiento de temas tan importantes como la sobreexplotación de acuíferos, calidad y contaminación de las aguas subterráneas, análisis de la recarga a los acuíferos, etc.

Particularmente vamos a analizar la colaboración de Emilio con el Grupo Español de la AIH en dos tramos: 1980-1984 y 1984-1988. El primero corresponde a la Comisión Gestora y el segundo al término durante el cual fue presidente del GE-AIH.

Período 1980-1984: Comisión Gestora del GE-AIH

Sin lugar a dudas la puesta en sociedad del GE-AIH tuvo lugar a auspicios principalmente de Emilio en el año 1981 con motivo de las Jornadas sobre "Análisis y evolución de la contaminación de aguas subterráneas en España". En el ámbito de esas jornadas organizadas en la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales con la participación del Curso Internacional de Hidrología Subterránea, se convocó una asamblea informativa y constituyente para iniciar la andadura del Grupo español. En estas jornadas Emilio desplegó una inmensa tarea organizativa y de presentación de trabajos científicos (Custodio, 1981).

Período 1994-1998: Presidente del GE-AIH

El tiempo en el que Emilio estuvo como presidente del Grupo se caracterizó por una ingente tarea de organización y convocatoria de reuniones científicas entre las que destacan las siguientes:

- Las Aguas Subterráneas en la Ley de Aguas Española: un Decenio de Experiencia. Organizada en Murcia en 1995.
- Las Aguas Subterráneas en las cuencas del Ebro, Júcar e Internas de Cataluña y su papel en la planificación hidrológica. Organizada en Lérida en 1996.
- La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica. Organizada en Las Palmas de G.C en 1997.
- Las aguas subterráneas en la planificación hidrológica en las Islas Canarias. Organizada en Canarias en 1997.
- La contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente. Organizada en Valencia 1998

En todas estas reuniones Emilio presentó varios trabajos científicos y mantuvo una gran implicación en la responsabilidad de la organización.

El congreso organizado en la Universidad de Alcalá en 1994 dedicado al "Análisis de la contaminación de las aguas subterráneas", sirvió como marco para el cambio de Junta Directiva y en donde el autor de estas líneas pasó el testigo de Presidente del GE-AIH, a Emilio. Algunas de las aportaciones de Emilio fueron Guimerá y Custodio, (1994); Domínguez y Custodio, (1994).

En el Congreso de Murcia, antes nombrado, aparecen las siguientes contribuciones: Custodio, (1995,a,b.c); Custodio *et al*, (1995).

En la reunión de Lérida sobre los planes hidrológicos, se registran las siguientes aportaciones: Custodio, *et al*, (1996); Custodio, (1996, a,b).

En las jornadas dedicadas a la recarga, celebrada en las Islas Canarias, se registran los siguientes artículos: Custodio, *et al* (1997); Custodio (1997,a,b,c), Iglesias, *et al*, (1997).

Igualmente, en el mismo año y en Canarias en las jornadas dedicadas a la planificación hidrológica aparecen las citas: Cabrera, *et al*, (1997); Custodio, (1997); Custodio y Skupien (1997).

Finalmente, en Valencia en la reunión dedicada a la contaminación de las aguas subterráneas nos encontramos con los siguientes trabajos: Custodio, (1998) y Cabrera y Custodio, (1998).

Todavía en 1998 se celebraron otras jornadas organizadas por la GE-AIH dedicada al estudio de la medición de las extracciones de las aguas subterráneas.

Después de este amplio "botón de muestra" no es de extrañar que la prolífica labor de Emilio se eleve a más 515 las publicaciones aparecidas hasta ahora (marzo de 2011), lo que

supone una media de casi una contribución al mes durante 45 años seguidos.

ALGUNOS RASGOS DE LA PERSONALIDAD DE EMILIO

Han pasado muchos años desde que conocí a Emilio cuando participé como alumno en la VIIIª edición del Curso Internacional de Hidrología Subterránea (1974). Ya por entonces tenía una fama muy acreditada de hidrogeólogo. A los alumnos, nos parecía un sabio y nos causaba gran respeto su figura y ahora caigo en la cuenta que tan sólo contaba Emilio, por aquél entonces, 35 años.

La seriedad y exigencia que emanaba de su presencia no era incompatible con momentos de confidencias, especialmente en las salidas de campo. Y es aquí donde quisiera destacar un primer rasgo: su infatigable dedicación al trabajo. En algunas de salidas del Curso traía consigo un paquete con exámenes que iba corrigiendo durante el trayecto. Sólo lo interrumpía para, con el micrófono dar explicaciones (largas y profundas) sobre el contenido de las paradas o rasgos geográficos e históricos sobre el terreno que atravesábamos. En muchos de estos viajes de prácticas, al llegar de nuevo al punto de partida (la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales, por aquéllos años), mientras nos despedíamos para ir a nuestras casas, él pasaba a dar clases de "Tecnología Nuclear", creo recordar. Abundando en lo mismo, me contaba nuestro querido Andreu Galofré, que durante algunas noches en que Andreu se desvelaba por cualquier motivo y se asomaba al patio (ambos vivían en el mismo edificio), allí veía, bien entrada la madrugada, la luz del cuarto donde trabajaba Emilio… y de allí surgió ese texto tan importante para los hidrogeólogos de España y de Latino América de donde hemos "bebido" tantos: "Hidrología subterránea" de la Editorial Omega.

He nombrado a Andreu y me viene el recuerdo de profesores que he tenido y que nos han dejado en plena madurez como; Dolores Peláez, Alfons Bayó, Andreu Galofré todos ellos muy queridos y muy respetados por Emilio en su labor profesional. A este respecto tengo que mencionar que me causó una honda impresión cuando leí el texto "In memoriam", que aparece en el libro de homenaje a Alfons y que escribió Emilio con una hondura que me conmovió y donde deja relucir, y es esta otra característica que quisiera destacar, sus creencias trascendentes y cristianas de la vida.

Un rasgo que enseguida destaca de la personalidad de Emilio es su desapego a los temas económicos a la hora de percibir las justas retribuciones en compensación por el trabajo efectuado. Me relataba de nuevo Andreu (que compartió un viaje a Brasil con Emilio), en donde Emilio le planteaba ciertos escrúpulos y dudas sobre la cantidad que debería percibir a cambio de su trabajo. Andreu ante la cifra insinuada por Emilio le comentaba que había resuelto el trabajo rápida y eficazmente, había dedicado largas jornadas de campo y trabajo en la oficina y en el hotel, y que eso cualquier profesional honesto estaría pidiendo el doble o triple de la cifras que Emilio, con dudas, le planteaba a Andreu.

Una vida tan dilatada en experiencias profesionales como la de Emilio, tiene sin duda multitud de referencias que han ido marcando el transcurrir diario. Sin embargo, quiero percibir tres ámbitos que son de especial querencia para Emilio: en primer lugar Cataluña como lugar de origen y de fragua hidrogeológica de Emilio (¿no deberíamos empezar a denominar al Delta del Llobregat como el "Delta de Custodio"?). El gobierno de la Generalitat de Catalunya reconoció esta vinculación y su importante contribución científica y tecnológica otorgándole el premio Narcis Monturiol, en 1996. En segundo lugar Canarias,

patria de su esposa Olga y donde ha llevado una ininterrumpida labor investigadora, y en donde Emilio sirvió como alférez para cumplimentar el periodo del servicio militar obligatorio. Ya en 1978, fruto de la experiencia obtenida merced a numerosos trabajos hidrológicos en todas las islas, si bien con mayor énfasis en la de Gran Canaria, publicó el libro "Geohidrología de terrenos e islas volcánicas" editado por el CEDEX (Custodio, 1978). En la misma línea de trabajo referente a terrenos volcánicos cabe destacar otras contribuciones notables (Heras y Custodio 1974, Falkland y Custodio 1991). Por último, Latinoamérica. En mis viajes profesionales a países latinos por mi anterior cargo de presidente de la AIH-GE o por otros motivos profesionales, he constatado, la gran admiración y respeto que concita la labor de Emilio. Muchos alumnos del Curso Internacional de Hidrología Subterránea han ocupado y ocupan cargos relevantes sobre gestión del agua en sus respectivos países. El libro de "Custodio y Llamas" como así lo llamamos coloquialmente, ha supuesto en numerosas ocasiones, el buen fundamento en la implementación de estudios, obras y proyectos en países de habla castellana. Una muestra de reconocimiento a esta labor fue el otorgamiento en 1995 del doctorado "*honoris causa*" por la universidad de Tucumán (Argentina). Entre otras distinciones, en 2008 fue galardonado con la mención de "Hidrogeólogo Ilustre de América Latina" por la AHLSD (Asociación Latino Americana de Hidrología Subterránea para el Desarrollo).

Una característica que como profesor de Universidad he apreciado cada vez más con los años, es la coherencia ó garantía que ofrece un investigador. Esta es una distinción o categoría que no es cuestión de un día o fruto de un golpe de suerte, si no que se trata de "el goteo diario" (nunca mejor que en esta ocasión) fruto de una labor hacendosa, rigurosa y no oportunista. Cuando cae en nuestras manos algún estudio hidrogeológico podemos sospechar acerca de la objetividad u osadía de algunos datos, o apartados; pues bien, en los trabajos de Emilio y en general en toda su obra, la presunción es justo la contraria: podemos utilizar los datos y afirmaciones con total garantía de honestidad y pulcritud. Esto desgraciadamente no siempre ocurre en este mundo vertiginoso donde el criterio de "publicar ó perecer" prevalece por encima de la calidad y el rigor científico.

Un rasgo "muy de Emilio" es su puntualidad a la hora de cumplir plazos de entregas de los trabajos y artículos (los "malditos *dead-lines*"). En cuantos eventos he organizado, a veces incluso invitando a Emilio con escaso plazo, siempre el texto de Emilio ha sido el primero en llegar al comité organizador de turno. Esto me lleva a destacar otro rasgo de su personalidad como lo es la humildad. Nunca se dio importancia, aunque supongo que no desconocía (o lo disimulaba) la distinción que los demás le asignábamos. Su presencia en congresos y asambleas supone siempre la animación en los debates, pues casi siempre, cualquiera que fuera el tema, había trabajado, y leído algo sobre lo que se estaba tratando. ¿Quién no recuerda las sesiones matinales de los congresos tras la fiesta de la cena de gala del evento correspondiente? Al día siguiente, a la hora en punto y con la sala casi vacía, allí estaba Emilio, humildemente, en primera fila y con la comunicación previamente leída, subrayada y con anotaciones y preguntas preparadas: ¿de dónde sacas el tiempo, Emilio?

Por encima de todo Emilio es un investigador y docente universitario dotado de una envidiable capacidad de trabajo. A lo largo de su vida profesional ha ocupado cargos que suponen una alta dedicación como fueron el de Presidente de la AIH, y el de Director General del IGME y en algún tramo ambos de forma simultánea. Pues bien, no fueron obstáculo para que trabajos de investigación, tesis doctorales y artículos fueran apareciendo como habitualmente venía ocurriendo, como se puede cotejar consultando su *curriculum vitae.* Lo

mismo cabe decir con respecto a su larga enfermedad extendida a lo largo de 2007 y 2008, que le obligaba a largas sesiones de tratamiento en el hospital y que sin embargo apenas repercutió en su producción científica.

El agua tiene un carácter multifacético y en un país como España ha sido objeto de polémicas y disputas. También en este sentido, Emilio no ha eludido la responsabilidad social haciendo crítica en cada caso e independientemente del color del político de turno. Se ha implicado en críticas, siempre constructivas, tanto en su expresión escrita como verbal, ante la Ley de Aguas de 1985, la reforma de la Ley de aguas de 1999, los anteproyectos del PHN de 1993 y del, finalmente aprobado, PHN de 2001. Como una muestra del estilo constructivo de Emilio a la hora de mostrar una discrepancia y/o crítica puede servir una carta dirigida al Director del "El País" (Custodio, 1993) relativa a unas opiniones vertidas sobre el PHN. En numerosas ocasiones ha sido consultado Emilio por la administración estatal y autonómica, para dar su opinión... ¡y la opinión de Emilio siempre ha tenido un fundamento muy sólido¡

La hidrogeología de España siempre estará en deuda con Emilio, a pesar de que ya en vida esté teniendo el reconocimiento, cercanía y cariño de muchos de los que componemos la comunidad hidrogeológica. Sin duda Emilio es un caso "fuera de serie" y esto a los que apenas sobrevivimos en este culto mundo de la Academia y la Universidad nos puede servir de consuelo: personas como él "compiten fuera de categoría" y nos pueden servir, de hecho nos está sirviendo, como un punto de referencia como una tensión hacia lo que constituye un excelente jalón de referencia en nuestra profesión.

Hace ya 37 años que realicé el Curso Internacional de Hidrología Subterránea. El año que viene se cursará su 46ª edición. Considero un privilegio haber sido testigo de todo el bien que a la comunidad hidrogeológica, sobre todo del ámbito de la lengua de Cervantes, ha hecho este curso en donde Emilio ha contribuido de forma tan elocuente (y aquí es preciso mencionar a Ramón Llamas como Director y co-fundador del Curso). De igual forma el haber sido contemporáneo de Emilio y testigo de su trayectoria, siquiera en la distancia, es una oportunidad que me dio la vida y que con los años sabré apreciar cada vez más. Si en los distintos ámbitos de la Ciencia hay personas que destacan claramente tanto por su prestigio en el campo profesional como en el académico y que concita el reconocimiento general de la comunidad profesional, éste sería el caso de Emilio y la Hidrogeología.

REFERENCIAS

Falkland, A. y Custodio, E. (1991) *Guide on the hydrology of small islands*. Studies and reports in Hydrology, 49 París ISBN 1-435. UNESCO 92.3-102753-0.

Cabrera, M.C., Núñez, J.A. y Custodio, E. (1991) *Hydrogeology of Telde area* (Gran Canaria, Canary Islands, Spain). Aquifer Over–exploitation. Intern. Assoc. Hydrogeologists. 1: 507–510.

Cabrera, M.C., Custodio, E., Roque, F. (1997) *Las aguas subterráneas en la planificación hidrológica en las Islas Canarias*. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupos Español.1–266. ISBN: 84–920529–3–7.

Cabrera, M.C. y E. Custodio (1998) La contaminación por retornos de riego en la zona de Telde (Gran Canaria). La Contaminación de las Aguas Subterráneas: Un Problema Pendiente. Asoc. Hidrogeólogos–Grupo Español / Instituto Tecnológico GeoMinero de España. Madrid: 81–88. ISBN: 84.7840.346.7.

Custodio, E. (1978) *Geohidrologia de terrenos volcánicos* 1-303. Publ 128 CEDEX. ISBN 84-500-2891-1

Custodio, E. (Editor) (1981) Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España.1–1055: (2 Vols). Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona. Dep. Leg. B–18763–1982.

Custodio, E. (1988) *La intrusión marina y los perímetros de protección en la nueva Ley de Aguas.* Actas de las Jornadas sobre la Aplicación de la Ley de Aguas en la Gestión de las Aguas Subterráneas. Asociación Internacional de Hidrogeólogos: Grupo Español. I: 11–37.

Custodio, E. (1989) *Consideraciones sobre la sobreexplotación de acuíferos en España*. La Sobreexplotación de Acuíferos. AIH (Grupo Español) – AEHS: 43–64.

Custodio, E. (1991) Characterization of aquifer over–exploitation: comments on hydrogeological and hydrochemical aspects: the situation in Spain. Aquifer Over–exploitation Intern. Assoc. Hydrogeologists. 1: 3–19.

Custodio, E. (1993) Comentarios al artículo "El plan hidrológico nacional y las aguas subterráneas por Miguel Arenillas Parra, Revista de Obras Públicas, mayo 1993". *Rev. de Obras Públicas*, Madrid, 3326 (140) Nov. 1993: 101–104.

Custodio, E. (1994) *Endurecimiento del agua del Valle Bajo del Llobregat por cambios en los procesos de recarga.* Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas. Alcalá de Henares. Asociación Internacional de Hidrogeólogos: Grupo Español. II: 123–140. ISBN: 84–604–8.

Custodio, E. (1995,a) *La gestión de los acuíferos costeros como fuente de un recurso importante y estratégico: encaje en la Ley de Aguas y perspectivas: punto de vista del usuario.* Las Aguas Subterráneas en la Ley de Aguas Española: un Decenio de Experiencia. Asoc. Intern. Hidrogeólogos–Grupo Español. Ponencias, Tomo I: 219–252. ISBN: 84.920529.0.2.Reprod. en Ibérica, 76(384), marzo 1996: 114–120. ISSN: 0211–0776.

Custodio, E. (1995,b) *Las aguas subterráneas en la Ley de Aguas española: un decenio de experiencia: preámbulo.* Asociación Internacional de Hidrogeólogos: Grupo Español. Murcia 1995. Tomo I:v–viii. ISBN: 84.920529.0.2.

Custodio, E. (1995,c) Consideraciones generales sobre la gestión y administración del agua subterránea en España a los 10 años de la promulgación de la Ley de Aguas. Las Aguas Subterráneas en la Ley de Aguas española: un decenio de experiencia. Asociación Internacional de Hidrogeólogos: Grupo Español. Murcia 1995. Tomo II:247–254. ISBN: 84.920529.0.2.

Custodio, E. (1996,a) Papel, utilización y gestión de los acuíferos litorales españoles entre el Cap de Creus i Alacant (Alicante).Las aguas subterráneas en las Cuencas del Ebro, Júcar e Internas de Cataluña y su Papel en la Planificación Hidrológica. Asoc. Intern. Hidrogeólogos–Grupo Español. Barcelona: 177–184. ISBN: 84–920529–3–7.

Custodio, E. (1996,b) A modo de conclusiones: las aguas subterráneas en las cuencas del Ebro, Júcar e Internas de Cataluña y su papel en la Planificación Hidrológica. Asoc. Intern. Hidrogeólogos–Grupo Español. Barcelona. 489–491. ISBN: 84–920529–3–7.

Custodio, E. (1997,a) *Recarga a los acuíferos: aspectos generales sobre el proceso, la evaluación y la incertidumbre. E*valuación de la Recarga a los Acuíferos en la Planificación Hidrológica. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español – Instituto Tecnológico Geominero de España: 19–39; ISBN: 84–7840–292–6.Reproducido en: Boletín Geológico y Minero: 109 (4–1998): 329–346. ISSN: 0366.0176.

Custodio, E. (1997,b) *Evaluación de la recarga por la lluvia mediante métodos ambientales químicos, isotópicos y térmicos.* La Evaluación de la Recarga a los Acuíferos en la Planificación Hidrológica. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español – Instituto Tecnológico Geominero de España: 83–109. ISBN: 84–7840–292–6.

Custodio, E. (1997,c) *Salinidad de la recarga: problemática, evaluación y efectos diferidos*. La Evaluación de la Recarga a los Acuíferos en la Planificación Hidrológica. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español – Instituto Tecnológico Geominero de España: 181–208. ISBN: 84–7840–292–6.

Custodio, E. (1997) Recarga de acuíferos e hidrogeología canaria: dos contextos en relación. Las Aguas Subterráneas en la Planificó Hidrológica en las Islas Canarias. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español: 225–228. ISBN: 84–920529–3–7.

Custodio, E. (1998) Prólogo. La Contaminación de las Aguas Subterráneas: Un Problema Pendiente. Asoc. Intern. Hidrogeólogos–Grupo Español / Instituto Tecnológico GeoMinero de España. Madrid: 3–5. ISBN: 84.7840.346.7.

Custodio, E., Samper, J., Valverde, N y Zurbano, M.F.) (Editores) (1995) *Las Aguas Subterráneas en la Ley de Aguas Española: un Decenio de Experiencia*. Asociación Internacional de Hidrogeólogos, Grupo Español. Tomo 1: 1–384; Tomo 2: 1–280. ISBN: 84.9205.

Custodio, E., Pascual, J.M., Valverde, M y Zurbano, M.F.) (Editores) (1996) *Las Aguas Subterráneas en las cuencas del Ebro, Júcar e Internas de Cataluña y su papel en la planificación hidrológica.* AGE-AIH1–503. ISBN: 84–920529–3–7.

Custodio, E., Glorioso, L., Manzano, M y Skupien, E. (1989) *Evolución y alternativas de un acuífero sobreexplotado: el delta del Llobregat.* La Sobreexplotación de Acuíferos. AIH (Grupo Español) – AEHS: 207–227.

Custodio, E., Llamas, M.R., Samper, J. (1997) *La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica*. Asociación Internacional de Hidrogeólogos, Grupo Español–Instituto Tecnológico Geominero de España1–455. ISBN: 84–7840–292–6.

Custodio, E.; M.R. Llamas y Villarroya, F. (1998) The role of the Spanish Committee of the International Association of Hydrogeologists in the management and protection of Spain's groundwater resources. *Hydrogeology Journa*l (1998): 15–23. ISSN: 1431.2174.

Domínguez, P., Custodio, E. (1994*) Aplicación de técnicas de isótopos ambientales estables del agua como apoyo al estudio de los acuíferos del Sector Noreste del Campo de Dalías (Almería), afectados por intrusión marina.* Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España. Alcalá de Henares. Asociación Internacional de Hidrogeólogos: Grupo Español. I: 73–89. ISBN: 84–604–8930–2.

Guimerà, J., Custodio, E. (1994). Experiencias de salinización de acuíferos: consideraciones generales deducidas de la situación en España. Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas. Alcalá de Henares. Asociación Internacional de Hidrogeólogos: Grupo Español. II: 79–109. ISBN: 84–604–8930–2.

Heras, R y Custodio E. (1974) *Actas del Simposio Internacional sobre hidrología de terrenos e islas volcánicas.* Arrecife de Lanzarote. 1-1520 CEDEX-Gobierno de Canarias.

Iglesias, M., Lambán, J., Cardoso, G. y Custodio, E. (1997) El balance de cloruros como indicador de la recarga: ejemplos recientes. La Evaluación de la Recarga a los Acuíferos en la Planificación Hidrológica. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español – Instituto Tecnológico Geominero de España: 357–366. ISBN: 84–7840–292–6.

Samper, J. y Custodio, E. (1997) Consideraciones finales [sobre la evaluación de la recarga a los acuíferos].La Evaluación de la Recarga a los Acuíferos en la Planificación Hidrológica. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español – Instituto Tecnológico Geominero de España: 453–455. ISBN: 84–7840–292–6.

1.6. EL PERFIL HUMANO Y PROFESIONAL DEL PROFESOR EMILIO CUSTODIO: RESUMEN Y CONCLUSIONES

Luis Javier LAMBÁN*

(*) Vicepresidente AIH-GE. Instituto Geológico y Minero de España. Oficina de Proyectos de Zaragoza. Manuel Lasala, 44, 9º B. 50006 Zaragoza. javier.lamban@igme.es

Esta misma mañana, a pesar de no estar previamente contemplado y de la imperiosa urgencia de tener que enviar todos los textos a la imprenta, releyendo las contribuciones de todas las personas que han intervenido en esta primera parte, he sentido la necesidad y me he permitido la licencia de tratar de sintetizar algunas cosas y decir también algunas palabras sobre el Profesor Emilio Custodio.

Todas las personas que hayan leído esta primera parte del libro, habrán podido comprobar cómo independientemente del perfil, cargo, institución, edad e incluso idioma en el que se expresan los distintos autores, hay una serie de palabras que se repiten continuamente: dedicación, ilusión, admiración, compromiso, esfuerzo, trabajo, inteligencia, reconocimiento, agradecimiento… Palabras que lamentablemente y aún mas en estos tiempos que corren no suelen utilizarse frecuentemente para referirse a casi ninguno de nuestros "referentes" actuales. Conviene tener en cuenta, además, que los autores que han intervenido en esta primera parte tan sólo son una pequeña representación de otra muchas personas que seguro comparten la misma opinión sobre el perfil humano y profesional del Profesor Emilio Custodio, quien como bien se dice en líneas anteriores, constituye un modelo y un referente para muchos de nosotros.

Es bien conocido el reconocimiento internacional que tiene Emilio en muchos otros países y especialmente en Latinoamérica. Cuando he tenido la oportunidad de recorrer países como Argentina disfrutando de sus paisajes y de sus gentes, relacionándome con los hidrogeólogos de allí he comprendido perfectamente la veneración y el respeto que sienten todos ellos ante la figura de Emilio Custodio.

Releyendo estas líneas también se ha puesto de manifiesto la predisposición de Emilio a apoyar, sugerir ideas y participar activamente en todos los eventos relacionados con las aguas subterráneas. En este sentido me gustaría destacar que Emilio sigue actuando igual a día de hoy. Sirva como ejemplo este mismo "Congreso Ibérico sobre las aguas subterráneas: desafíos de la gestión para el siglo XXI", en el marco del cual hemos intentado realizarle el homenaje que sin duda merece. Desde el mismo momento en el que se inició la organización de este congreso y especialmente durante la fase inicial del mismo, su participación ha sido esencial, tanto en la selección de los temas a tratar como en la elección de los ponentes. Además, va a contribuir muy activamente tanto impartiendo la "conferencia inaugural" del

congreso como mediante la presentación de un buen número de comunicaciones. Y como siempre, tal y como se recordaba también previamente, Emilio ha sido de nuevo el primero en enviar sus contribuciones.

Finalmente, permítanme el atrevimiento de en nombre de todos los que hemos tenido la suerte de poder colaborar en este tan merecido homenaje (autores, revisores, coordinadores y editores) así como de otros muchos compañeros y amigos que seguro hubiesen querido poder colaborar mas activamente, volver a agradecer a Emilio, una vez más, que sea como es y haber tenido la suerte de conocerlo personalmente y aprender tanto de él, deseando que podamos seguir contando con su presencia y sus enseñanzas durante muchos años.

SEGUNDA PARTE

EL PERFIL CIENTÍFICO DEL PROFESOR EMILIO CUSTODIO

ÍNDICE

2.1. HIDROGEOLOGÍA DE FORMACIONES E ISLAS VOLCÁNICAS

2.1.1. HYDROGEOLOGY OF THE HAWAIIAN ISLANDS

Stephen B. GINGERICH* and Delwyn S. OKI*

(*) U.S. Geological Survey Pacific Islands Water Science Center. 677 Ala Moana Blvd. #415. Honolulu, Hawaii, USA 96813. sbginger@usgs.gov ; dsoki@usgs.gov

ABSTRACT

Volcanic-rock aquifers are the most extensive and productive aquifers in the Hawaiian Islands. These aquifers contain different types of groundwater systems depending on the geologic setting in which they occur. The most common groundwater systems include coastal freshwater-lens systems in the dike-free flanks of the volcanoes and dike-impounded systems within the dike-intruded areas of the volcanoes. In some areas, a thick (hundreds of meters) freshwater lens may develop because of the presence of a coastal confining unit, or caprock, that impedes the discharge of groundwater from the volcanic-rock aquifer, or because the permeability of the volcanic rocks forming the aquifer is low. In other areas with low groundwater-recharge rates and that lack a caprock, the freshwater lens may be thin or brackish water may exist immediately below the water table. Dike-impounded groundwater systems commonly have high water levels (hundreds of meters above sea level) and contribute to the base flow of streams where the water table intersects the stream. Recent numerical modeling studies have enhanced the conceptual understanding of groundwater systems in the Hawaiian Islands.

Keywords: *Hawaii, Island hydrology, Volcanic aquifer*

INTRODUCTION

The Hawaiian Islands are the exposed parts of the Hawaiian Ridge, which is a large volcanic mountain range on the sea floor. Most of the Hawaiian Ridge is below sea level. The State of Hawaii consists of a group of 132 islands, reefs, and shoals that extend for more than 2,400 kilometers from southeast to northwest across the central Pacific Ocean between about 155 and 179 degrees west longitude and about 19 to 28 degrees north latitude. The main inhabited islands are at the southeastern end of the group (Figure 1); not all the small islands, reefs, and shoals included in the State are shown.

The Hawaiian Islands are geologically youngest in the southeast and oldest in the northwest. This report discusses only the eight largest islands near the southeastern end of the group; these eight main islands account for practically all of the 16,640-square-kilometer land area of the State. The total resident population in 2009 was 1,295,178, of which about 70

percent were on the Island of Oahu. Honolulu, which is on Oahu, is the largest and most developed city and had a population of 374,701 in 2009 (State of Hawaii, 2011). In addition to the resident population, a visitor population of about 150,000 has typically been present at any given time since the 1990s. Many of these visitors stay in Honolulu.

The Island of Hawaii is the largest island of the State (Figure 1) and has the highest altitude at 4,205 meters. Maui is 3,055 meters above sea level in its eastern part and 1,764 meters above sea level in its western part; a broad lowland area separates the two parts. Kahoolawe is the smallest of the eight major islands and is only about 450 meters above sea level in its eastern, highest part. Lanai is about 1,026 meters above sea level in its highest part, but much of the island is less than 300 meters above sea level. Molokai is mountainous in its eastern half, where it rises to 1,514 meters above sea level, but most of the island is less than 300 meters above sea level. Oahu has a mountainous ridge along its eastern side and another mountainous area along the western side, where it rises to 1,220 meters above sea level; however, most of Oahu is less than 300 meters above sea level. Kauai is about 1,600 meters above sea level in its central part, but from the base of the mountains shoreward, large areas of the island are less than 300 meters above sea level in the southern, eastern, and northern parts. Niihau is mostly less than 300 meters above sea level, except for a narrow ridge about 390 meters above sea level along its northeastern side. The topography of each island has a profound effect on development and climate.

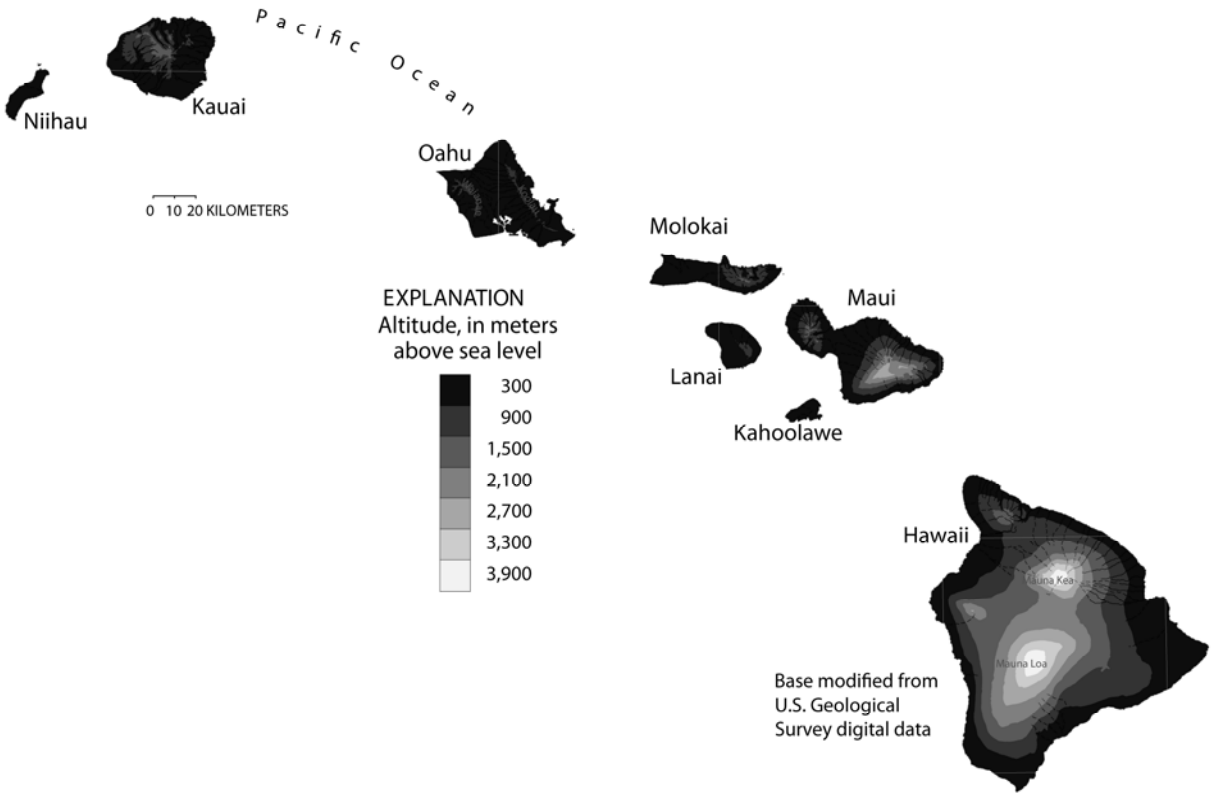


Figure 1. Topography of the main Hawaiian Islands.

CLIMATIC EFFECTS

The Hawaiian Islands are near the northern margin of the tropics, and because of the

prevailing northeast tradewinds and the buffering effect of the surrounding ocean, air temperature at a given location in Hawaii is generally equable. Air temperature can vary greatly from one location to another in Hawaii. The air temperature in the eight-island group can range from about 35 degrees Celsius at sea level to below freezing at the top of some peaks on the Island of Hawaii. In the geologic past, these peaks have been glaciated.

Northeasterly tradewinds are present about 85 to 95 percent of the time during the summer months (May through September), and 50 to 80 percent of the time during the winter months (October through April) (Sanderson, 1998). The tradewinds are occasionally interrupted by large-scale storm systems that pass near the islands. The southwestern parts of some islands receive most of their rainfall from these severe storms, which produce a relatively uniform spatial distribution of precipitation. In general, the northeastern, or windward sides of the islands are wettest (Figure 2). This pattern is controlled by the orographic lifting of moisture-laden northeasterly tradewinds along the windward slopes of the islands. Maximum rainfall occurs between altitudes of 600 and 1,800 meters above sea level, but exact amounts vary depending on the form, location, and topography of each island (Giambelluca *et al.*, 1986). Above 1,800 meters, precipitation decreases and the highest altitudes are semiarid. High mountain areas are dry because the upslope flow of moist air is prevented from penetrating above altitudes of about 1,800 to 2,400 meters by a temperature inversion. Areas that are leeward (southwest) of mountain barriers are generally dry because air is desiccated during its ascent over an upwind orographic barrier. This is known as the rain-shadow effect. Two rainfall seasons are typical–a wet season during the winter months from October through April and a dry season during the summer months from May through September. An exception is the western side of the Island of Hawaii, where summer months are wettest because of a thermally driven sea breeze.

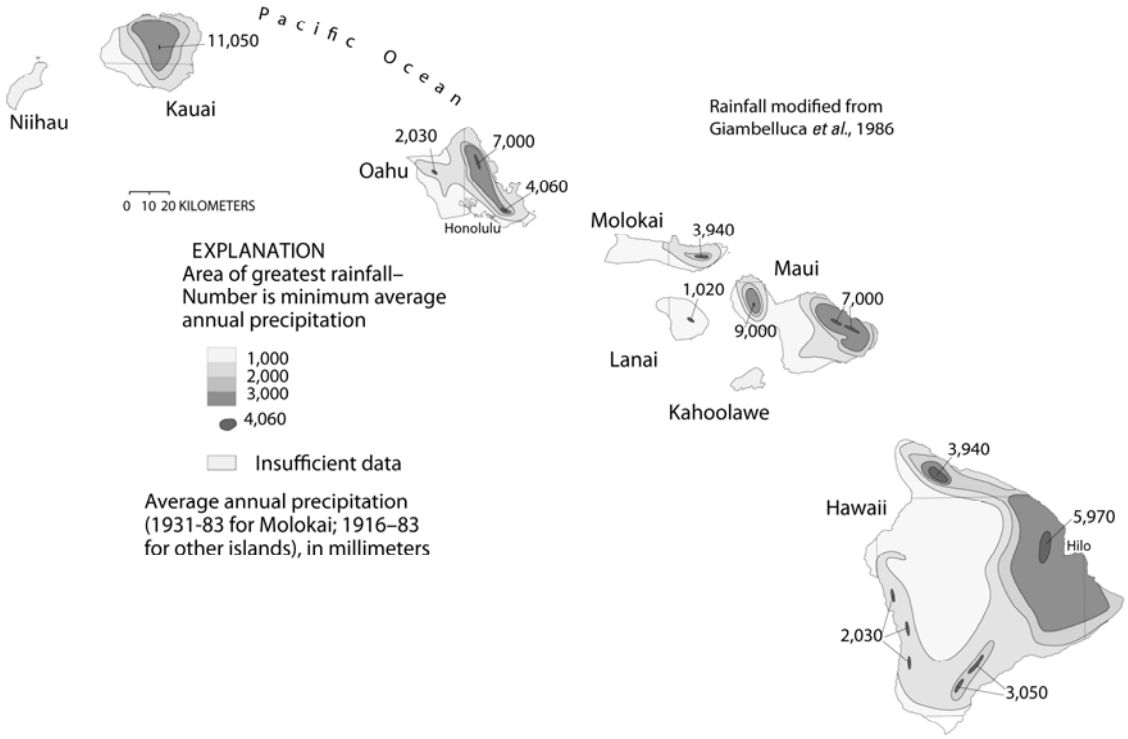


Figure 2. Rainfall distribution of the main Hawaiian Islands

Recharge is directly related to rainfall, topography, soil type, and land use and ranges from less than 100 to more than 5,000 millimeters per year. Recharge typically averages about 10 to 50 percent of the average annual precipitation. Recharge may be greater than average where precipitation is high and falls on permeable land surfaces; recharge may be less than average where precipitation is low, land surfaces are poorly permeable, or evapotranspiration is high.

GEOLOGY

A long chain of volcanoes known as the Hawaiian Ridge extends northwestward across the central Pacific Ocean. The volcanoes are youngest in the southeast and become progressively older to the northwest. The volcanoes of the Hawaiian Ridge have formed as a plate of the Earth's crust beneath the Pacific Ocean moves northward and westward relative to an area of anomalously high temperature, called a hot spot, in the Earth's mantle. As a volcano moves northwestward away from the hot spot, eruptions become less frequent, and a new volcano begins to form above the hot spot. Many of the younger volcanoes have grown above sea level, forming islands. As islands age, they erode and subside, eventually becoming atolls and then seamounts.

Some of the eight major Hawaiian Islands, such as Kahoolawe, are composed of a single volcano, whereas Hawaii is formed by five volcanoes (Stearns, 1946). Some of the older volcanoes have not erupted for millions of years, but as many as eight of the younger volcanoes may have erupted in the last 10,000 years. Historic eruptions have been recorded on five volcanoes: East Maui Volcano--on the Island of Maui; Hualalai, Mauna Loa, and Kilauea--on the Island of Hawaii; and Loihi--a submarine volcano currently (2011) forming to the southeast of Hawaii. Kilauea also is currently erupting. The volcanoes are called shield volcanoes because they are shaped like broad, flattened domes.

The evolution of Hawaiian volcanoes generally progresses through four distinct stages-preshield, shield, postshield, and rejuvenated (Langenheim & Clague, 1987). However, not all Hawaiian volcanoes have a postshield stage or a rejuvenated stage. The preshield stage is the earliest, submarine phase of activity, and is known primarily from studies of Loihi. Lava from the preshield stage consists predominantly of alkalic basalt (basalt that is low in silica and high in sodium and potassium). Lava from the principal stage of volcano building, called the shield stage, consists of fluid tholeiitic basalts (silica-saturated basalt) that characteristically form thin flows. This basalt forms during submarine, as well as subaerial, eruptions. A large central caldera, or craterlike depression, can form during the preshield or shield stages and might later be partly or completely filled during subsequent eruptions. Thousands of flows erupt from the central caldera and from two or three rift zones that radiate out from the caldera. Intrusive dikes fed by rising magma extend down the rift zones and may erupt if they reach the surface. The shield stage is the most voluminous phase of eruptive activity during which 95 to 98 percent of the volcano is formed. The postshield stage is marked by a change in lava chemistry and character. Postshield-stage lava includes alkalic basalt, and more viscous hawaiite, ankaramite, mugearite, and trachyte. Lava from the postshield stage may erupt from locations outside of the rift zones formed during the shield stage. Postshield-stage lava forms a veneer atop the shield-stage basalt. Eruptions of more viscous lava generally are explosive and may produce pyroclastic material (ash, cinder, spatter, and larger blocks), as well as thick, massive lava flows. After a period of quiescence, lava such as alkalic basalt,

nephelinite, and basanite, might issue from isolated vents on the volcano during the rejuvenated stage. Pyroclastic material can be deposited during all of the subaerial stages of eruption.

Clastic sedimentary deposits, which primarily are alluvium derived from erosion of the volcanic rocks, have accumulated on the flanks of the islands. In some places, the clastic sediments are interbedded with coralline limestone that formed as reef deposits in shallow marine waters.

AREAL DISTRIBUTION OF AQUIFERS

The rocks of the Hawaiian Islands can be grouped into two general hydrogeologic categories. The principal aquifers occur in volcanic rocks ranging in age from Miocene to Holocene. Less-important aquifers occur in Quaternary-age sedimentary deposits of alluvium, coralline limestone, and cemented beach or dune sand. Volcanic-rock aquifers are found throughout the eight major islands and are locally overlain by sedimentary deposits.

Volcanic-rock aquifers are by far the most extensive and productive aquifers in the Hawaiian Islands (Takasaki, 1978). These aquifers are formed by layered sequences of permeable basalt. Less-productive volcanic-rock aquifers are formed by sequences of less-permeable, thick-bedded basalt. The basalt found in some areas, such as much of Kahoolawe, Niihau, and the western third of Molokai, may be permeable, but yields little potable water mainly because these areas receive little recharge.

Consolidated sedimentary deposits are found mostly in the coastal areas. The limestone is highly permeable in many places and usually yields brackish water or saltwater because of good hydraulic connection with the ocean and because of low recharge to the limestone. The brackish water is used for cooling and industrial purposes, particularly in southern Oahu. In addition, treated wastewater is injected into the limestone where it contains brackish water or saltwater. Coralline limestone overlies much of the isthmus area of Maui, but these rocks are not a significant source of potable water.

The unconsolidated sedimentary deposits consist of alluvium, beach and dune sand, and lagoonal mud and clayey sand. In some places, these deposits are interbedded with consolidated rocks. Sedimentary deposits, as well as weathered volcanic rocks are important to the groundwater hydrology of the islands in some areas. The combination of weathered volcanic rocks and overlying sedimentary material forms a low-permeability material called caprock in areas overlying high-permeability volcanic rocks. The caprock confines water in the volcanic rocks so that, in places such as the coastal plain of Oahu, freshwater exists in the volcanic rocks beneath brackish water or saltwater in the caprock.

The climate of the Hawaiian Islands has a profound effect on weathering processes that affect the hydraulic properties of sedimentary deposits and volcanic rocks (especially ash and tuff). The permeability of the sediments and volcanic rocks can be greatly reduced by chemical weathering. During the weathering process, original pore spaces are closed by swelling of mineral particles as chemical changes cause the deposits and rocks to disintegrate. Weathering processes consist chiefly of oxidation, hydration, and carbonation (reaction with carbon dioxide) of various minerals in the rocks.

GROUNDWATER OCCURRENCE AND MOVEMENT

Certain geologic and hydrologic characteristics of the Hawaiian Islands favor the occurrence and retention of freshwater. The larger islands have extremely productive freshwater aquifers. However, the geologic and hydrologic characteristics of the aquifers vary widely. The modes of emplacement of the volcanic rocks and sedimentary deposits and the subsequent weathering processes to which they have been subjected have resulted in a wide range of the hydraulic properties that control the storage and flow of water. Sedimentary deposits and some types of volcanic rocks (chiefly pyroclastic material) that typically are considered to be productive aquifers in continental areas are commonly confining units or relatively poor aquifers in the Hawaiian Islands. Basalt with thick lava-flow units, weathered ash and tuff beds, and unconsolidated coastal-plain and valley-fill sedimentary deposits generally are of low permeability, and impede the seaward and lateral movement of freshwater (defined in this chapter as water that contains less than 1,000 milligrams per liter dissolved solids).

The largest bodies of fresh groundwater float on saltwater within the aquifers. This occurrence is known as a freshwater lens because of the lenticular shape of such bodies of water (figure 3A). In most field situations, the lower limit of the freshwater is not a sharp boundary because mixing creates a zone of transition that separates freshwater from the saltwater body. The transition zone contains brackish water (water that contains between 1,000 and 35,000 milligrams per liter dissolved solids) and can be quite thick (several tens to more than 1,000 meters depending on the extent of mixing.

On a small island that receives little precipitation or is made up of rocks that are highly permeable, the water level is just above sea level and the thickness of freshwater below sea level may be very thin. In some places where freshwater is significantly mixed with saltwater, brackish water may exist immediately below the water table. Where an aquifer receives more rainfall or is less permeable, the freshwater lens is thicker. The regional movement of fresh groundwater is from interior areas toward the ocean, and the water discharges diffusely to the ocean or at springs near sea level.

In some coastal areas, such as southern Oahu, highly permeable volcanic-rock aquifers are overlain by a confining unit, called caprock, that consists of unconsolidated and consolidated sediments and weathered volcanic rock. The low overall permeability of the caprock impedes groundwater discharge to the ocean and results in a freshwater wedge inland that is thicker than it would be in the absence of the caprock. In places with a caprock, inland groundwater levels are at higher altitudes and the freshwater lens is significantly thicker than in comparable places without a caprock.

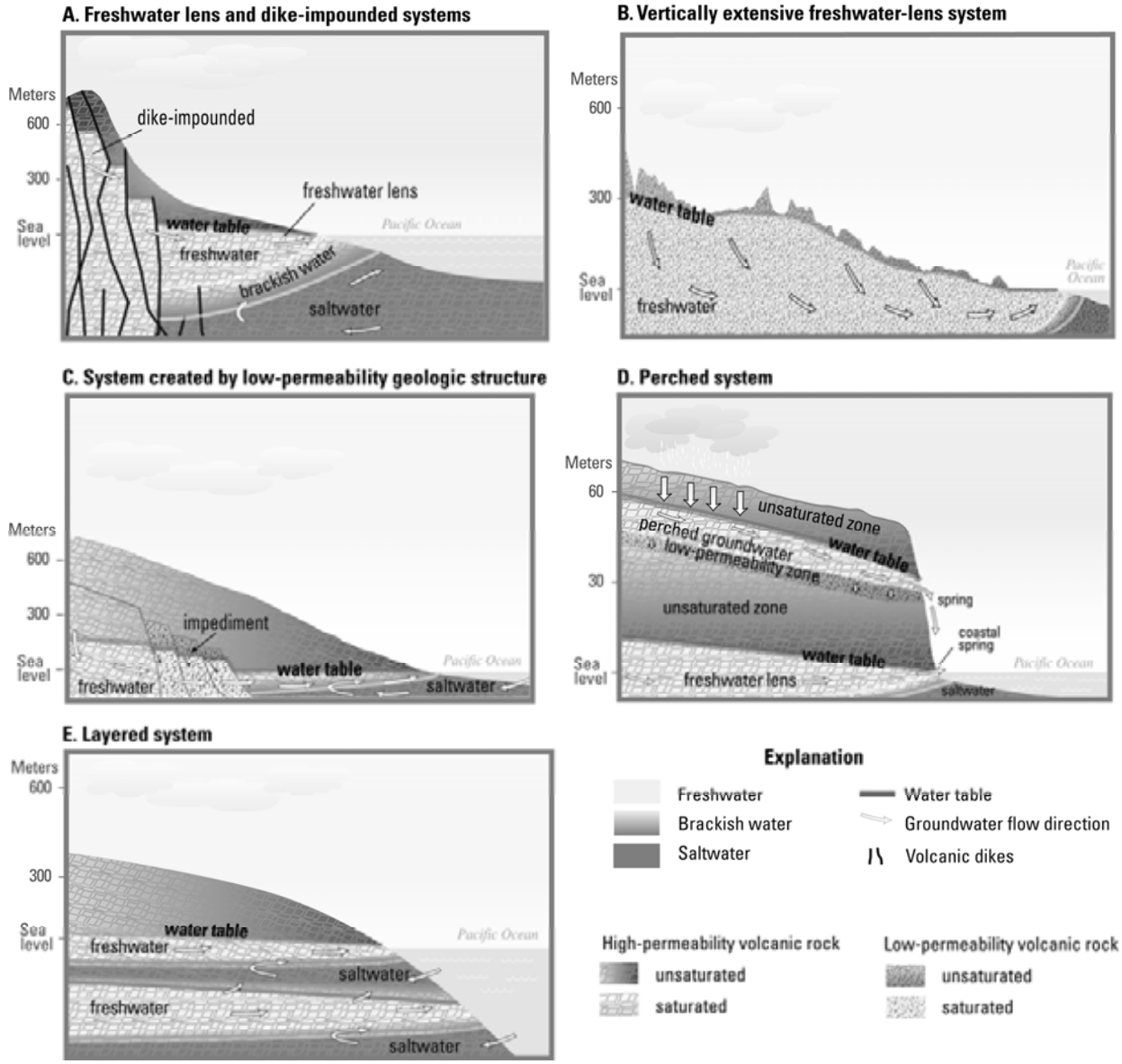


Figure 3. Hawaii's groundwater systems.

For a given recharge rate, freshwater hydraulic heads will be lower in high-permeability rocks than in low-permeability rocks. In the most permeable volcanic rocks, the water table is generally no more than a few tens of meters above sea level, indicative of a freshwater lens. In low-permeability volcanic rocks, groundwater flow is impeded to a greater extent, and higher water levels result. Water levels in these rocks are commonly greater than several tens of meters above sea level, and the rocks are fully saturated below the water table.

In some low-permeability volcanic-rock aquifers, such as in eastern Kauai or northeast Maui (Figure 3B), a vertically extensive freshwater-lens system develops with freshwater standing several hundreds of meters above sea level (Izuka & Gingerich, 1998; Gingerich, 1998). In such vertically extensive freshwater-lens systems, substantial vertical, freshwater hydraulic-head gradients exist in the aquifer. Much of the fresh groundwater in a vertically extensive freshwater-lens system discharges directly to stream valleys above sea level where the ground surface intersects the water table.

Dike-impounded water is an important source of low-salinity water on some of the islands. Sub-vertical dike systems tend to compartmentalize areas of permeable volcanic rocks, chiefly in the rift zones or caldera of a volcano (Figure 3A). The dikes and rocks they intrude are known in Hawaii as dike complexes. Dikes impound water to great heights, as much as 1,000 meters above sea level on the Islands of Maui and Hawaii and as much as 500 meters above sea level on Oahu (Takasaki & Mink, 1985). The depth to which freshwater extends below sea level within a dike complex is not known. Where dikes have been eroded or fractured, springs might issue from openings in the dikes. Shafts in dike complexes are particularly important sources of freshwater on the eastern side of Oahu, where much of the island's precipitation falls over the dike complex.

In some areas, a low-permeability geologic structure of unknown origin separates a high-permeability aquifer with water levels high above sea level from a freshwater-lens system, slowing the flow of water between them (Figure 3C). One example is on the west side of the Island of Hawaii, which has an aquifer of relatively unweathered flows of layered basalt with hydraulic conductivities higher than 350 m/d (Oki *et al.*, 1999). A buried low-permeability impediment oriented nearly parallel to the coast appears to slow the movement of groundwater toward the ocean, so that the elevation of the water table is less than 3 meters on the ocean side and nearly 100 meters on the inland side of the impediment. Other examples of areas with high groundwater levels resulting from a structure of uncertain origin are the central plateau of Oahu (Hunt, 1996) and the northern part of the Island of Hawaii.

Perched water can occur in areas where low-permeability rocks impede the downward movement of groundwater sufficiently to allow a saturated water body to develop over unsaturated rocks (Figure 3D). These low-permeability rocks include massive, thick-bedded lava flows (for example in the northeastern part of Maui [Gingerich, 1999]) and extensive soil and weathered ash layers. Some perched water bodies supply usable quantities of water to wells.

Recent deep exploratory drilling on the Island of Hawaii indicates that freshwater-lens systems may be layered in some settings, particularly where one volcano overlaps another (Thomas *et al.*, 1996). Freshwater layers separated by a saltwater layer may occur where a confining unit exists near the contact between two volcanoes (Figure 3E). The confining unit may be formed by buried soil or weathered volcanic rock or ash. The upper freshwater lens receives recharge from rain falling on the surface overlying the lens and possibly from an upgradient groundwater system. The deeper freshwater lenses receive recharge from rain falling at higher elevations.

The occurrence of groundwater in the volcanic-rock aquifers of Oahu is summarized in Figure 4. A freshwater lens underlies much of Oahu. Well A, which is nearest the coast, produces saltwater from below the transition zone, and well B produces brackish water from the transition zone. Well C is the inland-most well and produces freshwater. Horizontal shaft D (sometimes called a Maui shaft) has been dug into the volcanic rocks along and just below the water table and produces large volumes of freshwater by skimming water from near the top of the freshwater lens. Shafts E and F (sometimes called Lanai shafts) are dug horizontally into one or more of the dike-bounded compartments. Location G indicates a perched water body containing minor amounts of water. Fresh groundwater generally moves from topographically high areas towards the ocean. Fresh groundwater flow is predominantly

downward in the inland areas, upward in the coastal areas, and horizontal in between. Groundwater from the dike compartments recharges downgradient freshwater lenses. A saltwater circulation system exists beneath the freshwater lens. Saltwater flows landward in the deeper parts of the aquifer, rises, then mixes with fresher water and discharges to the ocean.

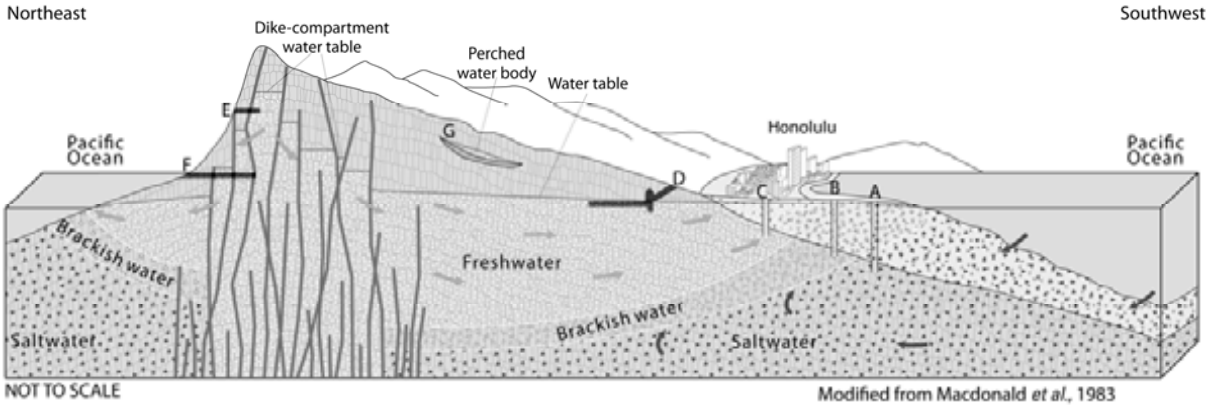


Figure 4. Groundwater occurrence on Oahu.

The occurrence of fresh groundwater in each of the Hawaiian Islands can be depicted using water levels measured in wells, shafts, and springs (Figure 5). Water levels less than 15 meters above sea level were arbitrarily chosen to show occurrences of freshwater lenses (Oki *et al.*, 1999). Water levels greater than 15 meters above sea level were chosen to show areas where vertically extensive freshwater-lens systems or dike-impounded water exist. Non-dike-intruded areas containing wells that penetrate below sea level and that have high water levels are considered to have vertically extensive freshwater-lens systems. Where high water levels are found in wells that do not penetrate below sea level, the possibility of a perched-water system cannot be ruled out. Although many of the groundwater systems of the islands are well understood, exploration in others is only just beginning, and these areas are not fully understood.

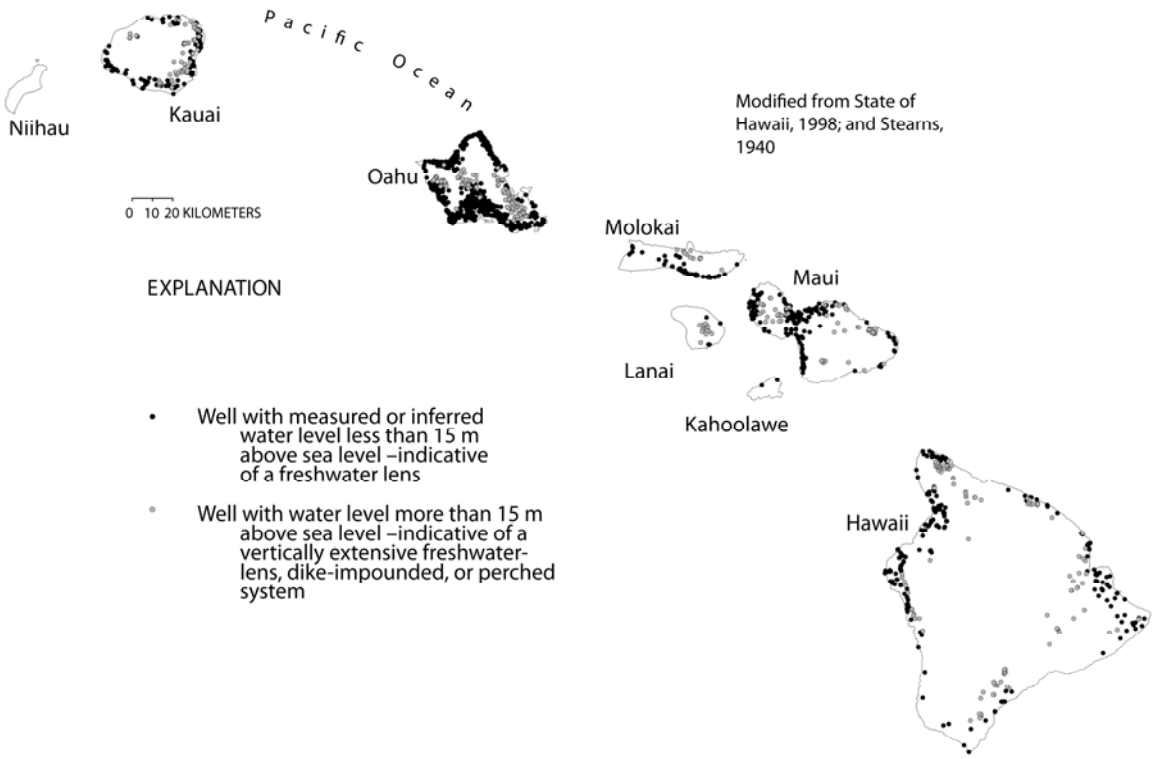


Figure 5. Groundwater occurrence of the main Hawaiian Islands.

The Island of Hawaii contains high water levels (greater than 15 meters above sea level) in the rift zones of Kilauea and Kohala Volcanoes. High water levels, possibly associated with a buried rift zone of Hualalai Volcano or fault scarps draped with lava flows, also are present along the western coast. Areas of high water levels also are found along the northern flank and eastern flanks of Mauna Kea near Hilo and on the southeastern flank of Mauna Loa. The central isthmus and most of the coastal areas of Maui have low water levels (less than 15 meters above sea level) indicative of a freshwater lens. High water levels are found in the interior of West Maui Volcano where rocks are intruded by dikes. On East Maui Volcano, high water levels are found along the northern flanks of the volcano in the high rainfall areas. Both high and low water levels occur along the northern rift zone of the volcano, indicating that a perched-water system exists above a freshwater lens. Further to the east outside of any known rift zone, high water levels occur in wells drilled below sea level indicating that a vertically extensive freshwater-lens system is present. Few wells exist on Kahoolawe but because rainfall is low, the freshwater lens is probably thin. Lanai has high water levels in the interior of the island within the rift zone and caldera complex. In the northern part of Molokai, areas of high water levels are found in association with the northwest rift zone of East Molokai Volcano. A large number of wells on Oahu in nearshore areas around most of the periphery of the island have low water levels. High water levels are found in rift zones near the eastern and western sides of the island and low-permeability features create high water levels in the central part. Some small areas of perched water in the southern part of Oahu are in alluvial deposits, but the perched water is not a significant source of supply. Kauai has a large area with high water levels along the eastern side of the island. High water levels in wells that penetrate below sea level outside of any known rift zone indicate that a vertically extensive freshwater-lens system is present. Niihau receives little rain and data from existing wells indicate that a thin freshwater lens is present throughout much of the island.

WATER-LEVEL FLUCTUATIONS

Water levels in wells fluctuate in response to both short- and long-term natural factors and human-induced stresses. Short-term (diurnal time scale or shorter) water-level fluctuations are caused by ocean tides, barometric pressure changes, evapotranspiration by phreatophytes, or earthquakes, and also by human-induced stress. Long-term fluctuations can be caused by pumping and changes in recharge.

Changes in groundwater storage caused by withdrawals of water from distant or nearby wells are reflected by water-level changes in wells. Groundwater levels generally are highest in the winter months because of greater rainfall and reduced demand for groundwater, and decline during the summer months when demand for groundwater is greatest. In the Pearl Harbor area, where groundwater demand for agriculture historically has been high, seasonal fluctuations in water level range from a less than 1 to as much as 3 meters (Figure 6). In the Honolulu area, seasonal fluctuations in water level are less pronounced. Long-term records indicate that water levels in parts of southern Oahu reflect an overall downward trend since the early 1900s because of increased groundwater withdrawals. In the extensively developed Honolulu area, water levels have declined from about 13 meters above sea level in 1880 to about 6 to 8 meters above sea level during the early 1990s. In the Pearl Harbor area, water levels have declined from about 6 to 8 meters above sea level in 1910 to about 4 to 6 meters above sea level during the early 1990s. In an area of central Oahu, where groundwater withdrawals have generally been small relative to recharge, groundwater levels fluctuate mainly in response to changes in rainfall. The water-level response generally lags the averaged rainfall by several months to a year.

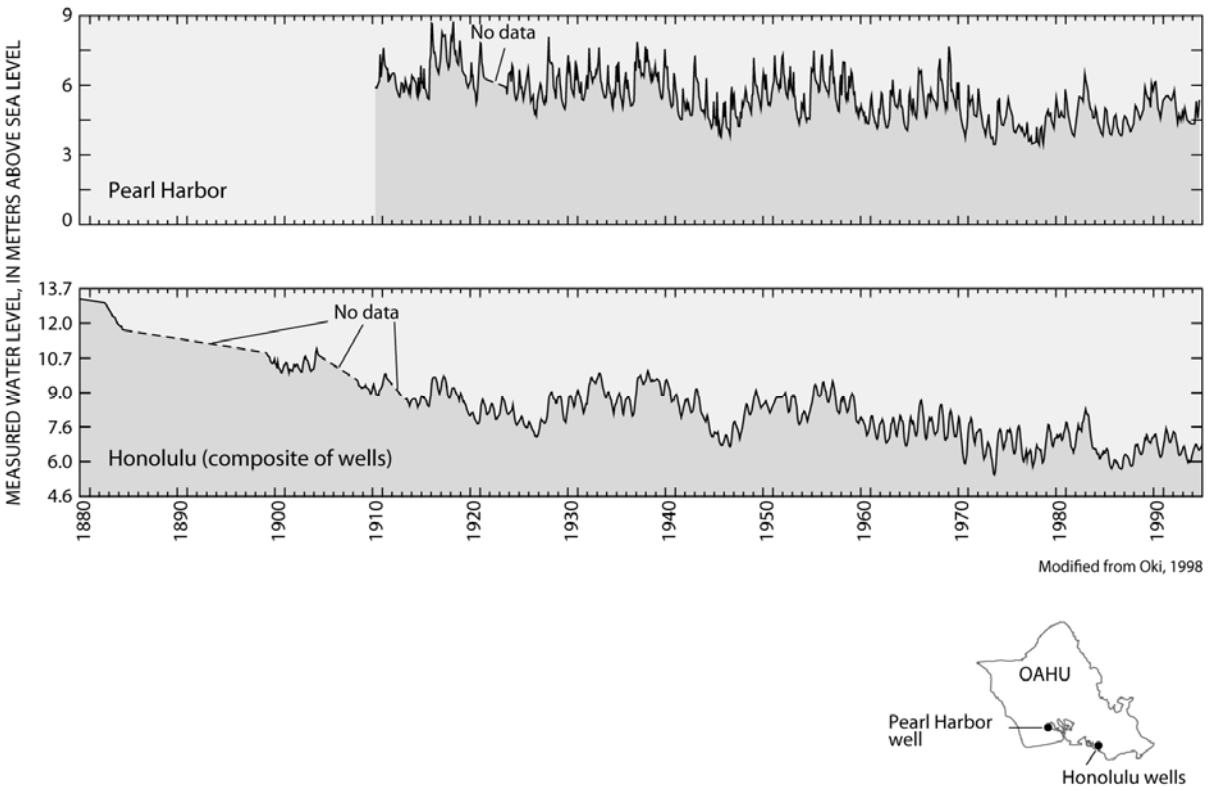


Figure 6. Water-level fluctuations on Oahu, Hawaii.

Spring discharge is related to aquifer water levels. The discharge of springs that issue from the volcanic-rock aquifer in the Pearl Harbor area of Oahu varies directly with changes in the water level (hydraulic head) in the aquifer. When the water level in the aquifer is highest, spring discharge is greatest, and, conversely, when the water level is lowered, spring discharge decreases.

GROUNDWATER QUALITY

In general, salinity of groundwater in the Hawaiian Islands decreases with distance inland from the coast and increases with depth in the aquifer. Elevated concentrations of sodium and chloride in groundwater in nearshore rocks generally are the result of mixing of fresh groundwater with saltwater derived from the ocean. These mixing effects are most pronounced in aquifers with highly permeable rocks exposed at the ocean floor because saltwater can readily flow into such aquifers. In addition, elevated concentrations of sodium and chloride in groundwater may reflect a low recharge rate. In some of the western parts of the Island of Hawaii, for example, a freshwater lens does not exist: only brackish water overlies saltwater in the highly permeable volcanic-rock aquifer because of both low recharge and lack of a coastal caprock. Water in coralline limestone along the southern coast of Oahu is also generally brackish because recharge is low and because highly permeable limestone crops out at the ocean floor, allowing easy inflow of saltwater. Aquifers with the largest amounts of freshwater are in areas where low-permeability coastal sediments impede the inflow of saltwater to and the discharge of groundwater from the aquifer. The Pearl Harbor area of southern Oahu and the central and western part of Maui, the two most productive aquifers in Hawaii, are examples of thick groundwater bodies formed in this manner. Each of the main Hawaiian Islands has aquifers with groundwater of varying salinity due to local geologic conditions and rainfall distribution.For example, the Island of Maui has groundwater of higher salinity in highly permeable rocks along the dry southern coast but large quantities of low salinity groundwater in central and western Maui where rainfall is high and low permeability rocks allow a thick freshwater lens to develop.

When water is withdrawn from a freshwater lens, the freshwater lens shrinks and saltwater will encroach or intrude into parts of the aquifer that formerly contained freshwater. The degree of saltwater intrusion depends on several factors, which include the hydraulic properties of the rocks, recharge rate, and pumping rate. The effect of intrusion on a particular well depends on the vertical and lateral distance between the well and the transition zone. In the Honolulu area of Oahu, some free-flowing artesian wells that originally produced fresh groundwater were later abandoned because of increased salinity associated with saltwater intrusion. Pumping from a well can cause the freshwater-saltwater transition zone to rise into the pumped well. Many wells in Hawaii that are pumped at high rates or drilled too deeply are affected by this process, resulting in increased concentrations of sodium and chloride in pumped water.

Groundwater is chemically altered as a result of human activities in developed areas. Shallow, unconfined aquifers are most susceptible to contamination through the land surface, especially where infiltration of water from the surface rapidly recharges the aquifers. Even deeply buried aquifers are not immune to contamination. In general, areas that receive large

amounts of rainfall or irrigation water and that have highly permeable soils are susceptible to groundwater contamination.

Sources of groundwater contamination that result from human activities are classified as point or nonpoint. Point sources are specific local sites from which pollutants are discharged. Common types of point sources are cesspools, disposal wells, landfills, industrial sites, and underground storage tanks. Nonpoint sources extend over broad areas and include agricultural fields treated with pesticides or fertilizers and residential areas where chemicals are used near homes and on lawns. Human activities associated with agricultural, industrial, and residential areas can have profound effects on the quality of water in affected aquifers.

GEOTHERMAL WATER

Geothermal water can be an important water resource in the Hawaiian Islands. At present (2011), however, the only geothermal water actively being developed is in the eastern part of the Island of Hawaii, where steam from geothermal wells is used to generate about 25 megawatts of electrical power. The wells are drilled in the east rift zone of Kilauea Volcano near eruptive vents that were active in 1955. Wells have encountered elevated water temperatures in eastern Kauai, near the caldera of Waianae Volcano and northeastern part of Oahu, near the summit of West Molokai Volcano on Molokai, near the summit of Lanai Volcano, the western part of Maui, and the western part of the Island of Hawaii.

INTERACTION BETWEEN GROUNDWATER AND SURFACE WATER

High-level groundwater bodies commonly are sources of perennial discharge that sustain streamflow at higher elevations. (Freshwater-lens systems generally contribute to streamflow only at low elevations near the coast because the water table is close to sea level.) Erosion has exposed volcanic dikes in many of the deeply incised valleys on the windward sides of the Hawaiian Islands, and discharge of the dike-impounded water is the source of base flow to many streams. Perched groundwater bodies may discharge to isolated springs, or to more regionally extensive features that provide base flow to several streams. For example, an area on the north flank of Haleakala Volcano (Island of Maui) appears to be an extensive perched aquifer. An extreme example of groundwater discharge to streams is the Lihue Basin on the southeast side of the Island of Kauai. The regional hydraulic conductivity for the Lihue Basin is low, creating a vertically extensive freshwater-lens system with a water table at or near the land surface. This water table intersects stream channels into which water discharges from the aquifer. Discharge to streams accounts for 60 to 70 percent of the total groundwater recharge in the basin, with the rest either discharged directly into the ocean or withdrawn by wells. Because groundwater and surface water are hydrologically connected in some areas, groundwater withdrawals by wells and development tunnels can affect streamflow (see, for example, Hirashima, 1962, 1963, 1965; Izuka and Oki, 2002).

GROUNDWATER MODELING

Numerical groundwater models have been developed for selected areas in different volcanic-rock aquifer settings. These models have been developed to evaluate the conceptual

understanding of an area (Gingerich, 1998; Izuka and Gingerich, 1998; Oki et al., 1998), quantify the effects of groundwater withdrawals on saltwater intrusion (Oki, 2005; Gingerich, 2008) and nearshore coastal environments (Oki, 1997, 2007; Oki et al., 1999), and characterize the extent of wastewater injection on the nearshore environment (Hunt, 2009). Gingerich (1998) demonstrated that a fully saturated aquifer with water levels hundreds of meters above sea level in northeast Maui could be caused by a combination of low permeability rocks and high rainfall. Izuka and Gingerich (1998) used a numerical model to understand the low permeability aquifer of eastern Kauai characterized by water levels more than 100 meters above sea level and the majority of groundwater discharging to streams rather than the ocean. Oki et al. (1998) investigated how the hydraulic properties of coastal sedimentary deposits affect discharge from the underlying volcanic-rock aquifer of southern Oahu. Studies by Oki (2005) and Gingerich (2008) demonstrated how various pumping distributions could be used to minimize salinity in existing pumped wells and where additional wells could be drilled to increase yield (as much as 27 percent on Maui) from Hawaii's two most productive aquifers. Additional groundwater withdrawal on Molokai (Oki, 1997, 2007) and the eastern coast of Hawaii Island (Oki et al., 1999) was shown to reduce groundwater discharge to the nearshore environment by more than 50 percent in some places; an amount that could prove critical to nearshore ecosystems or the productivity of valued ocean biota. Hunt (2009) presented results of a modeling study showing that a buoyant plume of injected treated sewage effluent would be about 1 km wide and reach the coast in 1-5 years after injection beneath the freshwater lens of southern Maui.

BIBLIOGRAPHIC REFERENCES

Giambelluca, T.W.; Nullet, M.A. & Schroeder, T.A. (1986). *Rainfall atlas of Hawai'i*: State of Hawaii, Department of Land and Natural Resources Report R76, 267 pp.

Gingerich, S.B., (1998). *Numerical modelling of vertically extensive groundwater bodies in Maui, Hawaii: an alternative to perched aquifers*: IAHS Publication no. 253. pp. 167-174.

Gingerich, S.B. (1999). *Ground water and surface water in the Haiku area, Maui, Hawaii*: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 98-4142, 37 pp.

Gingerich, S.B. (2008). *Ground-water availability in the Wailuku area, Maui, Hawaii*: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2008-5236. 95 pp.

Hirashima, G.T. (1962). *Effect of the Haiku tunnel on Kahaluu Stream, Oahu, Hawaii.* U.S. Geological Survey Professional Paper 450-C. pp. 118-120.

Hirashima, G.T. (1963). *Influence of water-development tunnels on streamflow-groundwater relations in Haiku-Kahaluu area Oahu, Hawaii.* State of Hawaii, Department of Land and Natural Resources, Division of Water and Land Development Circular C21. 11 pp.

Hirashima, G.T. (1965). *Effects of water withdrawals by tunnels, Waihee Valley, Oahu, Hawaii.* State of Hawaii, Department of Land and Natural Resources, Division of Water and Land Development Report R28. 38 pp.

Hunt, C.D., Jr. (1996). *Geohydrology of the island of Oahu, Hawaii*: U.S. Geological Survey Professional Paper 1412-B, 54 pp.

Hunt, C.D. (2009). *A multitracer approach to detecting wastewater plumes from municipal injection wells in nearshore marine waters at Kihei and Lahaina, Maui, Hawaii*. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2009-5253. 166 pp.

Izuka, S.K. and Gingerich, S.B. (1998). Ground *water in the southern Lihue Basin, Kauai, Hawaii*: U.S. Geological Survey Water Resources Investigations Report 98-4031, 71 pp.

Izuka, S.K. and Oki, D.S. (2002). *Numerical simulation of ground-water withdrawals in the Southern Lihue Basin, Kauai, Hawaii.* U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 01-4200. 54 pp.

Langenheim, V.A.M. and Clague, D.A. (1987). *The Hawaiian-Emperor volcanic chain, part II, Stratigraphic framework of volcanic rocks of the Hawaiian islands*, in Decker, R.W., Wright, T.L., and Stauffer, P.H., eds., Volcanism in Hawaii: U.S. Geological Survey Professional Paper 1350, v. 1, pp. 55-84.

Macdonald, G.A., Abbot, A.T. and Peterson, F.L. (1983). *Volcanoes in the Sea, 2nd edition*: Honolulu, Hawaii, University of Hawaii Press, 517 pp.

Oki, D.S. (1997). *Geohydrology and numerical simulation of the ground-water flow system of Molokai, Hawaii.* U.S. Geological Survey Water Resources Investigations Report 97-4176. 62 pp.

Oki, D.S. (1998). *Geohydrology of the central Oahu, Hawaii, ground-water flow system and numerical simulation of the effects of additional pumping*: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 97-4276, 132 pp.

Oki, D.S. (2005). *Numerical simulation of the effects of low-permeability valley-fill barriers and the redistribution of ground-water withdrawals in the Pearl Harbor area, Oahu, Hawaii.* U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2005-5253. 111 pp.

Oki, D.S. (2007). *Effects of ground-water withdrawal on Kaunakakai Stream environmental restoration plan, Molokai, Hawaii.* U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2007-5128. 25 pp.

Oki, D.S.; Souza, W.R.; Bolke, E.L. and Bauer, G.R. (1998). *Numerical analysis of the hydrogeological controls in a layered coastal aquifer system, Oahu, Hawaii.* Hydrogeology Journal. 6:243-263.

Oki, D.S., Gingerich, S.B. and Whitehead, R.L. (1999). *Ground water atlas of the United States - Alaska, Hawaii, Puerto Rico, and the U.S. Virgin Islands*: U.S. Geological Survey Hydrologic Investigations Atlas 730-N. --- Hawaii.

Oki, D.S.; Tribble, G.W.; Souza, W.R. and Bolke, E.L. (1999). *Ground-water resources in Kaloko-Honokohau National Historical Park, island of Hawaii, and numerical simulation of the effects of ground-water withdrawals.* U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4070, 49 pp.

Sanderson, M. (1993). Prevailing trade winds, weather and climate in Hawai'i: Honolulu, Hawaii, University of Hawaii Press, 126 pp.

State of Hawaii (1998). Ground-water index and summary: Department of Land and Natural Resources, Commission on Water Resource Management electronic database.

State of Hawaii (2011). Latest population estímate data : Honolulu, Hawaii, Department of Business, Economic Development & Toursism at URL http://hawaii.gov/dbedt/info/census/population-estimate.

Stearns, H.T. (1940). *Geology and ground-water resources of the islands of Lanai and Kahoolawe, Hawaii*: Hawaii Division of Hydrography Bulletin 6, 177 pp.

Stearns, H.T. (1946). *Geology of the Hawaiian Islands*: Hawaii Division of Hydrography Bulletin 8, 112 pp.

Takasaki, K.J. and Mink, J.F. (1985). *Evaluation of major dike-impounded ground-water reservoirs, island of Oahu*: U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2217, 77 pp.

Takasaki, K.J. (1978). *Summary appraisals of the Nation's ground-water resources-Hawaii region*: U.S. Geological Survey Professional Paper 813-M, 29 pp.

Thomas, D.M.; Paillet, F.L. and Conrad, M.E. (1996). *Hydrogeology of the Hawaii scientific drilling Project borehole KP-1: 2. Groundwater geochemistry and regional flow patterns*. Journal of Geophysical Research. 101(B5): 11,683-11,694.

2.1.2. HYDROGEOLOGY OF THE AZORES ARCHIPELAGO: A REVIEW

José Virgílio CRUZ*

(*) CVARG, Geosciences Department, Azores University. Edifício do Complexo Científico, 3º Piso, Ala Sul. 9501-801 Ponta Delgada, Portugal. jvc@uac.pt

ABSTRACT

Groundwater is a strategic resource in the Azores archipelago (Portugal), playing an important role in water supply and ecosystem support, therefore been subjected to an increase pressure. Resources are estimated as about 1600 hm^3/yr, but are asymmetrically distributed along the nine islands that compose the archipelago. According to hydrogeological data, 54 groundwater bodies have been defined. Specific capacity ranges from $1.4x10^{-2}$ to 266.7 L/sm. Transmissivity also depicts a large range, resulting from the hydrogeological characteristics of volcanic terrain, with values ranging between $1.65x10^{-5}$ and $4.03x10^{-1}$ m^2/s.

Groundwater on perched-water bodies is cold, presenting usually a low mineralization and a pH range from 4.7 to 8.6. Main water types are Na-Cl to Na-HCO_3 waters, with numerous samples lying in the intermediate compositional fields that characterize Na-Cl-HCO_3 and Na-HCO_3-Cl waters. Due to the influence of sea salts, groundwater composition in the basal aquifer system is usually from the Na-Cl type and presents higher mineralization.

Mineral waters are spread along the archipelago, with a large range of chemical characteristics and diverse water types. Temperature range between 15ºC and 99.5ºC, conductivity between 139 and 43100 µS/cm, and pH reveals waters with extreme acidic character (2.2-7.82). Main water types are Na-HCO_3, Na-SO_4 and Na-Cl waters.

Keywords: *Volcanic aquifers, hydrogeochemistry, Azores archipelago*

INTRODUCTION

Volcanism is one of the most powerful geological phenomena on Earth and is testimony of the planet dynamic processes. Despite posing a threat to mankind, volcanic activity also influences other physical process, as the water cycle. Despite the fact that volcanic rocks corresponds to a small fraction of the earth surface, hydrogeology of aquifers made of volcanic deposits is a vital research issue both in continental areas or islands where these materials are prominent (Peterson, 1972, 1993; Custodio, 1978; Hunt et al., 1988; Stieltjes et al., 1988; Coutinho, 1990, 2000; Cruz, 1992, 1997; Ingebritsen & Scholl, 1993; Lau & Mink, 1995; Cabrera, 1995; Yamamoto, 1995; Azevedo, 1998; Carvalho, 1999; Prada, 2000; Muñoz

Sanz, 2005; Cruz, 2008).

The hydrogeological behaviour in volcanic islands is influenced also by specific physical and environmental conditions intrinsic to those environments. Several hydrogeologic conceptual models of volcanic islands have been described in the literature, and these can be grouped into two main types: (1) the Hawaiian model, considering a low-lying basal water body linked to inland dike-impounded and perched-water bodies (Peterson 1972, 1993; Macdonald et al. 1983); and (2) the Canary Islands model, that considers a continuous basal water body (Custodio 1975, 1978).

Groundwater is a strategic resource at Azores archipelago, playing an important role as both main water supply source and ecosystem support matrix. This role is shown by the fact that about 98% of the water supply is dependent of groundwater resources (Cruz & Coutinho, 1998). However, and despite the environmental, social and economical value of groundwater, aquifers at Azores support an increasing pressure, already recognized in the Azores Water Plan, as the more conservative of the scenarios presented foresee an increase of 43% for the water demand in the year 2020 (DROTH-INAG, 2001). Therefore, sustainable groundwater management is a challenge to the regional government of the Azores archipelago, because being an autonomous region from the Portuguese republic it has an specific authority to define specific water resources management and protection policies, to which science contribution is envisaged.

The Azores archipelago is one of the seven outermost regions from the European Union. Located in the North Atlantic Ocean, between 37° to 40°N latitude and 25° to 31°W longitude, about 1500 km from Portugal mainland, the archipelago is made of nine islands of volcanic origin, spread along a NW trending strip, about 500 km long (Figure 1). It has a total surface area of 2333 km^2, but the dispersion and the fragmented character of the territory is shown by the islands surface area, ranging from 17 to 747 km^2. The islands have about 240 000 inhabitants, mainly living at São Miguel (54%) and Terceira (23%), associated to an irregular distribution of the population, with islands with a density range of 28 to 179 inhabitants/km^2.

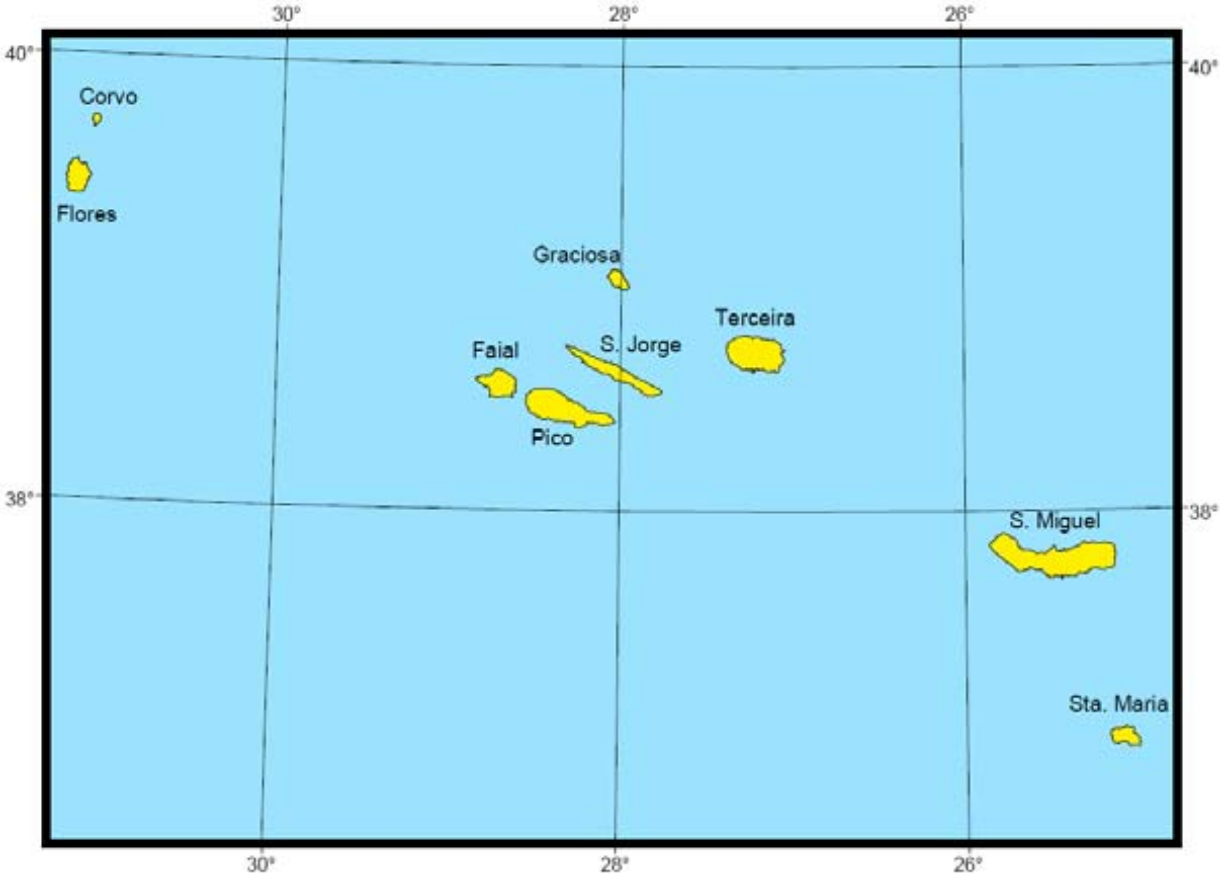


Figure 1. Location of the Azores archipelago in the North Atlantic Ocean.

In the present paper the major developments on the hydrogeological research in the Azores archipelago are reviewed, both in what concerns groundwater occurrence and chemical composition, in the context of scientific developments worldwide.

GEOLOGICAL SETTING

The Azores archipelago is located near the triple junction between the American, African, and Eurasian plates. The geodynamic setting is complex and several main tectonic structures are observed in the Azores region. The Middle Atlantic Ridge separates Flores and Corvo islands (western group) from the other islands, which are spread toward East.

All the islands are of volcanic origin and only in Santa Maria, the eastern most island of the Azores, are there sedimentary units interbedded in the volcanic succession of basic nature. Although the oldest volcanic rocks are dated at 8.12 ± 0.85 Ma at this island (Abdel-Monem et al., 1975), a large portion of the archipelago consists of potentially active volcanoes. Since the settlement in the 15th century, about 30 eruptions have occurred, the last of which was a submarine event that occurred near Terceira island in 1998-2000 (Gaspar et al., 2004).

The volcanic activity responsible for the existence of the islands varies from effusive eruptions, characterised by a steady outpouring of lava, to more explosive events, with violent magma fragmentation. As a result, where Hawaiian and Strombolian eruptions are the dominant eruptive mechanism, basaltic lava flows are associated with fissure zones and scoria

cones. In contrast, prominent central volcanoes, truncated at the summit by up to 6 km-diameter calderas and associated with highly explosive eruptions, explain the large areas covered in certain islands by pumice fall deposits and pyroclastic flow deposits.

Resulting from this volcanic setting, Santa Maria, Pico and São Jorge islands are made of basaltic rocks. On the other islands, the volcanic rocks are chemically more evolved, ranging from basalts to trachytes. Large areas of islands such as São Miguel and Faial are covered by pumice fall deposits, ignimbrites and other types of pyroclastic flow deposits and trachytic domes.

CLIMATE AND SURFACE WATERS SETTING

The climate can be considered as marine temperate, which is reflected by the low thermal amplitude, high precipitation, high air humidity and persistent wind, as well as a sharp contrast between a dry season and a colder and wet season (Ferreira, 1980). Estimates from the monthly precipitation measurements show that about 75% of the annual precipitation occurs between October and March (DROTRH-INAG, 2001).

Average annual precipitation is equal to 1930 mm, ranging between 966 mm/yr (Graciosa island) and 2647 mm/yr (Flores island), exceeding by far the average annual actual evapotranspiration (581 mm/yr). The average annual actual evapotranspiration ranges between 502 mm/yr (São Jorge island) and 632 mm/yr (Graciosa island; DROTRH-INAG, 2001).

The average annual runoff is 680 mm/yr, ranging between 134 mm/yr (Graciosa island) and 1371 mm/yr (Flores island). Estimates for the average discharge depicts a value equal to 322×10^6 m^3/yr, with a range between 8×10^6 m^3/yr (Graciosa island) and 1731×10^6 m^3/yr (São Miguel island; DROTRH-INAG, 2001). Surface flow is mainly torrential in nature, and water quality is influenced by inefficient sewage systems (Cruz et al., 2010a).

The surface area of the 88 inland lakes, spread in most islands with the exception of Santa Maria, Faial, Graciosa and São Jorge, is equal to 9.5 km^2, about 0.4% of the Azores surface area (Porteiro, 2000; DROTRH-INAG, 2001; Cruz et al., 2006). Two other lakes occur inside volcanic caves (namely at Terceira and Graciosa) and there are also three coastal lakes at São Jorge island, which are the transition water bodies in the region (in the absence of typical estuarine systems). The volume of water contained in the lakes is estimated at about 90 hm^3, from which 93% and 5% corresponds respectively to water bodies at São Miguel and Flores islands. The most voluminous lake is located at São Miguel and contains about 48 hm^3.

The impact of agriculture activity in the water quality of lakes has been widely reported, as a large number of these surface water bodies are eutrophic, leading in certain cases to the seasonal occurrence of algae blooms (Santos et al. 2005; Martins et al. 2008; Ribeiro et al., 2008). A recent survey on the land use patterns at the Azores archipelago using LANDSAT 7 imagery have shown that about 56% of the surface area corresponds to agricultural occupation, mainly by pasture lands, exceeding by far the fraction occupied by forests and natural vegetation, that equals 22% and 13% respectively (DROTRH, 2007). These conclusions enable to stress the potential magnitude from diffuse agricultural pollution sources.

HYDROGEOLOGY

According to article 5th of the EU Water Framework Directive (WFD), 54 groundwater bodies were delimited in the Azores, and according this provisional classification all have been designated as not at risk of not meeting the WFD objectives (Figure 2) (DROTRH 2006).

Groundwater at Azores occurs in two major aquifers systems: (1) basal aquifer systems, that corresponds to fresh-water lenses floating on underlying salt water, and (2) in perched-water bodies. The basal aquifer systems are in the coastal area, presenting generally a very low hydraulic gradient, and groundwater abstraction is from drilled wells. There are no evidences of basal water lens continuity under the island, but it is possible in certain areas. Nevertheless, it is suggested that a hydraulic liaison occurs with the perched-water bodies at altitude, which eventually releases water to the basal unit.

The perched-water bodies correspond to pervious units, with impermeable to very low permeable layers at the bottom and, where topographic conditions are favorable, are drained out by a large number of springs in the volcano slopes. Therefore, these aquifers at altitude correspond to confined layers or to leaky aquifers, with a flow like water over a succession of roof tiles, as suggested by Viollete et al. (1997) for Reunion Island. There is no evidence to support the hypothesis of the existence of dike-impounded aquifers (Peterson 1972), as in the Hawaiian conceptual model for volcanic islands; however this is not excluded with the present status of knowledge (Cruz & Silva, 2001).

In both aquifer systems, aquifer units correspond mainly to lava flows of basaltic nature, which the more permeable elements are clincker levels, and coarse pyroclastic fall deposits. Nevertheless, aquifer geometry and hydraulic properties can be altered due to secondary factors as weathering.

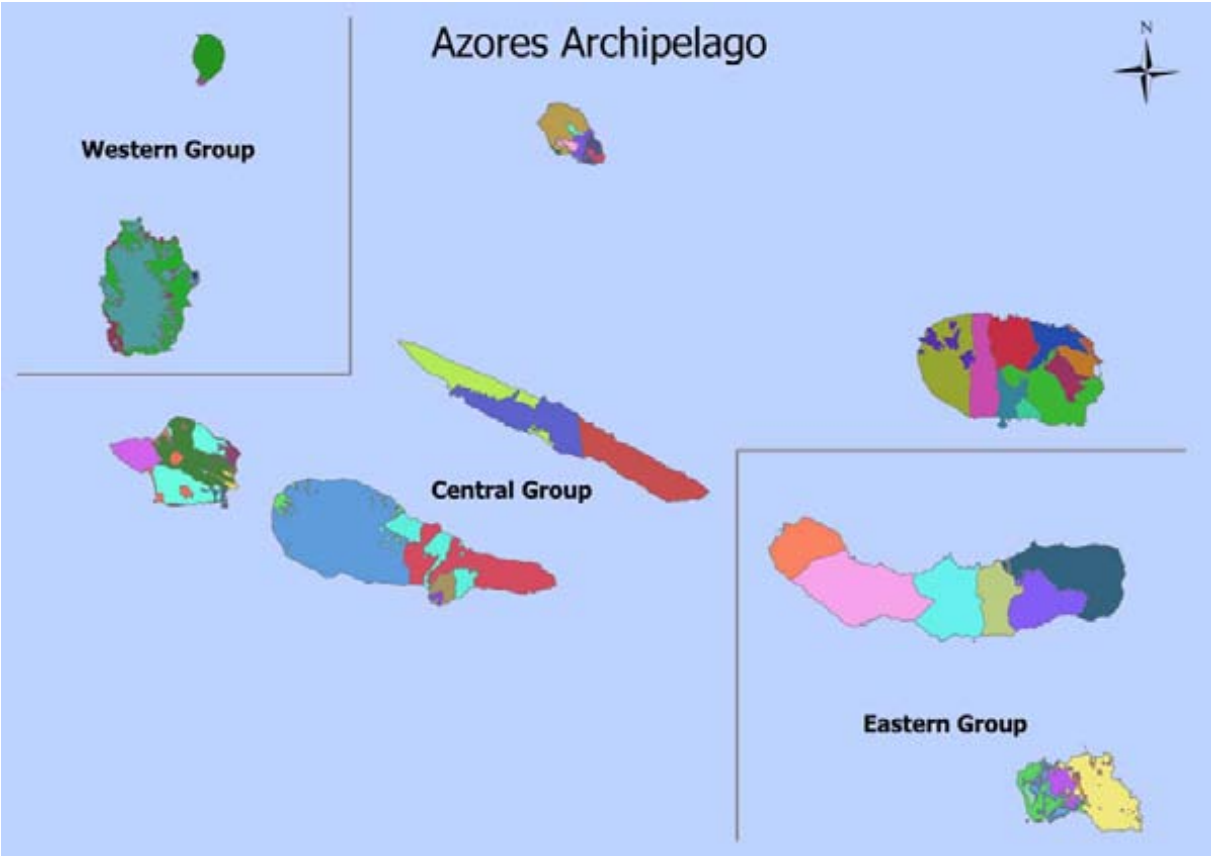


Figure 2. Delimitation of groundwater bodies in the Azores archipelago.

The distribution of springs and drilled wells over the archipelago is heterogeneous and is influenced by climatic, geomorphologic, and hydrogeological constraints (Figure 3). The density of springs ranges from 0.01 springs/km^2 (Pico) to 0.72 springs/km^2 (Santa Maria) (Cruz & Amaral 2004), and the springs discharge from perched-water bodies in the volcano flanks. Exploitation of the basal aquifer systems occurs mainly from drilled wells, which began to be drilled in the late 1950s to reinforce the water supply of the islands, such as Pico or Graciosa, where the number of natural discharges is smaller, and groundwater abstraction relies almost exclusively on the basal aquifer system.

Specific well capacity ranges between 1.40×10^{-2} L/sm and 266.67 L/sm, with a median of 32.29 L/sm (Cruz 2001a, 2004). The values exhibit marked variability among the wells from the different islands. The highest specific capacity is observed on Pico and Graciosa, with wells drilled in recent basaltic lava flows, which generally are thin and fractured, with frequently interbedded clinker levels. Transmissivity values also present a large variability, with values in the range between 1.65×10^{-5} and 4.03×10^{-1} m^2/s (median = 3.66×10^{-2} m^2/s (Cruz, 2004).

The characterization of the groundwater response to tidal fluctuations, in order to estimate hydraulic diffusivity, has been made in studies of other volcanic islands (Custodio, 1978; Join et al., 1988). An advantage of using tidal-effect observations to estimate hydraulic diffusivity is that one can consider the aquifer as being relatively homogeneous, due to the fact that a much larger volume of the aquifer is affected by tidal fluctuations as compared, for example, with the volume affected by a pumping test.

This approach was tested in a study made in Pico island, and 17 tests were made to measure water-level fluctuations in drilled and hand-excavated wells (Cruz & Silva, 2001). The half-amplitude of groundwater fluctuations ranged from 0.075–0.472 m, at a distance of 38–2,750 m from the coastline, for a corresponding sea-tide half amplitude ranging from 0.2–0.6 m. The existence of a tidal effect at such a large distance from the sea coast was also shown in studies conducted in the Canary archipelago, where water-level fluctuations were observed 4–5 km inland (Ecker 1976).

Figure 3. Distribution of springs and drilled wells in the Azores archipelago.

The application of the solution derived for confined aquifers, which is valid for unconfined aquifers when water-table fluctuations are of small amplitude compared to the saturated thickness (Todd, 1980; Erskine, 1991; Fetter, 1994), provide results in the range of 2.08×10^{-2} m^2/s to 4322.65 m^2/s (median = 52.11 m^2/s). The leaky-aquifer model which was also investigated, due to the similarities between those aquifers and double-porosity fractured aquifers (Barenblatt et al., 1960; Streltsova, 1975), provided results in the range between $3{,}77 \times 10^{-2}$ m^2/s and 214.56 m^2/s (median = 6.09 m^2/s).

Estimates in the Azores are higher comparing to measurements made in modern basalts of Tenerife (Canary Islands), which are equal to 1.16×10^{-1} m^2/s (Custodio, 1978). This latter result is similar to the lower estimates for Pico obtained for hand-excavated wells in very thick unfractured aa lava flows, which shows the contribution of rock fractures to groundwater flow in basalts. Two values for hydraulic diffusivity estimated for Reunion

Island (France), 34 and 41 m^2/s (Join et al., 1988), are similar to the average value of 38.08 m^2/s estimated for Pico using the leaky-aquifer model.

Recharge rates range from 8.5% to 62.1% of the annual rainfall, with the highest values observed on Pico, Terceira, Faial, São Miguel, and Graciosa, especially in areas where the terrain is covered by recent basaltic lava flows and the soil is sparse. Groundwater resources estimates indicate a total volume of about 1580 hm^3/yr, ranging from 8.3 hm^3/yr on Corvo to 582 hm^3/yr on Pico (Cruz, 2001a). Values above the median of 101.3 hm^3/yr are observed on São Miguel, São Jorge, Terceira, and Flores islands.

HYDROGEOCHEMISTRY AND GROUNDWATER QUALITY PROBLEMS

Perched-water bodies

The geochemistry of aqueous fluids in volcanic regions have been studied in rivers worldwide in order to characterize weathering of basaltic rocks, giving an input to the study of geochemical cycles and atmospheric CO_2 consumption (Gíslason et al., 1996; Louvat, 1997). Data on groundwater composition in basaltic aquifers are also encountered in the literature (Almeida et al., 1984; Gíslason & Eugster, 1987; Silva, 1988; Wood & Fernandez, 1988; Gislason & Arnórsson, 1993; Join et al., 1997; Allard et al., 1997; Cruz & Silva, 2000; Aiuppa et al, 2000). Studies about the groundwater composition on aquifers made of volcanic rocks of acid nature are not so common in the international literature (Giggenbach, 1992). Based on the cationic content is possible to establish a relation between the groundwater composition and the rock type, and several rations have been proposed in the literature: olivine-rich basalts can present values of r(Mg+Ca)/r(Na+K) higher than 10, while volcanic rocks of acid nature can present values lower than 0.1 (Custodio, 1989).

Due to their volcanic nature, the groundwater geochemistry at Azores is partially influenced by the dissolution of primary minerals on the volcanic rocks. Therefore, the release of major ions depend on the saturation state of primary minerals, precipitation of secondary minerals and the aqueous chemistry of each element, leading to the formation of soluble and insoluble species, and the acidic character of the environment (Aiuppa et al., 2000). However, as in other areas the chemical composition of the groundwater depends also of other factors, as rainfall chemistry, climate, rock type, residence time of water, rock division, temperature and pressure (Custodio, 1989).

A dataset on the major ionic composition of cold spring discharges from perched-water bodies at Azores presented by Cruz & Amaral (2004), shows that waters are mainly slightly acid to slightly alkaline, with a pH ranging between 4.70 and 8.60, but showing an average value equal to 7.01 (median=7.20). Lower values are attained at São Miguel and Santa Maria. Only at Santa Maria island the pH median is above neutrality by almost one pH unit.

Groundwater composition is dominated by Na^+ and $Cl^-+HCO_3^-$, which is reflected in the water types, that ranges between Na-Cl to Na-HCO_3 waters, with numerous samples lying in the intermediate compositional fields that characterize Na-Cl-HCO_3 and Na-HCO_3-Cl waters in the Piper plot (Figure 4). Chloride and sodium can account for respectively 7.3% to 40.8% and 18.7% to 50.4% of the relative anionic and cationic content of the groundwater.

The contribution of volcanic rocks dissolution to the groundwater anionic relative composition is generally considered to be limited, and in humid or semi-humid climates $HCO_3^-+CO_3^{2-}$ are dominant due to CO_2 in soil and in rain water (Custodio, 1989). Therefore, and especially at archipelagos, like the Azores, atmospheric deposition is very important, due to the seawater control of the rain water chemistry over islands and coastal regions worldwide (Berner & Berner, 1996). Previous studies using trend surface analysis shown that areas where springs discharging from perched-water bodies are particularly enriched in chloride corresponds to regions exposed to dominant winds (Cruz et al., 1992).

The influence of seawater spraying in the groundwater compositional evolution is shown by the close positive correlation between Na^+ and Cl^- (r=0.819; Figure 5), and their contribution to the overall chemical composition of the groundwater can be shown by the good correlation between Cl^- and the water conductivity (r=0.848) (Cruz & Amaral, 2004).

The contribution of silicate hydrolysis to the water chemistry is depicted by the relationship between alkalis and alkalis earths plotted using basic and acid rock compositions as reference (Figure 6) (Cruz & Amaral, 2004). Samples are plotted between both reference lines, which is consistent with the low water mineralization that shows that springs discharge waters with a very short residence time, in an environment characterized by high groundwater flow velocities, implying a high water-rock ratio (Langmuir, 1997), and therefore hydrolysis of silicate minerals is limited. Groundwater from São Miguel, Terceira and Faial are mainly plotted over the rain water composition, with ratios similar to seawater, while the samples from islands with perched-water bodies of basic nature fall mainly in the field between the $Ca^{2+}+Mg^{2+} = Na^++K^+$ and seawater lines.

Coastal aquifers

In the case of volcanic islands, or coastal regions in general, the interaction with seawater can influence groundwater chemistry leading sometimes to severe constraints to water supply and impose economic losses to society be relevant (Cruz & Silva, 2000; Cruz, 2001b; Kim et al., 2003; Herrera & Custodio 2008; Cruz et al., 2010b, 2011). In the Azores archipelago salinization of wells in coastal aquifers is a major problem for water quality and the present study addresses one of the most demanding questions for water managers, as the hydrogeological characteristics, such as the presence of thin freshwater lenses overlying salt water within highly permeable coastal aquifers, favour seawater intrusion.

A dataset regarding major-ion chemistry from groundwater of drilled wells in basal aquifer systems in Azores, shows that waters presents highly variable mineralization, reflected by the electrical conductivity measurements, which range from 127 to 9670 μS/cm, with an average of 1512 μS/cm (median=862 μS/cm). Higher values are generally observed on Santa Maria, São Miguel, Pico, Graciosa, and São Jorge. Generally, values observed in wells present higher mineralization compared with springs discharging from perched-water bodies at altitude.

Waters are mainly slightly acidic to slightly alkaline, with a pH ranging between 5.63 and 8.50, with an average of 7.36 (median=7.40). On Graciosa, Pico, and Faial islands, wells present pH values usually above neutrality. The projection of the major-ion composition in a Piper-type diagram shows that the majority of the waters are of the Na-Cl type, despite a few

samples that actually present Mg-enrichment in the cationic triangle and HCO_3-enrichment in the anionic triangle (Figure 7).

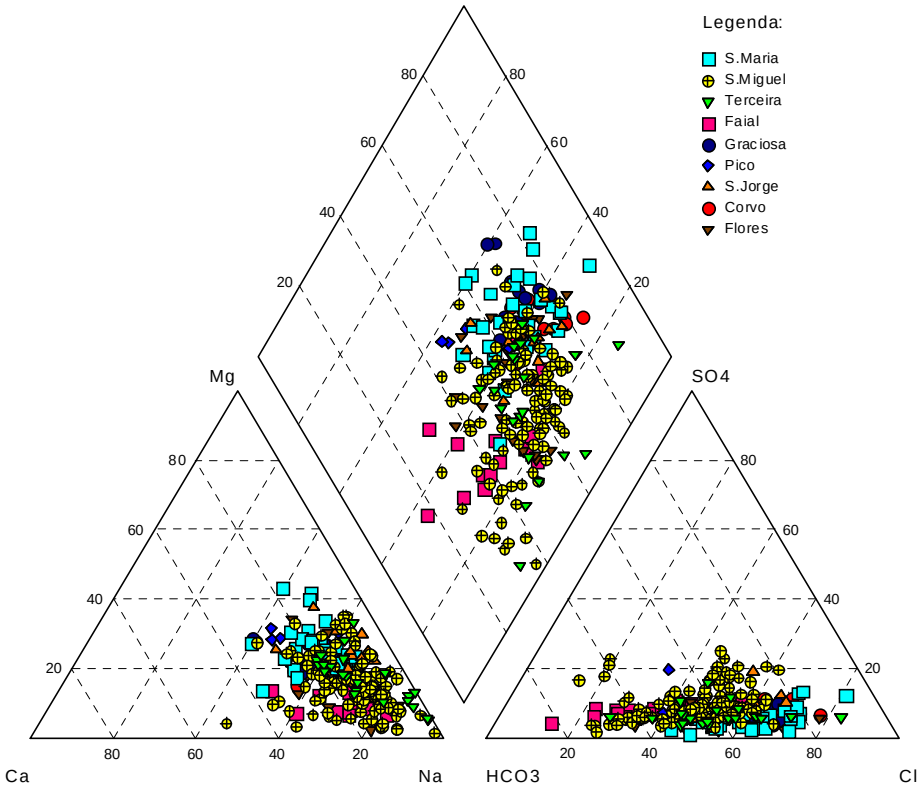


Figure 4. Piper diagram showing groundwater major-ion composition in the perched-water bodies.

Rock contribution to groundwater composition in volcanic regions is also strongly dependent of in-depth volatile release (Brusca et al., 2001; Federico et al., 2002). In the Azores numerous mineral and thermal springs shows the influence of these processes (Cruz et al., 1999; Cruz, 2003; Cruz & França, 2001c, 2006; Cruz et al., 2010c). In certain areas of the Azores archipelago volcanic CO_2 diffusive emanations were studied, sometimes corresponding to a hazardous situation to inhabitants, and the CO_2-dominated composition of the gaseous phase on fumaroles was clearly established (Ferreira & Oskarsson, 1999).

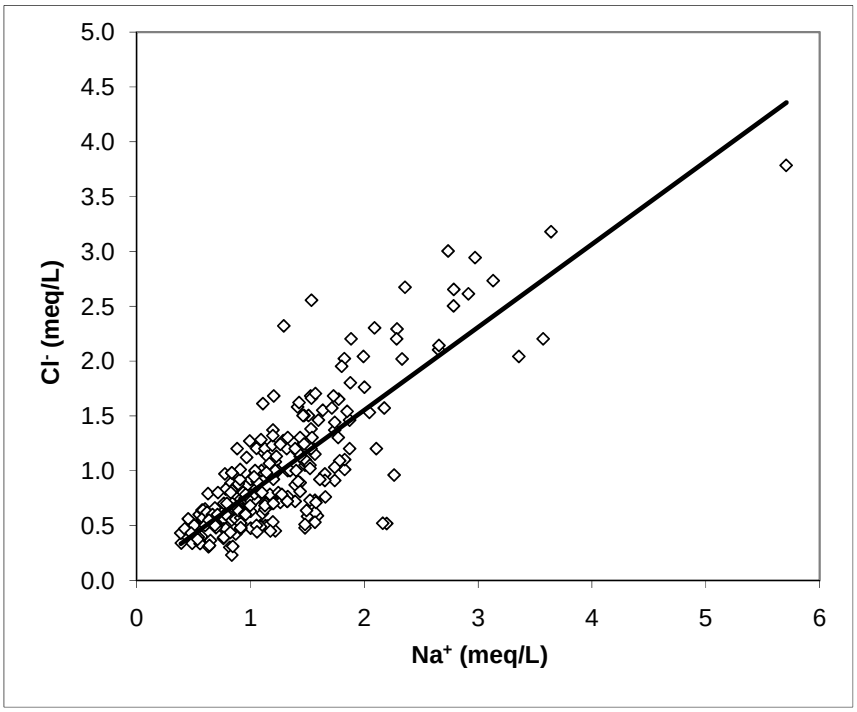


Figure 5. Relationship between Cl^- and Na+ content in groundwater from perched-water bodies (best fit line: y=0.756x+0.042).

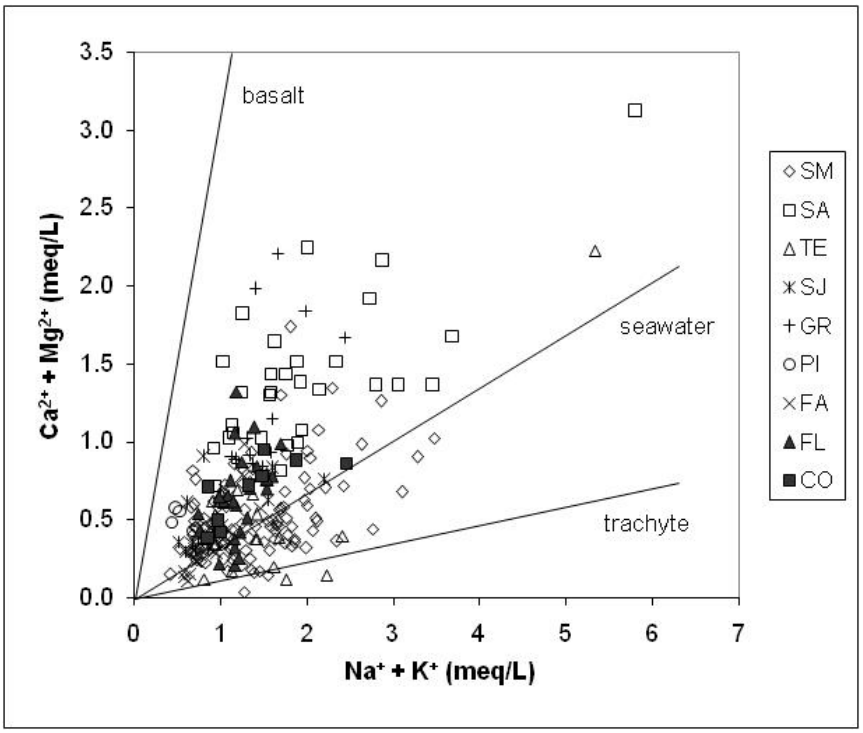


Figure 6. Relationship between Na^++K+ and Ca^{2+}+Mg^{2+} in groundwater from perched-water bodies.

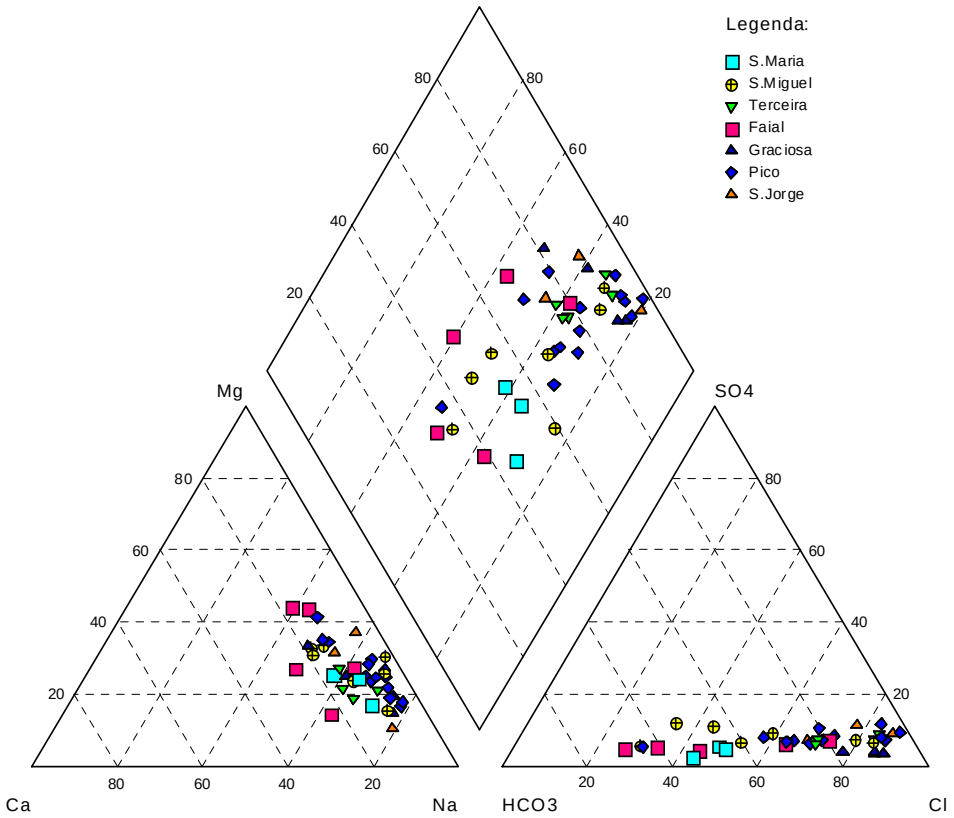


Figure 7. Piper diagram showing major-ion composition in the basal groundwater bodies.

Mineral waters

Mineral waters commonly discharge in volcanic regions worldwide, reflecting the nature of the eruptive processes responsible by the volcano edifice growth, and their composition is influenced by the different geochemical processes in the volcano edifice as well as in its roots. Previous hydrogeochemical studies on mineral waters in volcanic terrains either highlight the geochemical processes explaining water composition during volcano dormancy (Delmelle et al. 1998; Valentino et al. 1999; Valentino and Stanzione 2003; Brombach et al. 2000; Varekamp et al. 2001; Evans et al. 2006; Grassa et al. 2006; Minissale et al. 2007; D´Alessandro et al. 2008; Dotsika et al. 2009), or changes associated to eruption episodes (Goff et al. 2000; Shevenell and Goff 1993).

In the Azores, mineral waters discharge in 7 of the 9 islands, namely at São Miguel, Terceira, São Jorge, Pico, Faial, Graciosa and Flores. About 75% of the mineral water discharges are located at São Miguel island, and the remaining are more equally distributed in other islands (Cruz & França, 2006; Cruz et al., 2010c). The dominant type of discharge are springs, that corresponds to 74% of the total, but drilled wells and boiling pools at fumarolic fields are both about 10%. The more traditional hand-dug wells correspond only to 2% of the discharges.

Mineral waters are mainly discharging from perched-water bodies (66%), about twice the discharges on the basal aquifer systems. From the discharges from São Miguel, the majority are located in the 100 to 300 m-altitude range, and only 7 are at an altitude lower than 10 m. Discharges from Terceira and Pico are all located at an altitude lower than 10 m, while the majority of the springs at São Jorge are located in the 50 to 200 m-altitude range.

A data base on mineral waters composition depicts a large range of chemical characteristics and diverse water types. Temperature measurements range between 15ºC and 99.5ºC (median=35ºC), conductivity between 139 and 43100 µS/cm (median=906 µS/cm), and pH reveals waters with an extreme acidic character (2.2-7.82; median=5.78). Considering only the samples collected on discharges located in São Miguel island, by far the larger group, patterns are similar: temperature varies between 15ºC and 99.5ºC (median=35.6ºC), conductivity between 139 and 28000 µS/cm (median=587 µS/cm) and pH ranging in the interval 2.2-7.71.

The sodium bicarbonate and sodium chloride are the main water types, besides samples that can be considered as intermediate between these end-members in the anionic triangle of a Piper-type diagram (Figure 8). Na-HCO_3 waters are commonly observed in the periphery of geothermal fields been typical of early stages of interaction between meteoric water and rocks (Cioni et al., 1992; Chiodini et al., 1996; Lewicki et al., 2000). The effect of water-rock interaction is shown by the relation between HCO_3 and SiO_2, which depict a common enrichment in mineral waters and is controlled by water temperature. The bicarbonate enrichment derives from fluid acidity neutralisation trough silicate, enhanced by a volcanic source corresponding to the absorption of CO_2-rich vapors in perched-aquifers.

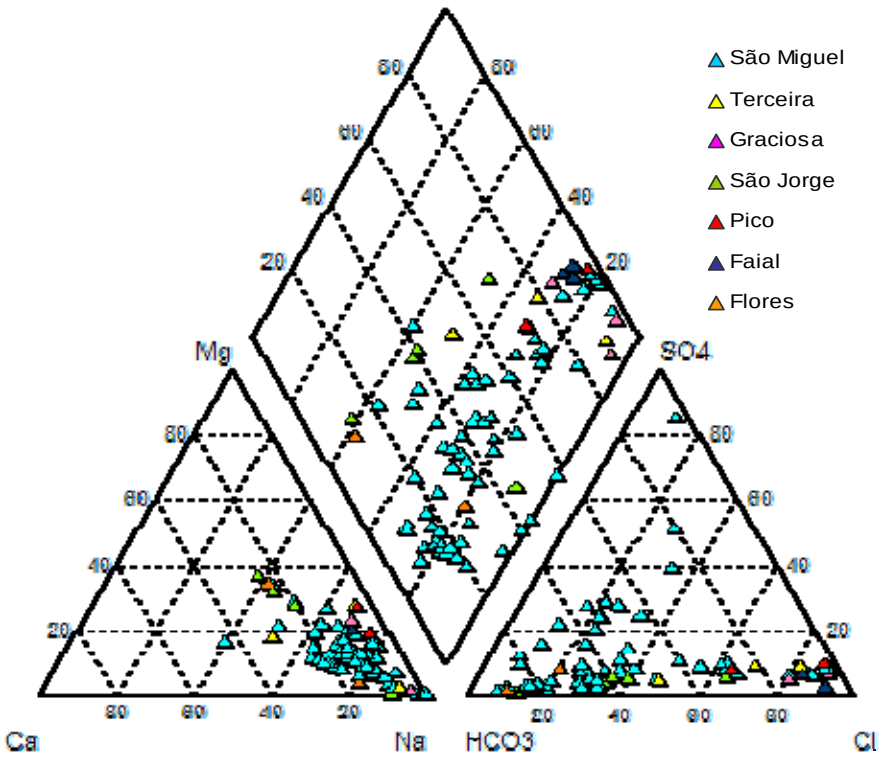


Figure 8. Piper diagram showing major-ion composition from mineral waters in the Azores.

The sulphate-enrichment trend presented by a few samples results from steam-heating processes in perched-aquifers. The oxidation of reduced sulphur species in the shallow steam-heated aquifer explains also the low pH observed in SO_4-rich samples from boiling pools. A similar effect has been discussed in the case of acid-sulfate waters from Yellowstone Park (USA) (Nordstrom et al., 2009) and from Copahue volcano (Argentina) (Varekamp et al., 2009).

In the Na/1000-K/100-$Mg^{1/2}$ ternary plot proposed by Giggenbach (1988), to couple Na-K and K-Mg geothermometers, the majority of thermal waters are plotted near the $Mg^{1/2}$ corner, suggesting immature conditions (Figure 9) (Cruz et al., 2010c). A trend is depicted by a few waters, which indicates an equilibration temperature of about 160ºC for the geothermal end-member involved in their origin respectively for São Miguel and Graciosa islands. Nevertheless, despite samples from fumarolic boiling pools are plotted near the full equilibration line, suggesting a close approximation to geothermal reservoir temperature in São Miguel, measurements conducted in deep wells in this island indicates a higher temperature range (230ºC-240ºC; Carvalho et al., 2006).

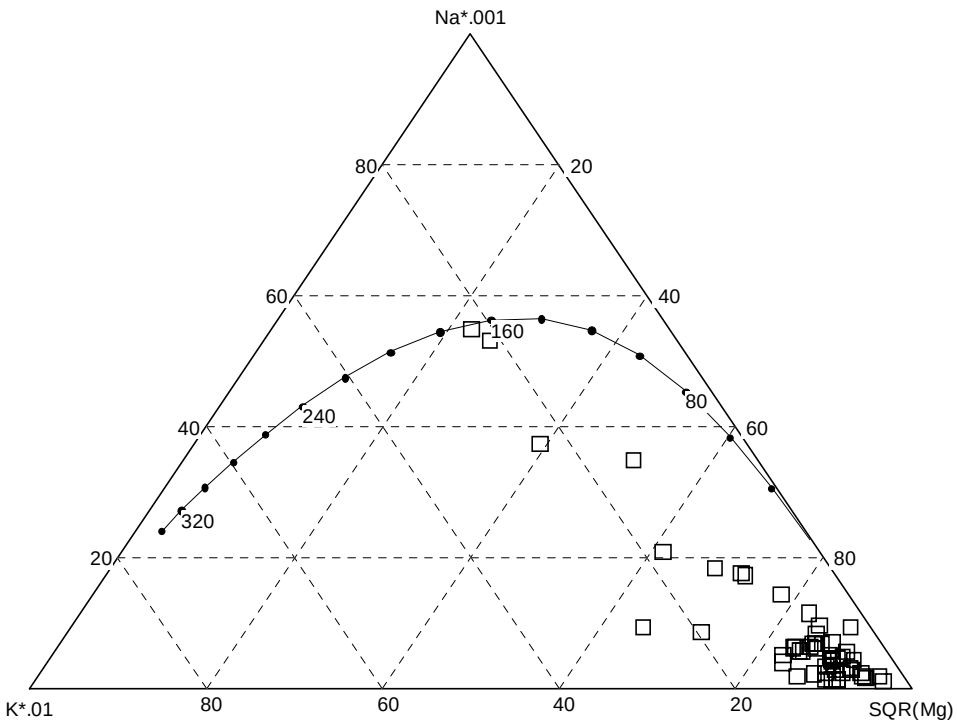


Figure 9. Representation of the Na/1000-K/100-$Mg^{1/2}$ ternary plot for thermal waters.

CONCLUDING REMARKS

Groundwater is one of the most valuable natural resources at Azores archipelago, and despite the environmental, social and economical value of groundwater, is subjected to an increase of pressure as already recognized in several studies. Groundwater pollution due to agricultural activities, salinization or lack of appropriate waste water sewage systems have been reported in the majority of the nine islands. As a result, sometimes, failure to comply regarding EU and national water quality regulations may occur, even if locally, and this

stresses the need to improve groundwater monitoring and management practices, to which the legal instruments are capital.

An example of such a legal instrument corresponds to the Water Framework Directive (Directive 2000/60/CE; WFD), adopted on the 23rd of October 2000, which is the main EU water policy instrument, associated to a rather demanding implementation strategy. According to the WFD, groundwater should achieve the so-called "good status" by 2015, regarding quantitative and chemical aspects, and to reach this overall objective a proactive approach toward sustainable resource exploitation is defined. This legislative act was later complemented by the Groundwater Directive (2006/118/CE), which came to force on the 12th December in order to develop principles to groundwater protection and sustainable development, especially in what concern to pollution prevention and control.

Water monitoring is one of the key aspects of the WFD and the Groundwater Directive, and monitoring of the chemical status of groundwater bodies, in the overall context of EU legislation, has been implemented at the Azores archipelago (Cruz et al., 2010d). Despite priority given to chemical status, a new challenge is now foreseen in the Azores, as the quantitative monitoring of groundwater bodies should be implemented in a second phase in order to fully comply regarding EU Directives.

Therefore, and building on this example, the new Azores River Basin District management plan must address groundwater issues with a solid science background, to which hydrogeologists community should be instrumental. The interrelationship between science and water policy must be improved in order to enhance full integration of both subjects, and the inspiring contributions from Professor Emilio Custodio depicts the advantages of proceed along that path.

ACKNOWLEDGEMENTS

The example of scientific wisdom and friendship provided by Professor Emilio Custodio is fully acknowledged. The author is grateful to Professor Custodio for providing major hydrogeological science breakthroughs, namely in what concerns groundwater occurrence and quality in volcanic islands. The author is also grateful to the editors of this book, as well as to all researchers and stakeholders that contribute to strengthen hydrogeological research in the Azores.

BIBLIOGRAPHIC REFERENCES

Abdel-Monen, A., Fernandez, L. and Boone, G. (1975). *K/Ar ages from the eastern Azores group (Santa Maria, São Miguel and the Formigas Islands*. Lithos 4: 247-254.

Aiuppa, A., Allard, P., D´Alessandro, W., Michel, A., Parello, F., Treuil, M. & Valenza, M. (2000). *Mobility and fluxes of major, minor and trace metals during basalt weathering and groundwater transport at Mt. Etna volcano (Sicily)*. Geochim. Cosmochim. Acta 64: 1827-1841.

Allard, P., Jean-Baptiste, P., D´Alessandro, W., Parello, F., Parisi, B.& Flehoc, C. (1997). *Mantle-derived helium and carbon in groundwaters and gases of Mount Etna, Italy*. Earth Planet. Sci. Lett. 148: 501-516.

Almeida, C., Romariz, C. & Silva, M.O. (1984). *Hidroquímica da ilha da Madeira*. Recursos Hídricos 5: 33-42.

Azevedo, J.M.M. (1998). *Geologia e Hidrogeologia da ilha das Flores (Açores - Portugal)*. Ph.D. Thesis. Coimbra Univ.. Coimbra. 403 pp. (in Portuguese)

Barenblatt, G.I., Zheltsov, I.P. & Kochina, I.N. (1960). *Basic concepts in the theory of seepage of homogeneous liquids in fissured rocks*. J. App. Math. Mech. 24: 1286–1303.

Berner, E.K. & Berner, R.A. (1996). *The global water cycle, geochemistry and environment*. Prentice-Hall. Englewood Cliffs.

Brombach, T., Marini, L. & Hunziker, J.C. (2000). *Geochemistry of the thermal springs and fumaroles of Basse-Terre Island, Guadeloupe, Lesser Antilles*. Bol. Volcanology 61: 477-490.

Brusca, L., Aiuppa, A., D´Álessandro, W., Parello, F., Allard, P. & Michel, A. (2001). *Geochemical mapping of magmatic gas-water-rock interactions in the aquifer of Mount Etna volcano*. J. Volcanol. Geotherm. Res. 108: 199-218.

Carvalho, M.R. (1999). *Hidrogeologia do maciço vulcânico de Água de Pau/Fogo (São Miguel - Açores)*. Ph.D. Thesis. Lisbon Univ.. Lisbon. 445 pp. (in Portuguese)

Carvalho, M.R., Forjaz, V.H. & Almeida, C. (2006). *Chemical composition of deep hydrothermal fluids in the Ribeira Grande geothermal field (São Miguel, Azores)*. J Volcanol Geotherm Res 156: 116-134.

Chiodini, G., Cioni, R., Frullani, A., Guidi, M., Marini, L., Prati, F. & Raco, B. (1996). *Fluid geochemistry of Montserrat Island, West Indies*. Bull Volcanol 58: 380-392.

Cioni, R., Fanelli, G., Guidi, M., Kinyariro, J.K. & Marini, L. (1992). *Lake Bogoria hot springs (Kenya): geochemical features and geothermal implications*. J Volcanol Geotherm Res 50: 231-246.

Coutinho, R.M. (1990). *Estudo hidrogeológico do maciço das Sete Cidades*. Dissertação para a obtenção do M.Sc. Thesis, Lisbon Univ.. Lisbon. 134 pp. (in Portuguese)

Coutinho, R. (2000). *Elementos para a monitorização sismovulcânica da ilha do Faial (Açores): caracterização hidrogeológica e avaliação de anomalias de Rn associadas a zonas de desgaseificação*. Ph.D. Thesis. Azores Univ.. Ponta Delgada. 342 pp. (in Portuguese)

Cruz, J.V. (1992). *Hidrogeologia da ilha de Santa Maria*. M.Sc. Thesis, Lisbon Univ.. Lisbon. 486 pp. (in Portuguese)

Cruz, J.V. (1997). *Hidrogeologia da Ilha do Pico*. Ph.D. Thesis. Azores Univ.. Ponta Delgada. 433 pp. (in Portuguese)

Cruz, J.V. (2001a). *Recursos Subterrâneos. Plano Regional da Água da Região Autónoma dos Açores*. Relatório Técnico-Científico 03/DGUA/01, Centro de Geologia Ambiental. DG/UA. Ponta Delgada. 453 pp.

Cruz, J.V. (2001b). *Salinization of the Basal Aquifer System at Volcanic Islands: Azores Archipelago (Portugal) Case Study*. In: Ribeiro, L. (Ed.), Proceedings 3th International Conference on Future Groundwater Resources at Risk: 633-640. CVRM-Geosystems Center. Lisbon.

Cruz, J.V. (2003). *Groundwater and volcanoes: examples from the Azores archipelago*. Environmental Geology 44: 343-355.

Cruz, J.V. (2004). *Ensaio sobre a água subterrânea nos Açores. História, ocorrência e qualidade*. Ed. SRA, Ponta Delgada, 288 pp. (in Portuguese)

Cruz, J.V. & Amaral, C. (2004). *Major ion chemistry of groundwaters from perched-water bodies at Azores (Portugal) volcanic archipelago*. Applied Geochemistry 19: 445-459.

Cruz, J.V. & Coutinho, R. (1998). *Breve nota sobre a importância dos recursos hídricos subterrâneos no arquipélago dos Açores*. Açoreana 8: 591-594. (in Portuguese)

Cruz, J.V. & França, Z. (2001). *Mineral and thermal waters in the Azores archipelago (Portugal): Geological setting and hydrogeochemical outline*. *In*: Seiler, K.-P & Wohnlich, S. (Eds.), Proceedings of the XXXI IAH Congress - New Approaches to Characterising Groundwater Flow: 477-481. Balkema Publishers. Munique.

Cruz, J.V. & França, Z. (2006). *Hydrogeochemistry of thermal and mineral springs of the Azores archipelago (Portugal)*. J. Volcanol. Geotherm. Res. 151: 382-398.

Cruz, J.V. & Silva, M.O. (2000). *Groundwater salinisation in Pico island (Azores, Portugal): origin and mechanisms*. *Environmental Geology* 39:1181-1189.

Cruz, J.V. & Silva, M.O. (2001). *Hydrogeologic framework of the Pico island (Azores, Portugal)*. Hydrogeology Journal 9: 177-189.

Cruz, J.V., Silva, M.O. & Carvalho, M.R. (1992). *Hidrogeoquímica das águas subterrâneas da ilha de Santa Maria (Açores)*. Geolis 6: 121-135.

Cruz, J.V., Coutinho, R.M., Carvalho, M.R., Oskarsson, N. & Gislason, S.R. (1999). *Chemistry of waters from Furnas volcano, São Miguel, Azores: fluxes of volcanic carbon dioxide and leached material*. J. Volcanol. Geotherm. Res. 92: 151-167.

Cruz, J.V., Antunes, P., França, Z., Nunes, J.C. & Amaral, C. (2006). *Volcanic lakes from the Azores archipelago (Portugal): geological setting and geochemical characterization*. J. Volcanol Geotherm Res 156: 135-157.

Cruz, J.V., Pacheco, D., Coutinho, R., Cymbron, R., Mendes, S., Antunes, Fontiela, J. e Freire, P. (2010a). *Chemical monitoring of river water bodies in an EU outermost region: examples from the Azores archipelago (Portugal)*. J. Environ. Monit. 12: 2216–2225.

Cruz, J.V., Coutinho, R., Pacheco, D., Cymbron, R., Antunes, P., Antune, P., Freire, P, Mendes, S., Fontiela, J. & Anglade, J. (2010b) – *Groundwater salinization in the Azores archipelago (Portugal): an overview*. In: Condesso de Melo, T., Lebbe, L., Cruz, J.V., Coutinho, R., Langevin, C e Buxo, A. (Eds), Proceedings SWIM 21 – 21st Salt Water Intrusion Meeting109-112. Ponta Delgada.

Cruz, J.V., Freire, P. & Costa, A. (2010c). *Mineral waters characterization in the Azores archipelago (Portugal)*. J. Volcanol. Geotherm. Res.190: 353-364.

Cruz, J.V., Pacheco, D., Cymbron, R. & Mendes, S. (2010d). *Monitoring of the groundwater chemical status in the Azores archipelago (Portugal) in the context of the EU Water Framework Directive*. Environmental Earth Sciences 61: 173-186.

Cruz, J.V., Coutinho, R., Pacheco, D., Cymbrom, R., Antunes, P., Freire, P. Mendes, S. (2011). *Groundwater salinization in the Azores archipelago (Portugal)*. Environmental Earth Sciences 62: 1273-1285.

Cruz, T. (2008). *Contribuición de la modelación numérica e hidroquímica al conocimiento del acuífero de LA Aldea (Gran Canaria, Ilhas Canarias)*. Ph.D. Thesis. Univ. Las Palmas de Gran Canaria. Las Palmas de Gran Canaria. 307 pp.

Custodio, E. (1975). Hidrogeologia de formaciones volcánicas. Proceedings 3rd UNESCO-ESA-IHA Symposium on Groundwater: 23-69. Palermo.

Custodio, E. (1978). Geohidrologia de terrenos e islas volcánicas. Inst. Hidrologia - Centro Estúdios Hidrográficos, Madrid, 303 pp.

Custodio, E. (1989). Groundwater characteristics and problems in volcanic rock terrains. In: Isotopic techniques in the study of the hydrology of fractures and fissured Rocks: 87-137. IAEA. Vienna.

D'Alessandro, W., Brusca, L., Kyriakopoulos, K., Michas, G. & Papadakis, G. (2008). *Methana, the westernmost active volcanic system of the south Aegean arc (Greece): insight from fluids geochemistry*. J Volcanol Geotherm Res 178: 818-828.

Delmelle, P., Kusakabe, M., Bernard, A., Fisher, T., Brouwer, S. & Mundo, E. (1998). *Geochemical and isotopic evidence for seawater contamination of the hydrothermal system of Taal Volcano, Luzon, The Philippines*. Bull Volcanol 59: 562-576.

Dotsika, E., Poutoukis, D., Michelot, J.L. & Raco, B. (2009). *Natural tracers for identifying the origin of the thermal fluids emerging along the Aegean Volcanic arc (Greece): evidence of Arc-Type Magmatic Water (ATMW) participation*. J Volcanol Geotherm Res 179:19-32.

DROTRH (2006). *Relatório síntese de caracterização da Região Hidrográfica, Arquipélago dos Açores, Portugal*. DROTRH. Ponta Delgada. 91 pp. (in Portuguese)

DROTRH (2007). *Carta de ocupação do solo da Região Autónoma dos Açores*. DROTRH/SRAM. Ponta Delgada. 54 pp. (in Portuguese)

DROTRH–INAG (2001). *Plano Regional da Água. Relatório técnico. Versão para consulta pública*. DROTRH-INAG. Ponta Delgada. 414 pp. (in Portuguese)

Ecker, A. (1976). *Groundwater behavior in Tenerife, volcanic island (Canary islands, Spain)*. J. Hydrology, 28, pp. 73-86.

Erskine, A.D. (1991). *The effect of tidal fluctuation on a coastal aquifer in the UK*. Ground Water 29: 556–562.

Evans, W., Bergfeld, D., van Soest, M., Huebner, M., Fitzpatrick, J. & Revesz, K. (2006). *Geochemistry of low-temperature springs northwest of Yellowstone caldera: Seeking the link between seismicity, deformation, and fluid flow*. J Volcanol Geotherm Res 154: 169-180.

Federico, C., Aiuppa, A., Allard, P., Bellomo, S., Jean-Baptiste, P., Parello, F. & Valenza, M. (2002). *Magma-derived gas influx and water-rock interaction in the volcanic aquifer of Mt. Vesuvius, Italy*. Geochim. Cosmochim. Acta 66: 963-981.

Ferreira, D.B. (1980). *Contribution à l´étude dês ventes et de l´humidité dans les isles centrales de lárchipel dês Açores*. Ed. Centro de Estudos Geográficos, Lisboa, 329 pp.

Ferreira, T. & Oskársson, N. (1999). *Chemistry and isotopic composition of fumarole discharge of Furnas caldera*. J. Volcanol. Geotherm. Res. 92: 169-179.

Fetter, C.W. (1994). *Applied hydrogeology*. Prentice-Hall. New Jersey.

Gaspar, J.L., Queiroz, G., Pacheco, J.M., Ferreira, T., Wallenstein, N., Almeida, M.H. & Coutinho, R. (2004). *Basaltic lava balloons produced during the 1998-2001 Serreta submarine ridge eruption (Azores)*. In: White JDL, Smellie JL, Clague DA (ed), Explosive subaqueous volcanism. Geophysical Monograph. 140: 205-212. American Geophysical Union.

Giggenbach, W.F. (1988). *Geothermal solute equilibria. Derivation of Na-K-Ca-Mg geoindicators*. Geochim. Cosmochim. Acta 52: 2749-2765.

Giggenbach, W.F. (1992). *Isotopic shift in waters from geothermal and volcanic systems along convergent plate boundaries and their origin*. Earth Planet. Sci. Lett. 113: 495-510.

Gíslason, S. & Arnórsson, S. (1993). *Dissolution of primary basaltic minerals in natural waters: saturation state and kinetics*. Chemical Geology 105: 117-135.

Gíslason, S. & Eugster, H.P. (1987). *Meteoric water-basalt interactions. II: A field study in N.E. Iceland*. Geochim. Cosmochim. Acta 51: 2841-2855.

Gíslason, S., Arnórsson, S. & Ármannsson, Á. (1996). *Chemical weathering of basalt in southwest Iceland: effects of runoff, age of rocks and vegetative/glacial cover*. Amer. J. Science 296: 837-907.

Goff, F., McMurtry, G.M., Counce, D., Simac, J.A., Roldán-Manzo, A.R. & Hilton, D.R. (2000). *Contrasting hydrothermal activity at Sierra Negra and Alcedo volcanoes, Galapagos Archipelago, Ecuador*. Bull Volcanol 62: 34-52.

Grassa, F., Capasso, G., Favara, R. & Inguaggiato, S. (2006). *Chemical and isotopic composition of waters and dissolved gases in some thermal springs of Sicily and adjacent volcanic islands, Italy*. Pure App. Geophys 163: 781-807.

Herrera, C. & Custodio, E. (2008). *Conceptual hydrogeological model of volcanic Easter Island (Chile) after chemical and isotopic surveys*. Hydrogeology Journal 16: 1329-1348.

Hunt, C.D., Ewart, C.J. & Voss, C.I. (1988). *Region 27, Hawaiian islands*. *In*: Back, W., Rosenshein, J.S. & Seaber, P.R. (Eds.), Hydrogeology, The Geology of North America. Vol. O-2: 255-262. Ed. Geol. Soc. America, Boulder.

Ingebritsen, S.E. & Sholl, M.A. (1993). *The hydrogeology of Kilauea volcano*. Geothermics 22: 255-270.

Join, J.-L, Coudray, J. & Longworth., K. (1997). *Using principal components analysis and Na/Cl ratios to trace groundwater circulation in a volcanic island: the example of Reunion*. J. Hydrology 190: 1-18.

Join, J.-L., Pommé, J.-B., Coudray, J. & Daesslé, M. (1988). *Caractérisation des aquifères basaltiques en domaine littoral. Impact d´un récif coralien*. Hydrogéologie 2: 107-115.

Kim, Y., Lee, K.-S., Koh, D.-C., Lee, D.-H., Lee, S.-G., Park, W.-B., Koh, G.-W. & Woo, N.-C. (2003). *Hydrogeochemical and isotopic evidence of groundwater salinization in a coastal aquifer: a case study in Jeju volcanic island, Korea*. J. Hydrology 270: 282-294.

Langmuir, D (1997). *Aqueous environmental geochemistry*. Ed. Prentice Hall. Upper Sadle River. 600 pp.

Lau, L.S. & Mink, J.F. (1995). *Groundwater modelling in Hawaii: a historical perspective*. *In*: El-Kadi, A.I. (Ed.), Groundwater models for resources analysis and Management: 253-274. CRC Press. Boca Raton.

Lewicki, J., Fischer, T. & Williams, S. (2000). *Chemical and isotopic compositions of fluids at Cumbal Volcano, Colombia: evidence for magmatic contribution*. Bull Volcanol 62: 347-361.

Louvat, P. (1997). Étude géochimique de l´érosion fluviale d´îles volcaniques à l´aide des bilans d´éléments majeurs et traces. PhD Dissertation. IPGP. Paris. 322 pp.

Macdonald, G.A., Abbot, A.T. and Peterson, F.L. (1983). *Volcanoes in the Sea, 2nd edition*: Honolulu, Hawaii, University of Hawaii Press, 517 pp.

Martins, G., Ribeiro, D., Pacheco, D., Cruz, J.V., Cunha, R., Gonçalves, V., Nogueira, R. & Brito, A.G. (2008). *Prospective scenarios for water quality and ecological status in Lake Sete Cidades (Portugal): the integration of mathematical modelling in decision processes*. Applied Geochemistry 23: 2171-2181.

Minissale, A., Mattash, M., Vaselli, O., Tassi, F., Al-Ganad, I., Selmo, E., Shawki, N., Tedesco, D., Poreda, R., Ad-Dukhain, A. & Hazzae, M. (2007). *Thermal springs, fumaroles and gas vents of continentalYemen: Their relation with active tectonics, regional hydrology and the country's geothermal potential*. App. Geochem 22: 799-820.

Muñoz Sanz, J. (2005). *Caracterización hidrogeológica del acuífero de La Aldea (Gran Canaria)*. Ph.D. Thesis. Univ. Las Palmas de Gran Canaria. Las Palmas de Gran Canaria. 584 pp.

Nordstrom, D.K., McCleskey, R.B. & Ball, J.W. (2009). *Sulfur geochemistry of hydrothermal waters in Yellowstone National Park: IV Acid-sulfate waters*. App. Geochem 24:191-207

Peterson, F.L. (1972). *Water development on tropic volcanic islands type example: Hawaii*. Ground Water 10: 18-23.

Peterson, F.L. (1993). *Hydrogeology of volcanic oceanic islands*. *In*: Sakura, Y. (Ed.), Selected Papers on Environmental Geology. Vol. 4: 163-171. Ed. Heise.

Porteiro, J.M. (2000). *Lagoas dos Açores : elementos de suporte ao planeamento integrado*. Ph.D. Thesis. Azores Univ.. Ponta Delgada. (in Portuguese)

Prada, S. (2000). *Geologia e Recursos Hídricos Subterrâneos da Ilha da Madeira*. Ph.D. Thesis. Madeira Univ.. Funchal. 351 pp.

Ribeiro, D., Martins, G., Nogueira, R., Cruz, J.V. & Brito, A.G. (2008). *Phosphorus fractionation in volcanic lake sediments (Azores – Portugal)*. Chemosphere 70: 1256-1263.

Cabrera, M.C. (1995). *Caracterización y funcionamento hidrogeológico del acuífero costero de Telde (Gran Canaria)*. Ph.D. Thesis. Univ. Salamanca. Las Palmas de Gran Canaria. 384 pp.

Santos, M.C., Pacheco, D., Santana, A.F. & Muelle, H. (2005). *Cyanobacteria blooms in Sete Cidades lake (São Miguel Island – Azores)*. Algological Studies 117: 393-406.

Shevenell, L. & Goff, F. (1993). *Addition of magmatic volatiles into the hot spring waters of Loowit Canyon, Mount St. Helens, Washington, USA*. Bull Volcanol 35: 489-503.

Silva, M.O. (1988). *Hidrogeologia da ilha da Madeira*. Geolis 2: 96-102.

Stieltjes, L., Gourgand, B. & Steenhoudt, M. (1988). *Modes de circulation et de gisement de l´eau souterraine dans un volcan bouclier basaltique: exemple de l´île de la Réunion*. Hydrogéologie 2: 83-94.

Streltsova, T.D. (1975). Hydrodynamics of ground water flow in fractured formations. Water Resour. Res. 12: 405–414.

Todd, D.K. (1980). *Groundwater hydrology*. Ed. John Wiley e Sons. New York. 535 pp.

Valentino, G.M. & Stanzione, D. (2003). *Source processes of the thermal waters from the Phlegraean Fields (Naples, Italy) by means of the study of selected minor and trace elements distribution*. Chem. Geol. 194: 245-274.

Valentino, G.M., Cortecci, G., Franco, E. & Stanzione, D. (1999). *Chemical and isotopic compositions of minerals and waters from the Campi Flegrei volcanic system, Naples, Italy*. J Volcanol Geotherm Res 91: 329-344.

Varekamp, J.C., Ouinette, A., Herman, S., Bermudez, A. & Delpino, D. (2001). *Hydrothermal elemental fluxes during the 2000 eruptions of Copahue, Argentina. A "beehive volcano in turmoil"*. Geology 29: 1059-1062.

Varekamp, J.C., Ouimette, A.P., Herman, S.W., Flynn, K.S., Bermudez, A. & Delpino, D. (2009). *Naturally acid waters from Copahue volcano, Argentina*. App. Geochem 24:208-220

Violette, S., Ledoux, E., Goblet, P. & Carbonnel, J.-P. (1997). *Hydrologic and thermal modeling of an active volcano: the Piton de la Fournaise, Reunion*. J. Hydrology 191: 37-63.

Wood, W.W. & Fernandez, L.A. (1988). *Volcanic rocks*. *In*: Back, W., Rosenshein, J.S. & Seaber, P.R. (Eds.), Hydrogeology, The Geology of North America. Vol. O-2: 353-365. Ed. Geol. Soc. America, Boulder.

Yamamoto, S. (1995). *Volcano body springs in Japan*. Ed. Kokon-Shoin. Tokyo, 264 pp.

2.1.3. LA MODELACIÓN NUMÉRICA DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN CANARIAS

Tatiana CRUZ*

(*) Dpto. de Física. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Campus de Tafira. 35017 Las Palmas de Gran Canaria. tcruz@becarios.ulpgc.es

RESUMEN

Las Islas Canarias han sido objeto de varios modelos de flujo de aguas subterráneas con la finalidad de mejorar el conocimiento de los recursos hídricos subterráneos, permitiendo afinar el modelo conceptual previo que se tenía de los sistemas y optimizar la gestión de los mismos. Los modelos numéricos se basan en el modelo conceptual aceptado para cada isla de un acuífero único con un zócalo impermeable con baja permeabilidad y gradiente hidráulico descendiente hacia la costa. En este esquema, y en régimen natural, la recarga tiene lugar en las zonas altas y medianías y las descarga se produce hacia el mar o por manantiales donde los materiales impermeables afloran. Existen modelos desarrollados en las islas de Tenerife (para toda la isla) y Gran Canaria (en su conjunto y en varios sistemas acuíferos concretos). La elaboración y el desarrollo de los modelos han presentado gran dificultad debido la falta de información hidrogeológica y la complejidad estructural de las islas volcánicas con una heterogeneidad y anisotropía muy marcada.

Palabras clave: *Modelación hidrogeológica, terrenos volcánicos, Islas Canarias*

INTRODUCCIÓN

La modelación hidrogeológica constituye una herramienta potente tanto para la investigación de sistemas hidrogeológicos, como para diseñar una gestión hídrica sostenible de los mismos. Sin embargo, para abordar la modelación de un sistema hidrogeológico se debe contar con un modelo conceptual previo y una cantidad suficiente de información de calidad que permitan desarrollar la representación numérica de forma consistente. Los acuíferos volcánicos no constituyen una excepción a esta premisa: sus características particulares, como heterogeneidad y anisotropía marcadas, un nivel de saturación regional no siempre reconocible a pequeña escala y variaciones laterales en los parámetros hidráulicos no predecibles, pueden hacer la labor de modelado especialmente dificultosa. A ello hay que sumar la falta de información en algunas zonas.

En el caso concreto de las Islas Canarias, los primeros modelos de flujo se realizaron al finalizar el proyecto MAC-21 en 1980 en las islas de Tenerife y Gran Canaria (INTECSA,

1980, 1981). Todos los modelos realizados parten de la hipótesis de considerar cada isla como un acuífero único con un zócalo impermeable, aunque se admite la existencia de acuíferos colgados (SPA-15, 1975). Las permeabilidades en general son bajas y el gradiente hidráulico es elevado en las cumbres y medianías y bajo en las zonas costeras. Las entradas de agua se producen por la infiltración del agua de lluvia y de los excedentes del riego, que generalmente se producen en las zonas costeras. La descarga se produce por las extracciones en pozos y galerías y el flujo subterráneo hacia el mar, definido en volumen por el gradiente hidráulico y la permeabilidad. Cuando hay excedente se acumula en las reservas del acuífero, y cuando hay déficit, estas reservas proporcionan el agua necesaria.

Hasta fecha reciente no se ha abordado la modelación en detalle de una zona concreta como la zona este (IGME, 2006) y la oeste (CRUZ, 2008) de Gran Canaria.

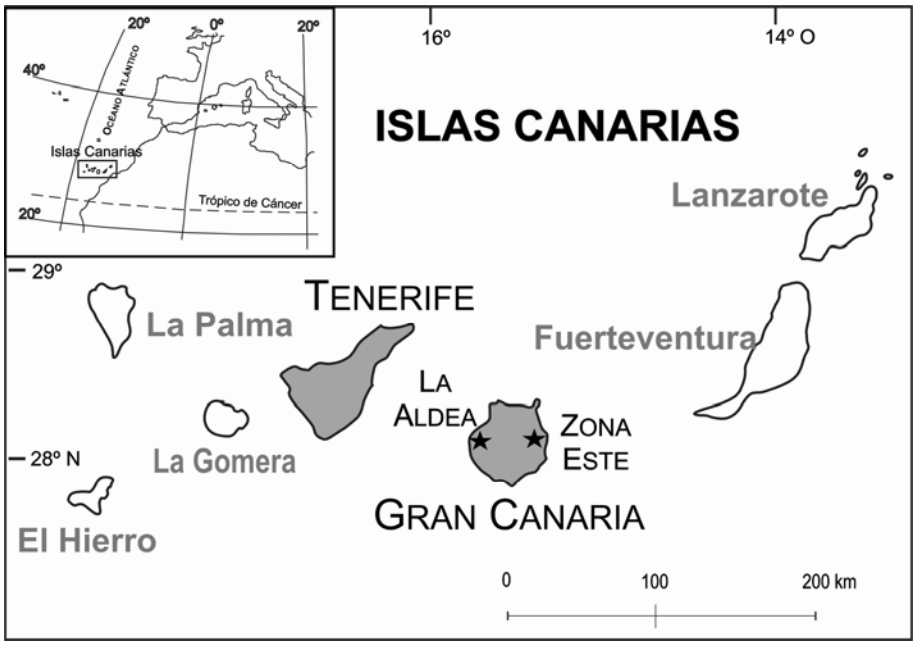


Figura 1. Localización de las Islas Canarias remarcando las islas de Gran Canaria y Tenerife. En Tenerife, se ha desarrollado un modelo de flujo de la isla completa, mientras que en Gran Canaria, se han modelado el valle de La Aldea al oeste (CRUZ, 2008) y el acuífero costero al este de la isla (IGME, 2006).

DESCRIPCIÓN DE LOS MODELOS

Gran Canaria

El primer estudio hidrogeológico de carácter general realizado en la isla de Gran Canaria (Figura 1) fue el Estudio Científico de los Recursos de Agua en las Islas Canarias (SPA-15, 1975), donde se elaboraron estudios de hidrología de superficie y subterránea de todas las islas del archipiélago. En 1980, la empresa INTECSA completó los datos del SPA-15 en el Proyecto titulado “Planificación y Explotación de los Recursos de Agua de las Islas Canarias (MAC-21)” (MAC-21, 1980). En este proyecto se inventariaron una serie de pozos distribuidos por toda la isla. Los datos recabados en los distintos pozos daban información de la situación, administrativos, de propiedad, características constructivas de los pozos, régimen

de explotación, piezometría, parámetros químicos del agua tomados en el campo y parámetros químicos obtenidos en el laboratorio. A partir de estos datos, la misma empresa realizó un modelo matemático de simulación de flujo subterráneo en Gran Canaria (INTECSA, 1981).

El modelo matemático se realizó mediante un programa de simulación de flujo tridimensional por el método de las diferencias finitas (Trescott, 1976), y constaba de tres capas de 1020 nudos cada una (Figura 2). Se realizaron tres modelos matemáticos, dos en régimen estacionario para datos de 1971 y 1980, y uno, en régimen transitorio con datos del periodo de 1971 a 1980. El modelo matemático en régimen estacionario de 1971 se realizó para alcanzar un estado inicial coherente con las permeabilidades calibradas. El modelo matemático en régimen estacionario de 1980 tenía como objetivo calibrar las permeabilidades y acotar las magnitudes de los elementos que constituyen el balance (entradas y salidas). Por último el modelo matemático en régimen transitorio del periodo 1971-1980 permitió calibrar el coeficiente de almacenamiento.

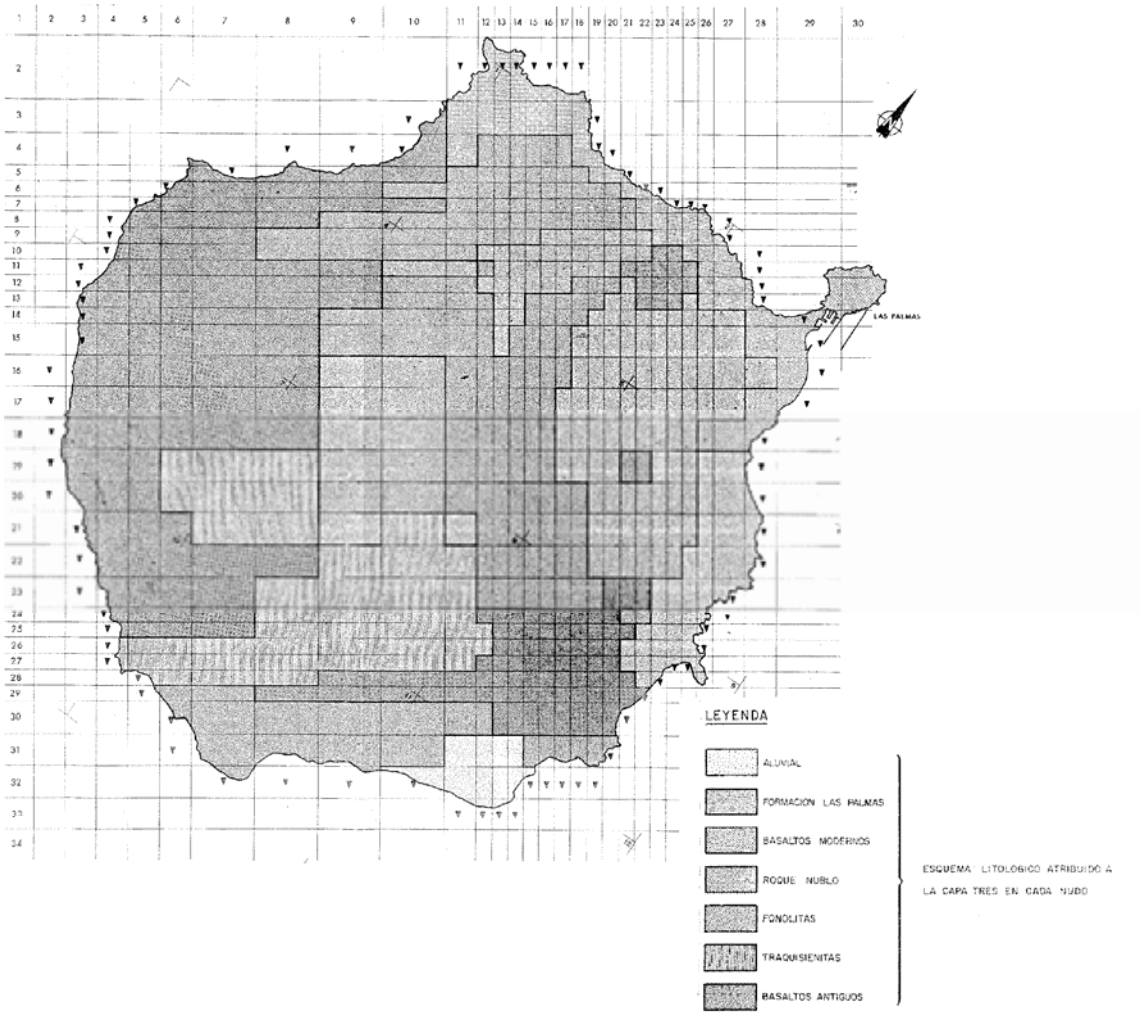


Figura 2. Discretización horizontal de la isla de Gran Canaria realizada por INTECSA (1981). También se muestra la geología superficial considerada para cada celda.

La escasez de datos y su distribución espacio – temporal irregular, fue la principal causa de los problemas en el proceso de análisis, elaboración y síntesis de los mismos. Tan solo un 8% de todos los datos introducidos en el modelo se conocían con fiabilidad. La falta de datos en

el oeste de Gran Canaria impidió la simulación completa de la isla. Debido a ello, se optó por asignar una permeabilidad estimada en algunas zonas, por lo que los resultados del modelo presentan notables limitaciones, inconsistencias e incertidumbres.

Tenerife

En la isla de Tenerife (Figura 1) el Consejo Insular de Aguas de Tenerife, en colaboración de la empresa SURGE Estudios Hidráulicos e Hidrológicos S.A, ha llevado a cabo un modelo de flujo de toda la isla basado en el que se elaboró al finalizar el proyecto MAC-21 en 1980 (INTECSA, 1980), que ha ido sufriendo posteriores actualizaciones (SURGE, 1991; SURGE, 2002).

El principal objetivo del primer modelo realizado en Tenerife (INTECSA, 1980) fue alcanzar una calibración satisfactoria en régimen estacionario para los datos disponibles, para ello se integró toda la información existente de la zona en el modelo, aunque con resultados poco satisfactorios debido a la excesiva sencillez del modelo conceptual de partida y al escaso conocimiento de la estructura hidrogeológica de la isla. Este primer modelo no obtuvo resultados que permitieran simular la evolución del sistema, principalmente porque no se tuvieron en cuenta la anisotropía horizontal de los ejes estructurales o dorsales, la capacidad de almacenamiento de agua en las zonas profundas de dichos ejes, la distribución de la infiltración y recarga de riegos, la estimación de la superficie freática inicial y su evolución, el efecto de las extracciones durante ese periodo, la posición del fondo impermeable o zócalo, y/o la distribución geométrica. En 1991 y ante la imposibilidad de comprobar la capacidad predictiva del anterior modelo, se optó por desarrollar un nuevo modelo que fue denominado MOD-91 (SURGE, 1991). Los objetivos de este nuevo modelo eran los mismos que los del anterior: sintetizar y comprobar la coherencia de los datos, permitir su uso como instrumento de análisis, realizar un diagnóstico de la situación en ese momento y permitir su uso para pronósticos futuros. El programa usado fue el MODFLOW (McDonald and Harbaugh, 1988) modificado para adaptarlo a las características hidrogeológicas de la isla, recibiendo el nombre de MODTENE. Permitía simular las anisotropías de los ejes estructurales de la isla, el tratamiento de la sequía de celdas y profundización de galerías. Sin embargo, la falta de datos en algunas zonas continuaba siendo un problema. Por último en el 2002 se realizó una actualización del MOD-91, aumentando los datos de precipitaciones, el estado de galerías y pozos y modificando la estructura hidrogeológica (Figura 3) y la recarga por infiltración del agua de lluvia.

El modelo se calibró en régimen estacionario para el año 1925 con datos de recarga media anual estimados. Se consiguió un ajuste entre los niveles observados y calibrado correcto, los errores elevados se observaban en zonas reducidas, y en muchas de ellas no se disponía de datos de niveles con precisión suficiente. Durante el proceso de calibración se pudo obtener un mejor ajuste, pero se decidió perder precisión numérica a cambio de adaptar mejor el modelo a las hipótesis de funcionamiento hidrogeológico de la Isla. El modelo también se calibró en régimen transitorio para el periodo 1925-1997. El ajuste a la superficie freático observada en 1997 fue, en general, correcto y el balance hídrico resultó consistente. No existían datos o estimaciones directas de las conductividades hidráulicas y coeficientes de almacenamiento de las distintas zonas debido a la dificultad de realizar ensayos de bombeo en galerías y de interpretar los resultados de los ensayos de bombeo realizados en los pozos debido a la heterogeneidad y anisotropía del medio, por lo que fueron calibrados durante la

modelación en base a criterios hidrogeológicos. El ajuste del nuevo modelo tiene una calidad semejante o incluso peor que la del MOD-91, sin embargo su representación del flujo subterráneo es más realista (SURGE, 2002).

Una vez calibrado, el modelo se utilizó para analizar la evolución futura del acuífero bajo diferentes hipótesis hidrológicas y de explotación. Para la recarga se consideraron dos hipótesis, una hipótesis denominada como pesimista con un valor de recarga inferior a la media, y otra calificada como media, con un valor de recarga promedio de los últimos años. Estas hipótesis de recarga se combinaron con dos hipótesis de extracciones, una restrictiva, en la que las extracciones disminuían, y otra tendencial, donde se suponía un aumento en la explotación. En todos los casos, el acuífero era capaz de proporcionar las extracciones aplicadas y en la simulación más desfavorable se observaba un ligero descenso de los niveles.

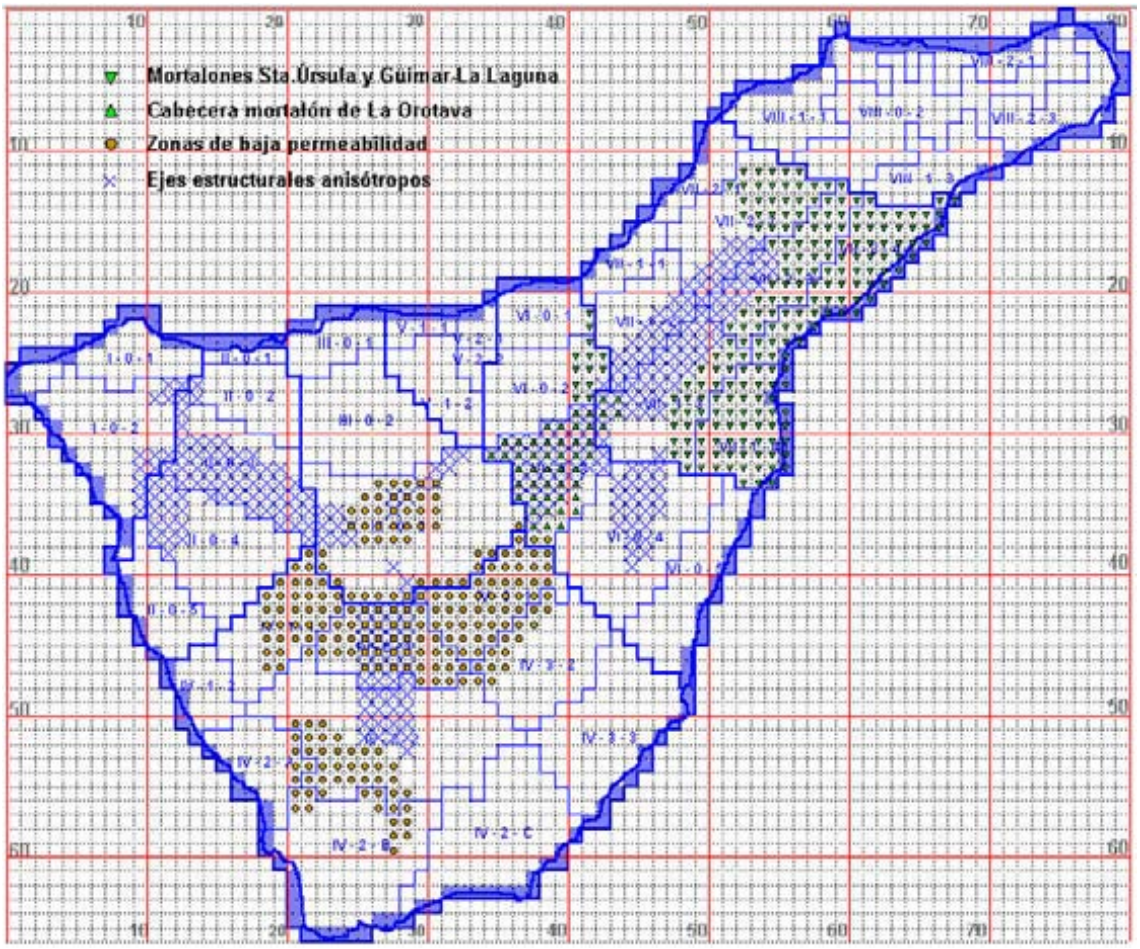


Figura 3. Discretización horizontal de la isla de Tenerife. También se muestran algunas condiciones de contorno (SURGE, 2002).

Zona este de Gran Canaria

En la zona este de la isla de Gran Canaria (Figura 1), el Instituto Geológico y Minero de España en convenio con el Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria realizó un modelo numérico de flujo (IGME, 2006). La modelación fue usada como herramienta para cuantificar la sobreexplotación existente en la zona oriental de la isla tomando como punto de partida el

modelo previo realizado para el proyecto MAC-21. Durante la descripción del modelo se subrayó que la información hidrogeológica disponible de la zona es escasa y muy dispersa en espacio y tiempo, y su calidad es muy variable y debido a ello, la modelización del sector estudiado presenta importantes limitaciones remarcando la necesidad de su mejora y actualización permanente.

La modelación del flujo se realizó mediante un modelo tridimensional, sobre una superficie de 418,5 km^2, aplicando el código en diferencias finitas MODFLOW (Harbaugh, 2005). La zona se dividió horizontalmente en una malla de 46 columnas y 59 filas (de 0.5 x 0.5 km^2) y verticalmente en 3 capas de espesor variable, con un total de 5.127 celdas activas (Figura 4). Las capas no representan formaciones geológicas, las cuales se aproximan mediante la distribución de los parámetros hidráulicos en el sistema, sino estaban condicionadas por el límite superior de la zona saturada y la profundidad de los pozos de bombeo. Durante la modelación se realizó una simulación en régimen estacionario, utilizando como elementos de comparación los resultados del modelo de Gran Canaria (INTECSA, 1981) y los datos piezométricos del período en el que se llevó a cabo el estudio MAC-21 (1980-81). También se realizó una simulación en régimen transitorio en la que, partiendo del ajuste alcanzado en régimen estacionario para las condiciones de 1981, se realizaron simulaciones para el período 1981-1999, mediante 19 períodos anuales, utilizando como elementos de ajuste las piezometrías en planta, correspondientes a la capa superior, para los años 1985- 87, 1990-93 y 1997-99. El período de simulación se prolongó hasta el año 2002, no contando en este caso, con datos de piezometría.

El modelo conceptual asumido considera un flujo tridimensional que, en planta, es radial divergente desde la zona de cumbres hasta las zonas de salida de agua del sistema, que son los bombeos y el mar. Las entradas de agua al sistema son la recarga procedente de lluvia, los retornos de riego y las fugas de la red de abastecimiento. En algunos sectores, se incluyó la entrada de agua de mar.

La escasez de información en una parte importante de la zona de estudio (centro y suroeste) originó que las piezometrías calculadas no pudieran ser comparadas con las observadas aunque el ajuste, según IGME (2006), fue aceptable en las zonas con datos suficientes.

Para la elaboración del modelo no se disponía de medidas directas de ninguno de los términos principales del balance hídrico regional, términos importante para establecer las zonas de sobreexplotación, objetivo principal del trabajo. Únicamente los datos de explotación tenían medidas directas, pero los datos disponibles correspondían a encuestas realizadas de forma puntual que fueron extrapoladas a todo el período modelado. El análisis de los resultados de explotación mostró que los datos eran inconsistentes y por tanto no en la modelización debido a que las extracciones eran superiores a la demanda total de agua en la zona de estudio.

La distribución superficial final obtenida por el modelo de los parámetros hidráulicos no parece obedecer a ningún criterio geológico ni topográfico y los valores calibrados durante la modelación no están dentro de los rangos obtenidos en la bibliografía para esos parámetros.

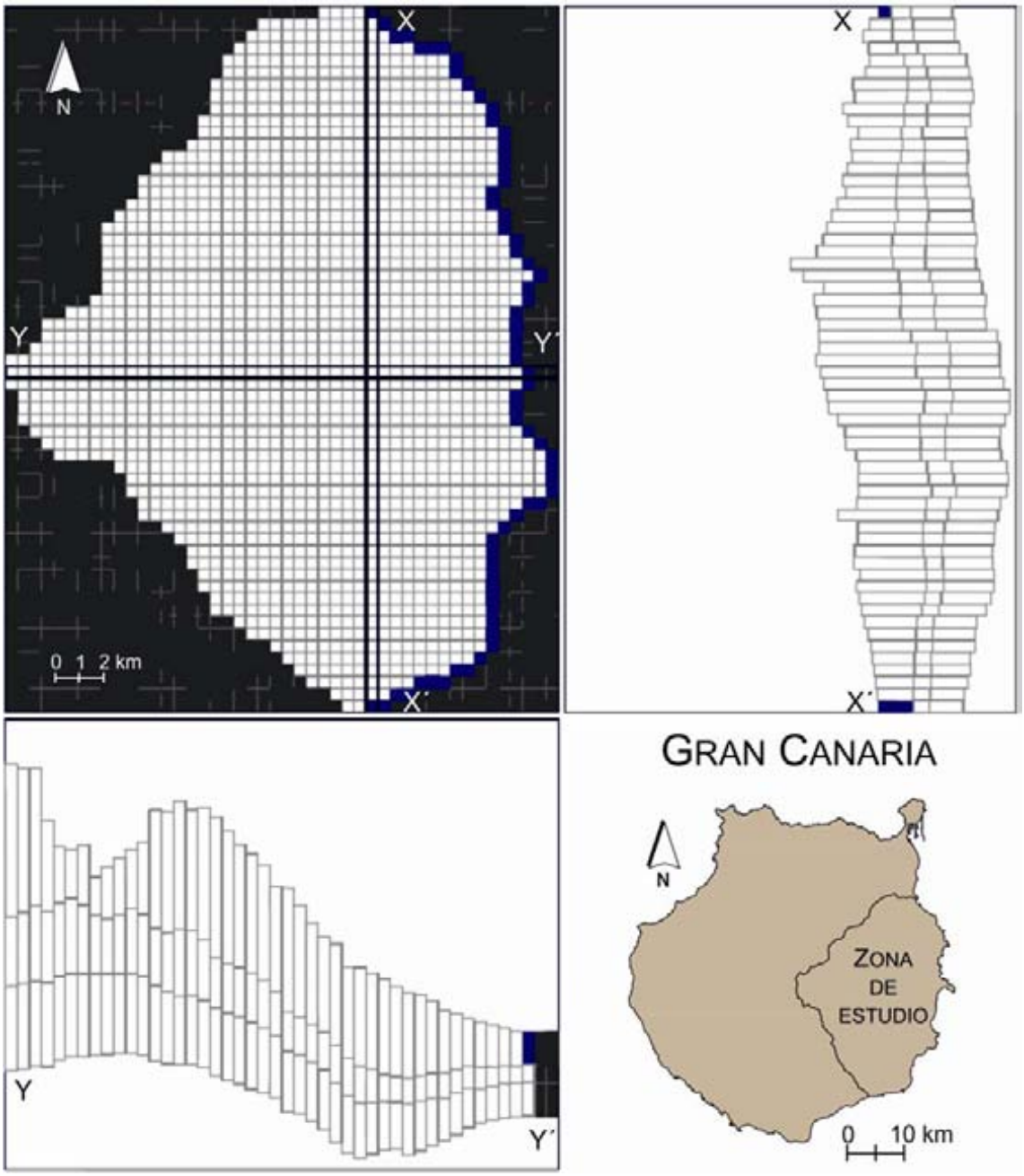


Figura 4. Discretización horizontal y vertical del acuífero de la zona Este de Gran Canaria (IGME, 2006). Las celdas azules representan el contacto con el mar.

Al final del proceso de modelación se plantearon dos hipótesis de evolución futura de los niveles de aguas subterránea: 1) un incremento de las extracciones para uso urbano e industrial y 2) una disminución de las extracciones para riego y abastecimiento urbano. En la primera hipótesis, el incremento de bombeos estaba acompañada de una mayor recarga por lluvia por lo que no se observaron sus efectos. En la segunda hipótesis, al disminuir los bombeos, el sistema incrementa sus reservas y disminuye la intrusión marina (que se limitaba sólo a la zona meridional) aumentando las salidas al mar.

Valle de La Aldea en Gran Canaria

El modelo numérico de flujo del valle de La Aldea (Fig.1) fue realizado con el objetivo de mejorar de conocimiento hidrogeológico del acuífero a partir del modelo conceptual pre-establecido para este y constituyó la tesis doctoral de Cruz (2008).

La modelación del flujo se realizó mediante un modelo tridimensional aplicando el código en diferencias finitas MODFLOW (Harbaugh, 2005). El área fue discretizada tridimensionalmente en celdas de 50x50 m considerando 3 capas (Figura 5). La capa superior está constituida por materiales sedimentarios y volcánicos (aluvial, derrubios de ladera y basaltos alterados) y las capas intermedia e inferior por basaltos. En el modelo de flujo se simuló el régimen estacionario para las condiciones medias anuales de recarga y explotación de 1992. Su calibración tuvo como objetivo obtener un valor de conductividad hidráulica previo a abordar la calibración del transitorio y disponer de una piezometría inicial para este régimen. El régimen transitorio se simuló para el periodo de 1992 hasta 1999 debido a la disponibilidad de datos. La validación se realizó con los datos de los años 2005-2006 obtenidos en la red de control establecida para este fin. Los límites norte, sur y este se definieron como bordes impermeables, la línea de costa se definió como nivel constante y la cabecera del barranco se simuló mediante un tramo de caudal prefijado representando el aporte de la cuenca alta del barranco. Las entradas consideradas en la zona son: recarga por lluvia, retornos de riego, pérdidas en la red de abastecimiento, cabecera del barranco principal y desde la zona interior de la isla (Caldera de Tejeda). Las salidas son bombeos y descarga al mar. El borde inferior se define por el flujo nulo en el contacto entre los basaltos alterados y basaltos sin alterar.

Los niveles calculados y observados presentaron un buen ajuste y el balance hídrico resultó consistente. El modelo matemático de flujo confirmó que el patrón de flujo resultante del modelo conceptual, donde el agua es transferida de los diferentes dominios hidrogeológicos al aluvial principal y circula por el aluvial de este a oeste. Los parámetros resultantes de la calibración del modelo y en particular, la transmisividad, eran del mismo orden que los obtenidos en estudios previos a partir de ensayos de bombeo.

Los resultados obtenidos por el modelo evidenciaron el condicionamiento que la topografía y la geología imponen a la piezometría en la zona del estudio. La consideración de los derrubios de ladera y aluviales secundarios, que hasta ese momento no se habían tenido en cuenta, fue un factor muy importante para obtener un buen ajuste entre niveles observados y calculados. Este hecho motivó que se redefiniera su importancia hidrogeológica en el modelo conceptual identificando a estos depósitos como grandes drenes que facilitan y contribuyen a la recarga del aluvial principal desde las laderas. Por otro lado, la entrada de agua desde la zona intra-caldera también fue un factor importante para el ajuste modelo, a pesar de que esta entrada no tiene una gran magnitud, motivando otro cambio en el modelo conceptual de flujo. Estas nuevas consideraciones en el modelo conceptual son extensibles al resto de los modelos.

A partir de la modelación del flujo y la modelación hidroquímica, realizada para establecer los procesos de mezcla y la evolución de las reacciones químicas que tienen lugar en el acuífero, se realizó un modelo numérico de transporte de cloruro. El modelo de transporte reproduce la distribución espacial de las concentraciones de cloruro en la zona de estudio y confirma el modelo conceptual del flujo obtenido a partir de la elaboración del modelo de flujo. El modelo de transporte también pone en evidencia que se desconocen aspectos

importantes para tener un modelo conceptual coherente en zonas donde no hay datos suficientes.

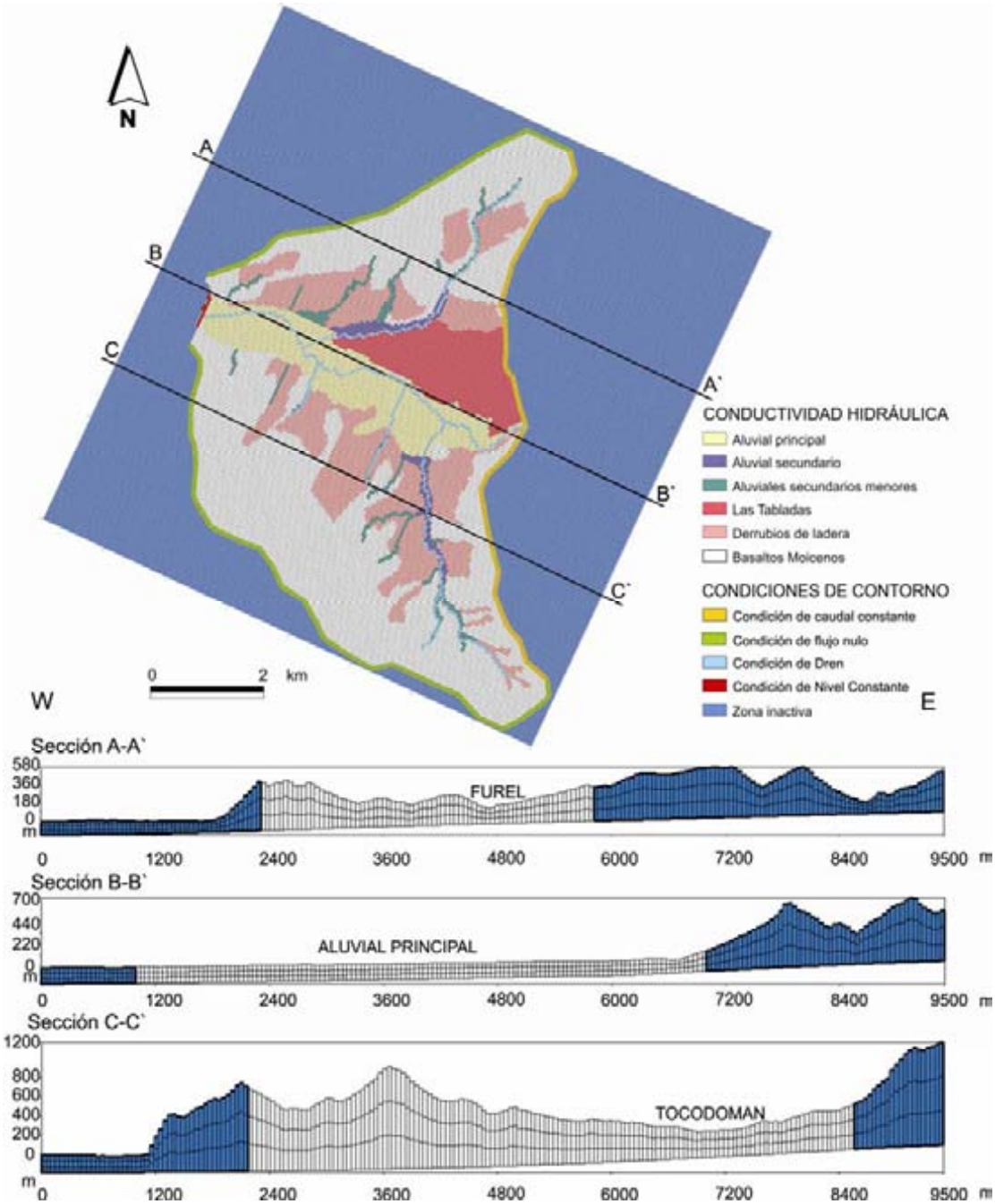


Figura 5. Discretización horizontal y vertical del acuífero de La Aldea (Cruz, 2008).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El desarrollo de los modelos numéricos de flujo en las Islas Canarias confirma la potencia de esta herramienta para obtener un mejor conocimiento del funcionamiento hidrogeológico en las distintas áreas de estudio modeladas. Asimismo, sientan las bases necesarias para un posterior modelo de transporte. Los modelos deberían ir unidos a un proceso de validación

que fortalezca la confianza en la capacidad predictiva del modelo a pesar de la incertidumbre asociada como es el caso del modelo numérico desarrollado en el valle de La Aldea (oeste de Gran Canaria). Finalmente, la bondad de los resultados del proceso de modelación puede validar el modelo conceptual establecido que se puede revelar robusto y coherente con el conocimiento que se tiene del sistema hidrogeológico, si bien puede presentar incertidumbres lógicas debido a la complejidad de este tipo de medio.

Durante el primer paso de la modelación, el modelo conceptual establecido en los modelos numéricos realizados presenta carencias e incertidumbres lógicas en el conocimiento del medio, que van a incidir en la modelación numérica. Debido a ello, los resultados van a ser más consistentes en las zonas donde se dispone de información suficiente, pero van a perder consistencia y entran en el orden de lo plausible en las zonas donde faltan de datos.

Por otro lado, los datos introducidos en los modelos numéricos presentan un alto grado de incertidumbre. La recarga procedente de la lluvia, en todos los casos, no se ha cuantificado con exactitud. Los valores de los bombeos se obtienen en encuestas realizadas a lo largo de varios años, sin recogerse si en esos períodos los puntos de bombeo han cambiado en el espacio o en volumen extraído. Los retornos de riego y las pérdidas de redes urbanas son estimaciones indirectas en función de los suministros de cada uno de esos usos del agua subterránea. Además, no se conoce para Canarias niveles piezométricos en una situación de régimen estacionario, los niveles “estáticos” medidos en los pozos están influenciados por el bombeo de pozos vecinos. Los parámetros hidráulicos no son suficientemente conocidos debido a la heterogeneidad y anisotropía del medio y a la falta de ensayos de bombeo y sondeos profundos. La geometría y parámetros hidráulicos de los acuíferos se podrían conocer de un modo más profundo si se llevaran a cabo inversiones económicas para realizar nuevos sondeos profundos y ensayos de bombeo. Por todo ello, los modelos deben ser considerados como una herramienta de revisión de la información disponible, detectando su inconsistencia para llegar a establecer un sistema de datos coherentes.

La discretización horizontal y vertical del área a modelar debe realizarse procurando atender de forma más fidedigna a consideraciones geológicas e hidrogeológicas. Sin embargo, las grandes pendientes topográficas de las islas contribuyen a problemas de estabilidad numérica debido a los fuertes gradientes existentes entre celdas contiguas, que inducen a su vez al secado de celdas que pueden impedir la resolución del sistema de ecuaciones de flujo, esto hace que se tengan en cuenta otras consideraciones para la discretización y que hay que considerar al evaluar los resultados.

En los modelos se imponen una serie de condiciones de contorno que también presentan distintos grados de incertidumbre. Algunas de estas condiciones de contorno poseen una gran consistencia y son el resultado de observaciones de campo. Sin embargo hay otras condiciones de contorno que aun siendo plausibles poseen cierta incertidumbre. Es el caso de las divisorias de aguas superficiales que se hace coincidir con las de las aguas subterráneas, cuando la primera constituye una divisoria topográfica mientras que la segunda lo es hidrogeológica, como ocurre en los modelos numéricos del valle de La Aldea y el este de Gran Canaria. Igualmente, los límites inferiores o zócalos de los distintos modelos en los que se asume que el flujo es prácticamente nulo, supone una hipótesis plausible pero no un conocimiento cierto. Por otro lado, algunas distribuciones espaciales de las permeabilidades son supuestas, pues no existen datos que las verifiquen. Pese a todas estas incertidumbres, la mayoría de los modelos desarrollados reproducen en gran medida las observaciones del

sistema obtenidas.

Los modelos resultantes, dependiendo de la calidad de sus ajustes y validación, se presentan como potenciales herramientas de apoyo a la gestión hídrica en una zona donde este recurso es ambiental y socio-económicamente estratégico. No obstante, la utilización de los modelos para la gestión hídrica del acuífero, necesitaría de un aporte adicional de información piezométrica y de calidad en aquellas zonas donde no existen, para que la validación fuera más fiable, ya que durante la elaboración de los modelo se evidencia la falta de datos confiables y un monitoreo sistemático de niveles y calidad de las aguas subterráneas, sobre todo en los modelos realizados en la isla de Gran Canaria. Por otro lado, los datos existentes no están cohesionados en una única base de datos, sino forman parte de distintos inventarios o bases de datos oficiales y no oficiales de las distintas instituciones o empresas privadas dedicadas a la gestión y/o investigación de las aguas subterráneas no siendo, en muchas ocasiones, de fácil acceso, al igual que mucha otra información necesaria para la elaboración de los modelos. Por ello, se hace necesaria una gran base de datos pública de información hidrogeológica y de calidad de las aguas subterráneas de obligatorio cumplimiento con la Directiva Marco del Agua, que no existe en Canarias.

REFERENCIAS

CRUZ, T. (2008). *Contribución de la modelación numérica e hidroquímica al conocimiento del acuífero de La Aldea (Gran Canaria)*. Tesis Doctoral Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

HARBAUGH, A.W. (2005). MODFLOW-2005, U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model—the Ground-Water Flow Process. U.S. Geological Survey. Techniques and Methods 6-A16. Washington, D.C.

IGME (2006). *Estudio hidrogeológico para la definición del área sobreexplotada, o en riesgo de sobreexplotación, en la zona este de Gran Canaria*. 18 tomos.

INTECSA S.A. (1980). *Modelo de simulación del flujo subterráneo de la isla de Tenerife*. Informe Mancomunidad Provincial Interinsular de Santa Cruz de Tenerife, Proyecto MAC-21.

INTECSA S.A. (1981). *Informe sobre el modelo matemático de flujo subterráneo de Gran Canaria*. Excmo. Cabildo Insular de Gran Canaria. Informe interno, 2 vol. memoria + planos, sin publicar.

MAC-21 (1980). *Proyecto de Planificación y Explotación de los Recurso de agua en el Archipiélago Canario*. Comisión interministerial Coordinadora de las actuaciones del Estado en Materia de Agua en las Islas Canarias.

McDONALD, M.G. AND HARBAUGH, A.W. (1988). *A modular three dimensional finite-difference groundwater flow model*. U.S. Geological Survey Techniques of Water Resources Investigations, book 6, 586 pp.

SPA-15 (1975). *Estudio científico de los recursos de agua en las Islas Canarias (SPA/69/515)*. Ministerio de Obras Públicas. Dirección General de Obras Hidráulicas. UNESCO. Las Palmas de Gran Canaria, Madrid. 3 vol.+ mapas.

SURGE, Estudios Hidráulicos e Hidrogeológicos S.L. (1991). *Modelo de flujo de agua subterránea en la isla de Tenerife*. Memoria y Anejos, Plan Hidrológico Insular, Cabildo de Tenerife.

SURGE, Estudios Hidráulicos e Hidrogeológicos S.L., (2002). *Revisión y actualización del modelo de simulación del flujo subterráneo en la isla de Tenerife*. Memoria y Anejos. Informe interno del Consejo Insular de Aguas de Tenerife.193 pp.

TRESCOTT, P.C., PINDER, G.F, AND LARSON, S.P. (1976). Finite-Difference model for aquifer simulation in two dimensions with results of numerical experiments. U.S. Geological Survey.

2.1.4. CARACTERIZACIÓN DEL FLUJO DEL AGUA SUBTERRÁNEA A PARTIR DE REGISTROS TÉRMICOS EN LA ISLA DE FUERTEVENTURA, ARCHIPIÉLAGO DE CANARIAS, ESPAÑA

Christian HERRERA* y Emilio CUSTODIO**

(*) Universidad Católica del Norte. Av. Angamos 0610. Antofagasta, Chile.
cherrera@ucn.cl
(**) Dpto. de Ingeniería del Terreno, Cartográfica y Geofísica. Universidad Politécnica de Cataluña (UPC). Gran Capità, s/n, edif. D2. emilio.custodio@upc.edu

RESUMEN

La isla de Fuerteventura es la más antigua del Archipiélago de Canarias y está constituida por materiales que reflejan eventos geológicos desarrollados desde el Cretácico Superior hasta el Reciente. Con el objetivo de evaluar el flujo del agua subterránea en el acuífero se realizaron registros verticales de temperatura en los sondeos. Los resultados muestran que las aguas se desplazan preferentemente a través de las rocas volcánicas situadas en las partes más altas del sistema, mientras que a mayor profundidad los flujos son muy reducidos debido a la existencia de rocas intrusivas de menor permeabilidad. Esta situación produce un flujo preferencial subhorizontal a través de las rocas volcánicas del Complejo Basal y lavas del Edificio Gran Tarajal.

Palabras clave: *registros térmicos, flujo, agua subterránea, Fuerteventura*

INTRODUCCIÓN

La isla de Fuerteventura forma parte del Archipiélago de Canarias y es la más próxima a África, de la que dista sólo 100 km (Figura 1). Tiene forma alargada en dirección NE–SW, una longitud aproximada de 100 km desde su extremo norte hasta el extremo sur y una superficie es de unos 1650 km^2, a la que se añaden otros 15 km^2 de la Isla de Lobos, pequeño islote situado al noreste.

La característica climatológica más importante de la isla de Fuerteventura es la aridez. La orientación de la isla y la escasez de alturas topográficas importantes con respecto a la trayectoria de los vientos alisios, son hechos poco favorables a la generación de lluvias. Esto se traduce en que las precipitaciones medias anuales en las partes más altas de la isla apenas superan los 200 mm anuales, mientras que en las partes bajas en algunos casos no alcanzan los 70 mm/año. Las precipitaciones más importantes se concentran entre los meses de noviembre y marzo.

Una parte importante de los recursos hídricos de la isla están destinados para el abastecimiento de la población, la cual es de aproximadamente cuarenta y cinco mil habitantes. Sin embargo la creciente actividad turística de la isla, que muestra un incremento sostenido desde la década de 1970 ha hecho que la demanda de agua para el abastecimiento de la población sea creciente. Estas necesidades de agua se cubren básicamente con la desalinización de agua de mar (86-88%), la cual se complementa con desalinización de agua subterránea (10-11%) y en menor cantidad por el abastecimiento directo de agua subterránea en algunas localidades del interior (ITGE, 1991). En la actualidad el método utilizado mayoritariamente para la desalinización del agua de mar es la osmosis inversa y la fuente de energía utilizada es la eléctrica. La principal planta desalinizadora de agua de mar se localiza en la ciudad de Puerto del Rosario y le siguen en importancia las de Gran Tarajal, Corralejo y Morro Jable.

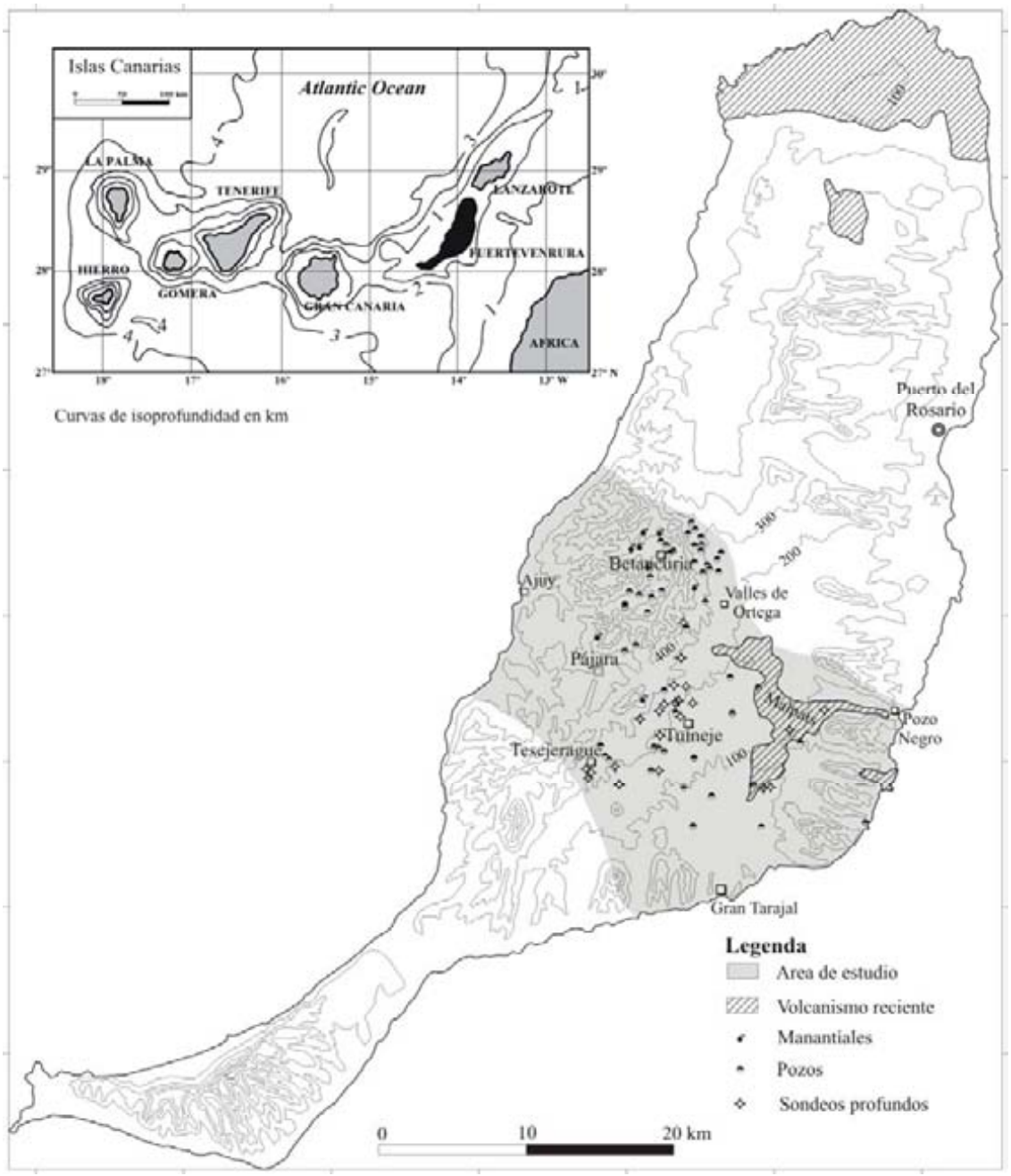


Figura 1. Situación de la isla de Fuerteventura. La zona de estudio está sombreada y se indican los puntos de agua subterránea que existen en la misma.

MARCO GEOLÓGICO

Las rocas sedimentarias, volcánicas e intrusivas que afloran en la Isla de Fuerteventura reflejan eventos geológicos desarrollados en ambiente volcánico desde el Cretácico hasta el Reciente (Figura 2). De acuerdo a sus características petrológico–estructurales, edad y ubicación geográfica se han agrupado en dos megaunidades, que corresponden al Dominio del Complejo Basal y el Dominio Subaéreo (Coello *et al*., 1992; Balcells *et al*., 1994). El Dominio del Complejo Basal está constituido por lavas submarinas, rocas intrusivas y un denso enjambre de diques; el Dominio Subaéreo está integrado por emisiones volcánicas posteriores a la emersión del Complejo Basal, de edades miocenas, pliocenas y cuaternarias.

El Complejo Basal (Cretácico Superior–Mioceno Inferior) representa el período de construcción más antiguo de la isla. Aflora en la parte centro–oriental de Fuerteventura. Las rocas más antiguas reconocidas en esta unidad corresponden a sedimentitas marinas de edad Cretácica, formadas en un ambiente oceánico profundo y compuestas por series turbidíticas con intercalaciones calcáreas y silíceas. Toda la serie esta deformada y plegada. Inmediatamente sobre las sedimentitas submarinas se desarrolló una importante actividad volcánica submarina, que corresponde a lavas y tobas basálticas y traquibasálticas submarinas, intruidas por plutones de composición básica y ultrabásica. Durante el Paleógeno–Mioceno se desarrolló una importante actividad magmática con el emplazamiento de numerosos cuerpos intrusivos de composición básica y ultrabásica. Asociado a esta actividad magmática se emplazó un complejo filoniano de extraordinaria densidad (Fúster *et al*., 1980).

El Edificio Gran Tarajal (fase volcánica Miocena) constituye el primer episodio subaéreo tras el emplazamiento del Complejo Basal y corresponde a coladas de lava que dieron origen al antiguo estratovolcán. Ocupa la parte oriental del área de estudio y se compone de coladas de lava de composición basáltica de poco espesor, suavemente inclinadas hacia el E, que pueden presentar intercalados niveles de piroclastos. En la parte inferior de la secuencia abundan los basaltos piroxénicos o ankaramíticos, y en menor proporción se encuentran basaltos olivínicos y olivínico–piroxénicos. En el tramo medio–superior los tipos litológicos más característicos son los basaltos olivínicos, a los que le siguen basaltos olivínico–piroxénicos y en menor cantidad traquibasaltos. La unidad sobreyace en discordancia angular a las coladas de lava de origen marino del Complejo Basal e infrayace en discordancia a las coladas basálticas de la Fase Pliocena–Holocena.

El Malpaís (fase volcánica Pliocena–Holocena) corresponde a coladas de lava de composición basáltica que se localizan principalmente en la parte central del área considerada. Geográficamente y morfológicamente reciben el nombre de Malpaís. Son coladas de lava tipo a–a que alcanzan espesores de 3 a 10 m. En la parte superior de las mismas presentan gran cantidad de vesículas y en la parte central de algunas coladas se reconocen estructuras columnares. Son de composición basáltica olivínica con texturas porfídicas, y ocasionalmente basaltos olivínico–piroxénicos. Los volcanes que dieron origen a estas coladas de lava se presentan alineados en dirección norte–sur en la parte occidental de la unidad. Las coladas de lava cubrieron la mayor parte de esta pequeña depresión central y algunas deslizaron por barrancos y alcanzaron el mar en Pozo Negro, en el lado oriental de la isla.

Los Depósitos Aluviales y Coluviales agrupan depósitos de relleno de barranco y depósitos aluviales en los principales barrancos del área de estudio, no consolidados y con una

mala selección de sus materiales. Se han identificado depósitos aluviales bajo los flujos volcánicos más recientes que recorrieron los actuales barrancos y algunos de estos depósitos están intercalados entre flujos volcánicos.

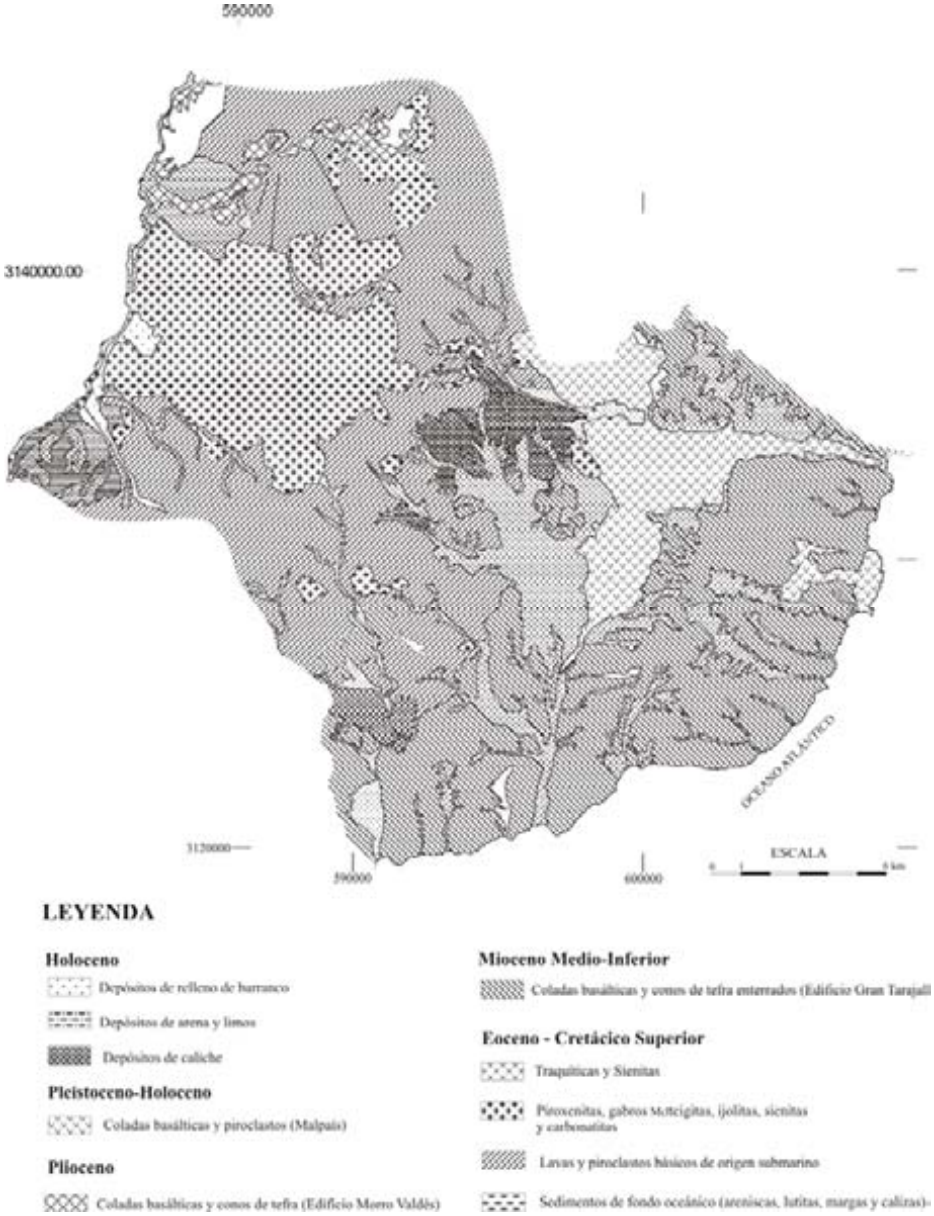


Figura 2. Mapa geológico de la parte central de la isla de Fuerteventura (Modificado de IGME., en prensa).

GEOMETRÍA DEL ACUÍFERO

La definición de la geometría de las unidades acuíferas se basa en las descripciones litológicas de sondeos incluidos en el inventario del ITGE (1991), que es una recopilación de datos aportados por las empresas perforadoras. También se cuenta con algunas descripciones más detalladas de sondeos de reconocimiento geológico e hidrogeológico realizados por el Servicio Geológico de Obras Públicas (SGOP). En algunos sondeos para captación de agua existen dudas en cuanto a la calidad de la interpretación, debido a que la descripción se hizo a partir del detritus recuperado de la perforación. La mayor cantidad de información procede de

pozos ubicados en la parte oriental del área de estudio, debido a que en la parte occidental el relieve abrupto y la baja permeabilidad de las rocas no favorecen que se haya desarrollado actividad agrícola.

A partir de la distribución de las unidades geológicas más importantes se puede dividir el área de estudio en dos dominios principales: un ***Dominio Occidental***, constituido por rocas volcánicas e intrusivas del complejo Basal y un ***Dominio Oriental***, compuesto por lavas miocenas del Edificio de Gran Tarajal y por depósitos volcánicos y sedimentarios del Pleistoceno–Holoceno (Figura 3). El límite entre ambos dominios se sitúa en la Depresión Central, que en parte se encuentra cubierto por depósitos aluviales recientes y depósitos de caliche. Se trata de un cambio litológico brusco que en planta es aproximadamente rectilíneo, por lo que no se descarta que pueda corresponder a un contacto por falla (Figura 3). La existencia de esta falla puede argumentarse por que en los sondeos profundos realizados en el Malpaís y contiguos a las rocas volcánicas del Complejo Basal no se encuentran las rocas de esta última unidad. Esto indicaría que la continuidad de las lavas submarinas del Complejo Basal se truncan abruptamente en este contacto y no tienen continuidad bajo las lavas de la Serie I Inferior del Edificio Gran Tarajal, aunque cabría también considerar un gran escarpe de deslizamiento o costero.

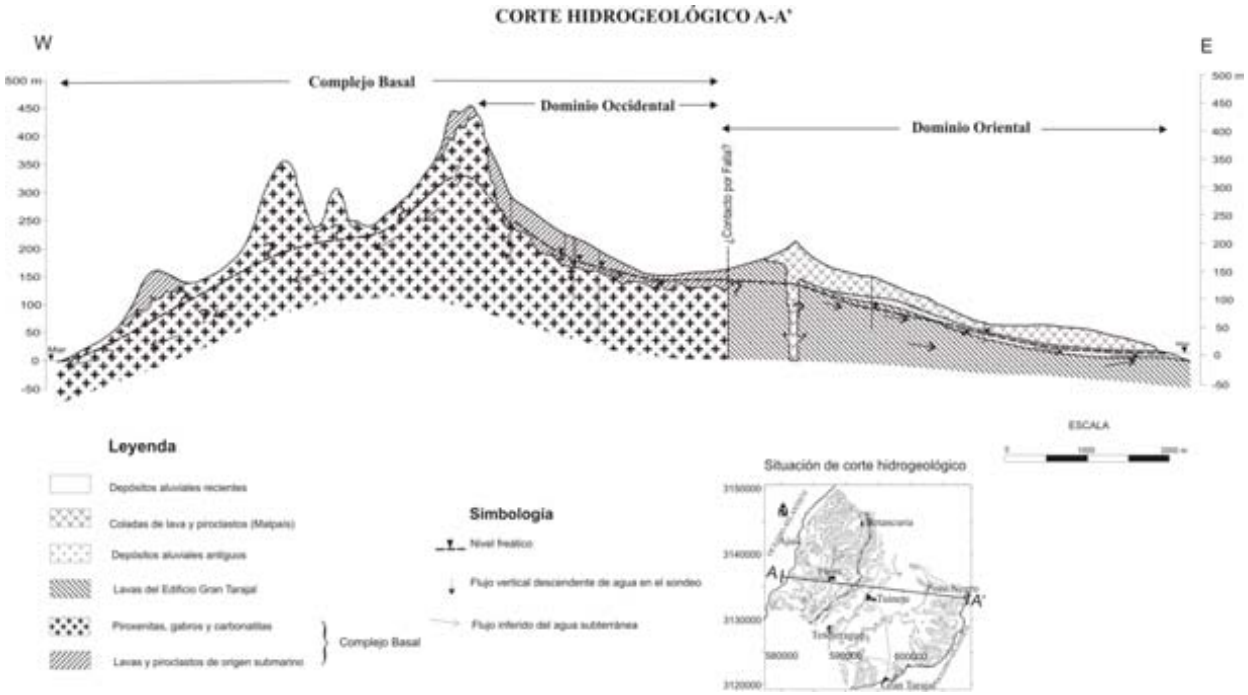


Figura 3. Perfil hidrogeológico de la zona de estudio en dirección Este–Oeste (Herrera, 2001).

El **Dominio Occidental** abarca la mitad occidental del área de estudio y está compuesto principalmente por rocas volcánicas e intrusivas del Complejo Basal. De la interpretación geológica de los numerosos sondeos realizados en las localidades de Tuineje se deduce que espacialmente las rocas volcánicas se sitúan sobre las rocas intrusivas. A partir de las diferencias geológicas, hidrogeológicas y espaciales de los materiales que constituyen este dominio se identifican dos unidades hidrogeológicas: Unidad Superior y Unidad Inferior.

La *Unidad Superior* está constituida por lavas submarinas y tobas del Complejo Basal. Desde el punto de vista estructural, la Unidad Superior está atravesada por una malla de

diques de orientación principal N15ºE. El espesor de la unidad es variable, siendo el máximo valor perforado de 70 m, aunque no se descartan espesores mayores. En superficie esta unidad puede estar cubierta por depósitos de relleno de barranco, depósitos coluviales y costras de caliche. El límite inferior de la unidad es irregular y queda definido por un contacto por intrusión con rocas plutónicas del Complejo Basal.

La *Unidad Inferior* está compuesta por rocas intrusivas correspondientes a la Serie Ultraalcalina Inicial y de la Serie Plutónica Alcalina Indiferenciada. La mayor cantidad de puntos de observación de la Unidad Inferior corresponden a sondeos profundos localizados en la localidad de Tuineje. En la vertiente occidental del Macizo de Betancuria existen escasos puntos de observación de esta unidad. También se pueden encontrar zonas donde las rocas intrusivas se encuentran próximas o en superficie. El límite superior de esta unidad queda definido por un contacto, en el que rocas de esta unidad aparecen intruyendo a rocas volcánicas del Complejo Basal.

El **Dominio Oriental** se localiza en la mitad Este del área de estudio y está constituido por lavas basálticas e intercalaciones de piroclastos correspondientes al Edificio Gran Tarajal, así como por un antiguo aluvial reconocido bajo el campo de lavas recientes del Malpaís. En el Edificio Gran Tarajal la zona saturada se localiza específicamente en la Serie I Inferior de este antiguo volcán y corresponde a la base de la estructura volcánica. Son coladas de lava tabulares que pueden alcanzar una continuidad de varios kilómetros y que se encuentran ligeramente inclinadas hacia el Este. La erosión ha excavado profundos cañones lineales, dando un relieve abrupto denominado localmente “cuchillos”. En la Depresión Central esta unidad aparece cubierta por depósitos aluviales y por las lavas recientes del Malpaís, mientras que en los “cuchillos” aparece cubierta por rocas de la Serie I Intermedia y Superior del mismo volcán. El límite inferior de esta unidad no se ha alcanzado en ninguno de los sondeos profundos del área de estudio.

En el área del Malpaís, sobre las rocas de la Serie I Inferior y bajo las coladas de lava del Malpaís se reconoce un antiguo aluvial que presenta forma tabular, alargada en dirección E–W y que se inclina ligeramente hacia el Este. Hacia los bordes Norte y Sur esta unidad se acuña. El espesor máximo de esta unidad es de 18 m, aunque aumenta en dirección al borde costero. Está unidad está constituida por dos niveles principales: a) una capa superior de cantos de rocas volcánicas antiguas y b) una capa inferior de arenas, en parte cementadas por caliche, que han sido descritas como un antiguo paleosuelo.

PIEZOMETRÍA

La mayor cantidad de datos para la elaboración del mapa piezométrico del Macizo de Betancuria corresponden a niveles piezométricos de la parte oriental de la Isla. Esto ocurre debido a la escasa cantidad de pozos y sondeos en la parte occidental, como consecuencia del relieve más montañoso de este sector y por la menor permeabilidad que presentan las rocas, al tratarse principalmente de rocas intrusivas del Complejo Basal. Por esta razón la piezometría elaborada presenta un mayor detalle en la vertiente oriental del área de estudio (Figura 4).

En general se observa que la distribución de la superficie piezométrica sigue aproximadamente la forma de la topografía del terreno. En esta se observa la continuidad hidráulica entre el flujo de agua del Dominio Occidental y el Dominio Oriental. Esta

característica permite asumir que el flujo lateral proveniente del Dominio Occidental continúa después por las rocas volcánicas miocenas del Edificio Gran Tarajal.

A partir de la piezometría obtenida en la vertiente oriental del Macizo de Betancuria se identifican dos sectores de descarga preferencial hacia el mar. El más importante se localiza en las inmediaciones de la localidad de Gran Tarajal y corresponden a las aguas provenientes de las partes altas del Macizo de Betancuria que con un sentido de flujo S-E descienden hasta alcanzar la Depresión Central. En la Depresión Central cambia suavemente el sentido de flujo hacia el Sur, canalizándose aproximadamente por el Valle de Gran Tarajal para descargar finalmente en el área de la localidad de Gran Tarajal. También descarga en este sector el agua que proviene de una elevación piezométrica localizada en los "cuchillos" orientales, la cual desciende con un sentido de flujo S-O hasta alcanzar la Depresión Central (aproximadamente en el Barranco de Gran Tarajal) para posteriormente cambiar el sentido de flujo hacia el sur en el Valle de Gran Tarajal.

El otro punto de descarga preferencial hacia el mar se localiza en el Barranco de Pozo Negro. En la parte norte del área de estudio el agua proviene de la vertiente occidental del Macizo de Betancuria con un sentido de flujo hacia el este y continúa su descenso aproximadamente de forma rectilínea, alcanzando la Depresión Central y continuando posteriormente por el Barranco de Pozo Negro. Esta descarga estaría canalizada a través de las rocas volcánicas de la Serie I Inferior, así como en los depósitos detríticos del antiguo aluvial cubierto por las coladas del Malpaís y las lavas del Malpaís.

En las partes más altas del área de estudio, en rocas del Complejo Basal, el gradiente piezométrico tiende a aumentar paulatinamente hasta alcanzar valores cercanos a 0.03. Este gradiente guarda relación con zonas donde se reconocen rocas volcánicas e intrusivas del Complejo Basal y probablemente con zonas donde la recarga es mayor. En la vertiente occidental del Macizo de Betancuria, donde el relieve es más abrupto y predominan rocas intrusivas, el gradiente piezométrico es muy alto y parece tener una continuidad entre las distintas unidades intrusivas. No obstante, no hay suficientes datos para completar la piezometría de este sector.

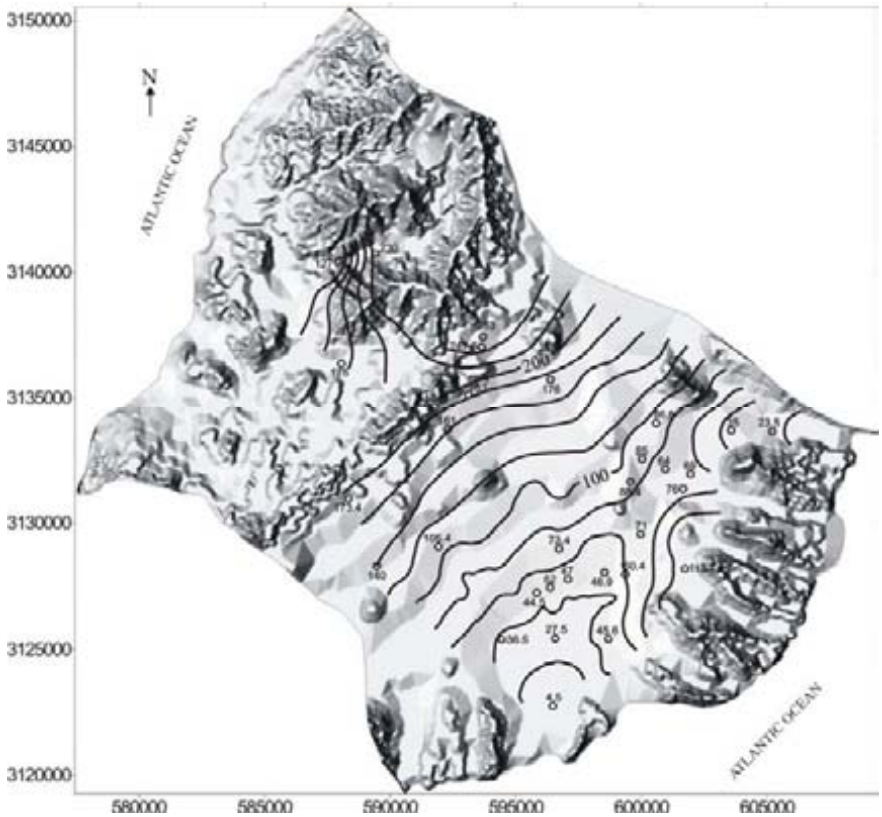


Figura 4.- Mapa piezométrico construido con datos tomados en el período 1999-2001. Isopiezas cada 20 m.

REGISTROS DE CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA Y TEMPERATURA DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Una de las características más notorias de la química de las aguas en la isla de Fuerteventura es la gran variabilidad espacial de la salinidad. Así, se observa en general que las aguas de pozos poco profundos (menos de 50 m y construidos en las lavas submarinas del Complejo Basal) presentan una menor mineralización que las obtenidas de sondeos profundos. Asimismo, el agua subterránea se presenta estratificada, con un incremento de la salinidad con la profundidad.

Con el objetivo de estudiar variaciones de la composición química del agua subterránea en la vertical, en los sondeos abandonados del área de estudio, se realizaron registros verticales de temperatura y conductividad eléctrica. La falta de sondeos con entubación y rejillas que permitan definir la profundidad de muestreo y pocos registros litológicos de los sondeos han impedido definir claramente una relación entre las agua de mayor y menor mineralización con las litologías presentes. En la mayoría de los casos las aguas de mayor mineralización se asocian a rocas intrusivas del Complejo Basal. Específicamente, los mayores aumentos de la salinidad con la profundidad se registran en el área de Tesejerague y Tuineje, donde las aguas menos mineralizadas de la parte superior de la columna de agua pueden tener una conductividad eléctrica de 2,5 mS/cm, mientras que las más profundas pueden llegar a alcanzar 24 mS/cm.

La Figura 5 presenta un corte hidrogeológico de orientación aproximada E-W realizados en

el área de Tesejerague y en el cual se representan curvas de igual conductividad eléctrica de las aguas subterráneas. Desde el nivel freático hasta aproximadamente 50 m de profundidad se reconocen aguas de menor mineralización y a mayor profundidad las aguas superan los 24 mS/cm.

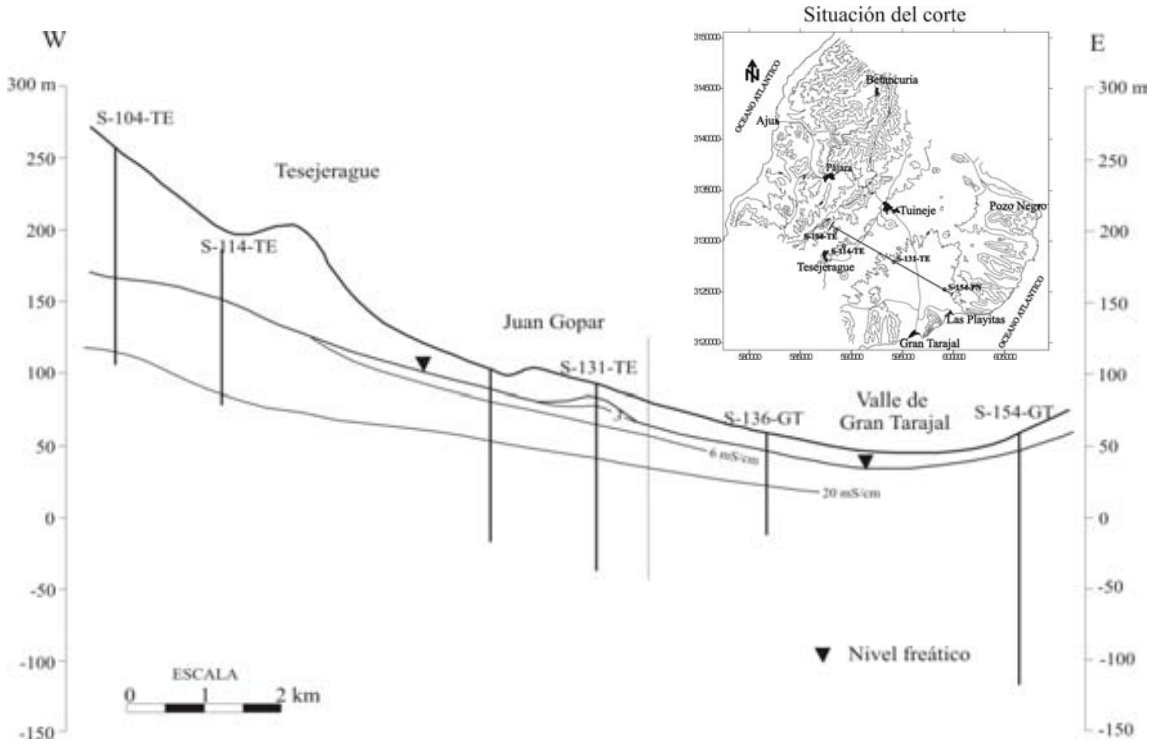


Figura 5. Corte con representación a escala de la conductividad eléctrica (mS/cm) del agua subterránea en el área de Tesejerague - Valle de Gran Tarajal.

Las aguas de menor mineralización ubicadas en la parte superior de la columna de agua en los sondeos presentan temperaturas y gradientes de temperatura muy variables de un lugar a otro. En general los gradientes verticales de temperatura en la parte superior de la columna de agua de los sondeos son muy pequeños, por debajo del gradiente térmico normal, lo que ha sido interpretado como una mayor influencia de flujos de agua en los sondeos. En algunos casos estos gradientes son menores de 0,01 ºC m^{-1} (Fig. 6). Por otro lado, en las aguas más profundas y de mayor mineralización, en la mayoría de los casos se observa un gradiente térmico más alto y próximo al normal, lo que indicaría que los flujos verticales tienen una menor influencia en el sondeo. A partir de los registros litológicos de los sondeos, sólo en algunos puntos de agua se ha logrado establecer una relación clara entre las unidades geológicas atravesadas y las zonas en que se registran mayores flujos verticales de agua en los sondeos. En el área de Tuineje se puede deducir que las zonas en que existen mayores indicios de flujos verticales de agua en los sondeos se correlacionan con rocas volcánicas del Complejo Basal, mientras que las zonas sin flujos verticales significativos de agua en los sondeos corresponden a rocas intrusivas también del Complejo Basal.

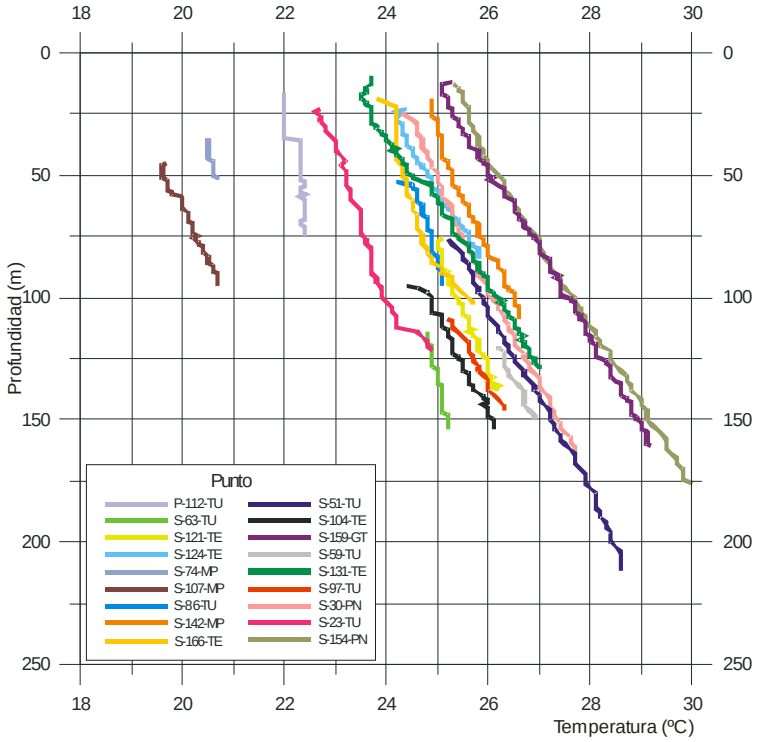


Figura 6. Representación de todos los perfiles de temperatura (ºC) del área de estudio respecto a la profundidad (m) bajo el terreno. TU= Tuineje, TE=Tesejerague, MP=Malpaís, GT=Gran Tarajal, PN=Pozo Negro.

La Figura 7 muestra un corte hidrogeológico de orientación aproximada N-S con la distribución de las curvas isotermas del agua subterránea construidas a partir de la unión de puntos de igual temperatura de los registros de los sondeos. En esta figura se ha inferido la temperatura del terreno a partir de la continuidad de las isotermas medidas en el agua. Esta representación pone de manifiesto una cierta influencia del relieve en la distribución térmica en la parte superior del acuífero, mientras que a mayor profundidad estas diferencias se atenúan. En el sector de Tesejerague se observa un ascenso de las isotermas que coincide con las cotas más altas del sector e indicaría la influencia del relieve en la distribución de la temperatura en el agua. Hacia el oeste también se observa un ascenso de las isotermas que coincide con una elevación topográfica (hacia el sector de los “cuchillos”) lo que confirmaría la influencia del relieve en la distribución de la temperatura en el terreno.

En el caso del registro de temperatura realizado en el sondeo S-131-TE se observa una alteración importante en el gradiente térmico local que es atribuido a la recarga preferencial producida a partir de las numerosas presas próximas a este punto de registro y que también queda corroborada por una pequeña elevación del nivel piezométrico.

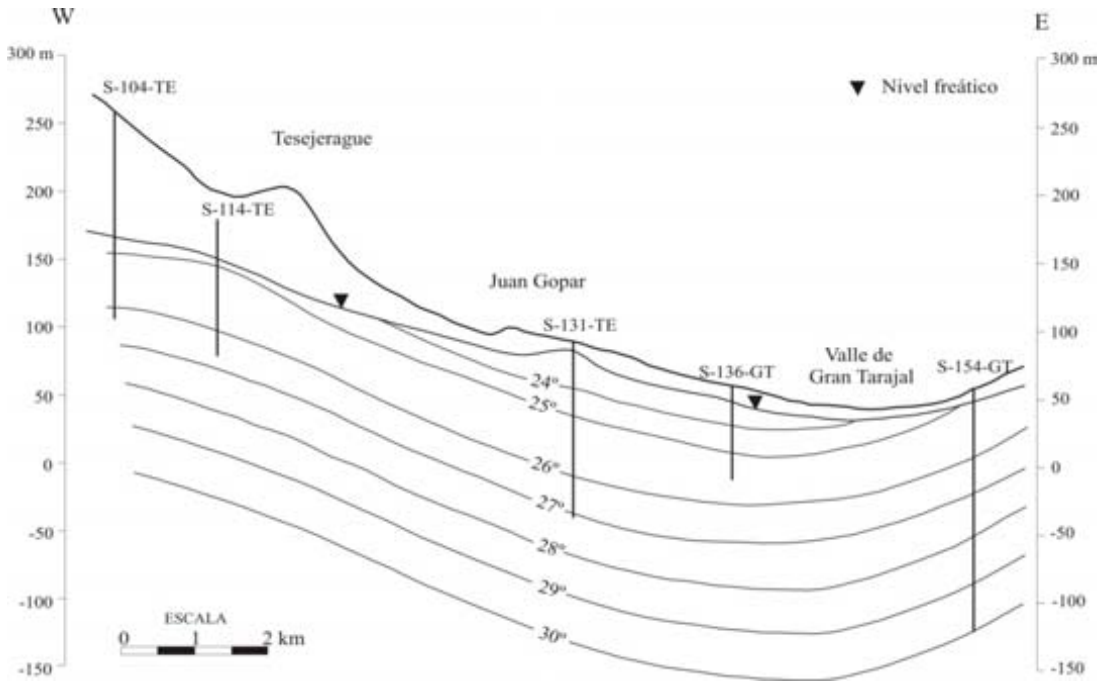


Figura 7. Corte con representación a escala de la temperatura (ºC) del agua en el área de Tesejerague - Valle de Gran Tarajal. La situación espacial del corte es la misma que la del corte representado en la Figura 5.

Al comparar los cortes hidrogeológicos de las Figuras 5 y 7 se observa que en las cotas altas del área existe una correspondencia entre las alteraciones de los gradientes de temperaturas del agua y la menor salinidad del agua, ambos aspectos físicos característicos de la Unidad Superior. En el sector de Tesejerague se observa un ascenso de las isotermas que coincide con las cotas más altas del sector e indicaría la influencia del relieve en la distribución de las temperaturas en el agua. Hacia el oeste también se observa un ascenso de las isotermas que coincide con una elevación topográfica (hacia el sector de los "cuchillos") lo que confirmaría la influencia del relieve en la distribución de la temperatura en el terreno.

UNIDADES HIDROGEOQUÍMICAS

A partir de la interpretación de los perfiles de temperatura y conductividad eléctrica realizados en los sondeos se han definido 2 unidades hidrogeoquímicas: la **Unidad Superior** compuesta por aguas menos salinas (conductividad eléctrica variable entre 2,5 y 5,5 mS/cm) con temperaturas que varían entre 18 y 25ºC y una **Unidad Inferior** compuesta por aguas de mayor mineralización (conductividad eléctrica variable entre 5,5 y 24 mS/cm) y temperaturas variables entre los 25 y 30ºC. De esta interpretación también se deduce que la mayor parte de las aguas representativas de la Unidad Superior se restringen a las rocas volcánicas del Complejo Basal, mientras que las aguas más salinas se situarían preferentemente en rocas intrusivas del Complejo Basal (Herrera, 2001).

Respecto a los orígenes de la salinidad en el agua subterránea de la zona, se han determinado distintas fuentes, según correspondan a aguas de la Unidad Superior representativas de la recarga y aguas más profundas correspondientes a la Unidad Inferior. A continuación se presenta un breve resumen de los resultados de la interpretación hidrogeoquímica e isotópica (Herrera y Custodio, 2003).

Unidad Superior

En el estudio de la composición química de las aguas de la Unidad Superior se han considerado todas las muestras obtenidas en manantiales, pozos y sondeos poco profundos. Dentro de la Unidad Superior se agrupan aquellas muestras de agua representativas de la recarga, localizadas en rocas volcánicas correspondientes al Complejo Basal y que presentan una mínima interacción con el terreno por el que circulan. Corresponden a aguas de tipo clorurado sódico, que en general presentan una alcalinidad moderada y bajos contenidos de sulfato y sílice disuelta, con conductividades eléctricas que llegan a 5,5 mS/cm. La concentración de nitrato en estas aguas son variables de un punto a otro, pero en la mayoría de los casos se sospecha que hay efectos antrópicos asociados a usos agropecuarios.

La composición característica del agua subterránea somera en el Malpaís es interpretada como agua recargada en las coladas basálticas cuaternarias. En su camino hacia la zona saturada circula a través de un medio poco meteorizado que no permite una incorporación iónica importante al agua. De esta manera, las aguas presentan una mineralización de baja a moderada, que obedece principalmente a la deposición seca y la aportada por las precipitaciones.

Unidad Inferior

Las aguas de la Unidad Inferior son aguas profundas, con un grado de mineralización más alto que la Unidad Superior. Corresponden a aguas de tipo clorurado sódico, sulfatadas y con altos contenidos de sílice, con conductividades eléctricas por encima de 5,5 mS/cm. A diferencia de las aguas de la Unidad Superior, la concentración de nitratos en estas aguas es muy baja e incluso queda bajo los límites analíticos de detección.

Existen algunas diferencias en la composición química de las aguas muestreadas en los sondeos profundos de Tuineje y los sondeos profundos que se encuentran en las proximidades de la localidad de Tesejerague. Estas diferencias quedan definidas por un aumento en la concentración de sodio y cloruro en las aguas subterráneas en Tesejerague, mientras que los contenidos de sulfato se mantienen prácticamente iguales.

Por otro lado también se realizaron determinaciones de bromuro en muestras de precipitación y aguas subterráneas. Las aguas de los sondeos profundos que son representativas de la Unidad Inferior presentan un valor de la relación rCl/rBr (r = meq/L) entre la marina (660) y el entorno de 800, sin que exista una clara relación con la salinidad de cada área, pero el conjunto tiende a acercarse al valor marino al aumentar la salinidad del agua. Estos datos confirman la existencia de agua marina atrapada en las rocas intrusivas del Complejo Basal.

También destaca las concentraciones de sulfato en las aguas de la Unidad Inferior, entre 23,9 y 58,6 meq/l. Se descarta que los elevados contenidos de SO_4 en las aguas de la Unidad Inferior estén relacionados con retornos de riego, pues no se detectan contenidos importantes de NO_3 en estas aguas. A medida que aumenta la concentración de cloruros en el agua de la Unidad Superior y la Unidad Inferior, el valor de la relación rSO_4/rCl se aproxima al valor para el agua del mar. A partir de estos resultados se deduce que los sulfatos de Unidad

Inferior tienen un origen distinto al meteórico, posiblemente disolución de yeso, pero con una componente de origen marino importante (Herrera y Custodio, 2003).

CONCLUSIONES

La estructura geológica en el Dominio Occidental está constituida principalmente por un núcleo de rocas intrusiva de composición básica y ultrabásica, a las cuales las sobreyacen rocas volcánicas de origen submarino también del Complejo Basal. Por otro lado la estructura geológica del Dominio Oriental queda definida por coladas de lavas basálticas en parte erodadas del edificio Gran Tarajal, las cuales se encuentran manteando con bajo ángulo hacia el este. Estas coladas de lava en la Depresión Central se encuentran cubiertas por un extenso campo de lavas recientes (Malpaís) y por materiales aluviales.

Las aguas de menor mineralización ubicadas en la parte superior de la columna de agua en los sondeos presentan temperaturas y gradientes de temperatura muy variables de un lugar a otro. En general los gradientes de temperatura en la parte superior de la columna de agua de los sondeos son muy bajos y quedan por debajo del gradiente térmico normal, hecho que ha sido interpretado como una mayor influencia de flujos de agua en los sondeos. En algunos casos estos gradientes son menores de 0,01 ºC m^{-1}. Estas aguas tienen una composición química característica que ha permitido definir una Unidad Superior.

Las aguas más profundas y de mayor mineralización en la mayoría de los casos presentan un gradiente térmico más alto y próximo al normal, lo que indicaría que los flujos verticales tienen una menor influencia en el sondeo. La correlación de los registros de temperatura con la información de las litologías reconocidas en los sondeos, muestra una clara correlación con las rocas intrusivas del Complejo Basal. En el área de Tuineje se puede deducir que las zonas en que existen mayores indicios de flujos de agua en los sondeos se corresponden con rocas volcánicas del Complejo Basal, mientras que las zonas sin flujos verticales significativos de agua en los sondeos corresponden a rocas intrusivas también del Complejo Basal. Estas aguas presentan una composición química característica según la que se ha definido una Unidad Inferior.

REFERENCIAS

Balcells, R.; Barrera, J.L.; Gómez, J.A.; Cueto, L.A.; Ancochea, E.; Huertas, Mª.J. y Snelling, N. (1994). *Volcanoestrtigrafía y edad de la Serie I de Fuerteventura, Islas Canarias*. Bol. Geol. Min., 105–1, pp 50–56.

Coello, J.; Cantagrel, J.M.; Ibarrola, E.; Jamond, C.; Hernan, F.; Fuster, J.Mª, Ancochea, E.; Casquet, C.; Díaz De Terán, J.R. y Cendrero, A. (1992). *Evolution of the eastem volcanic ridge of the Canary Islands, based on new K–Ar Data*. Journal Vocanologic Geotherm. Res., 53, pp. 251–274.

Fúster, J.Ma.; Muñoz, M.; Sagredo, J. Y Yebenes, A. (1980). *Fuerteventura. Excursión 121 A+C del 26 Congreso Geológico Internacional*. Bol. Geol. Min. de España, Tomo 91(2): 351–390.

I.T.G.E. (en prensa): Mapa Geológico de España, escala 1.100.000. Hoja y Memoria. Fuerteventura.

Herrera, C. (2001). *Caracterización hidrogeoquímica del Macizo de Betancuria, Fuerteventura, Archipiélago de Canarias*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña: 223 pp.

Herrera, C. y Custodio, E. (2003). *Hipótesis sobre el origen de la salinidad de las aguas subterráneas en la isla de Fuerteventura, Archipiélago de Canarias, España.* Boletín Geológico y Minero, Madrid, 114 (4): 432–452.

ITGE (1991). *Estudio hidrogeológico de la isla de Fuerteventura.* Proyecto de Actualización, Infraestructura Hidrogeológica, Vigilancia y catálogo de Acuíferos. Instituto Tecnológico Geominero de España. Madrid.

2.1.5. HIDROGEOLOGÍA E HIDROQUÍMICA DEL AGUA SUBTERRÁNEA DEL ACUÍFERO VOLCÁNICO DE LAS VERTIENTES A PARTIR DE DATOS MEDIDOS EN GALERÍAS (LA PALMA, ISLAS CANARIAS)

Roberto PONCELA PONCELA* y Elzbieta SKUPIEN BALON**

(*) Eurogeólogo, Profesional libre. Moreiba 2, 5ºB. 38111 Santa Cruz de Tenerife. rponcela_geo@yahoo.es
(**) Dra. Ingeniera de Minas, Profesional libre. Moreiba 2, 5ºB. 38111 Santa Cruz de Tenerife. elzsku2006@yahoo.es

RESUMEN

El acuífero volcánico de las vertientes constituye el principal reservorio de agua subterránea para la gestión de recursos hídricos en La Palma, que ha sido drenado tradicionalmente por galerías a diferentes cotas. Los caudales alumbrados en dicho acuífero ascienden en promedio a 1500 L/s. Son aguas de excelente calidad por su muy baja mineralización, en general inferior a 200 µS/cm, muy apreciadas para abasto y riego. La composición isotópica de las aguas subterráneas parece ajustarse razonablemente a una recta meteórica clásica de pendiente 8, con un exceso de deuterio +19, especialmente en la zona nororiental. El contenido en tritio < 0,5 UT es indicativo de sistemas de flujos regionales, con aguas recargadas hace décadas (incluso centurias) y posiblemente mezcladas con aguas más recientes pero de escasa contribución directa en la zona de alumbramiento (generalmente a cota inferior a 1000 m), aunque con posibilidades de estratificación en los niveles superiores del acuífero. Los sistemas de flujos locales (galerías a cotas superiores a 1000 m) responden a rápida circulación, baja mineralización y presencia de tritio > 2 UT.

Palabras clave: *Acuífero de las vertientes, hidrogeología, galerías, isótopos del agua, La Palma*

INTRODUCCIÓN

En la Isla de La Palma, más del 70% del agua que se utiliza proviene de galerías que drenan el agua de excelente calidad que circula por las diferentes formaciones acuíferas que constituyen el acuífero volcánico de las vertientes, asimilado a la masa de agua subterránea LP001: acuífero insular-vertientes, de acuerdo con los requerimientos de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE. Dichas galerías se construyeron con iniciativa privada y, es a partir de 1950, cuando se produce el auge de su desarrollo, especialmente por el conocido "efecto llamada", hasta acumular algo más de 270 km de longitud excavada. Esta singularidad ha permitido disponer de relevante información geológica del interior de los edificios volcánicos;

sin embargo, el conocimiento de parámetros hidrogeológicos no ha sido paralelo, a lo que se une la dificultad de realización de ensayos fiables en terrenos volcánicos. No obstante, una parte de la información necesaria ya existe (caudales e hidroquímica) aunque no siempre es sencillo disponer de la misma debido a la dispersión de las fuentes y, en bastantes casos, a la "privacidad y confidencialidad" de la misma.

El alumbramiento realizado a partir de galerías provoca una modificación del flujo subterráneo (fundamentalmente de cumbres a mar) de manera irreversible que hace que el agua fluya continuamente, se utilice o no, excepto en los casos en donde la geología es favorable y pueden realizarse cierres hidráulicos por compuerta (generalmente apoyados en diques bastante impermeables), que permiten una regulación del caudal drenado en función de las necesidades requeridas. No obstante, hasta la fecha no se ha analizado convenientemente su evolución ni existe una monitorización sistemática, en parte debido a que esta regulación únicamente responde a criterios agrícolas, y no hidrogeológicos propiamente dichos.

Los trabajos sobre hidrogeología insular en La Palma con criterio técnico-científico se inician con el denominado Proyecto SPA-15 (SPA-15, 1975), que integró por primera vez en un documento todos los aspectos relacionados con el ciclo hidrológico en las Islas Canarias. Con criterios similares se desarrolló el Proyecto MAC-21 (1980). A estos trabajos se unen los documentos correspondientes a los Planes Hidrológicos de La Palma (ITGE, 1993; DGA, 1988; APHP, 1992; PHP, 2001 y CIAP, 2009). Para contribuir a una mejora de esta situación, en esta comunicación se analiza la información hidrogeológica disponible en relación al modelo conceptual de funcionamiento del acuífero de las vertientes.

MARCO GEOGRÁFICO, GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO

La Isla de La Palma se localiza en el sector noroccidental las Islas Canarias, situadas al noroeste del continente africano, entre las latitudes 27º 37' y 29º 25' Norte (situación subtropical) y las longitudes 13º 20' y 18º 10' al oeste de Greenwich. Presenta forma de triángulo isósceles invertido, cuyos ejes principales miden 47 km (N-S) por 29 km (E-O), y tiene una extensión de unos 708 km^2 (Figura 1).

La pluviometría promedio de la zona nororiental es P= 1200-1300 mm/año como consecuencia de la acción de los vientos alisios, y para la zona del arco de Cumbre Nueva, la pluviometría promedio es P= 1000-1200 mm/año (CIAP, 2007a). La recarga natural se produce por infiltración del agua de lluvia en la zona de cumbres, y se ha estimado en promedio para la zona norte en R= 550-600 mm/año (Skupien & Poncela, 2009a), y para Cumbre Nueva (dorsal central) en R= 500-550 mm/año (CIAP, 2007a).

El área nororiental es excedentaria entre 3-4 hm^3/año (PHP, 2001), si bien está sometida a una fuerte presión como consecuencia de la demanda, en estos momentos influenciada por las extracciones de la captación "túnel de trasvase" (unos 150 L/s) y del hontanar "Nacientes de Marcos y Cordero" (situado al NE de la isla), que en conjunto drena un caudal promedio en torno a los 120 L/s (Skupien & Poncela, 2009a y 2009b).

El archipiélago canario, situado en el Océano Atlántico y próximo al margen continental occidental africano, constituye la parte emergida de una formación volcánica emplazada sobre la litosfera oceánica, en el dominio intraplaca del borde occidental de la placa africana. Su

génesis se asocia con el desplazamiento de este a oeste de un punto caliente ("hotspot") del manto, actualmente situado en el extremo occidental del archipiélago.

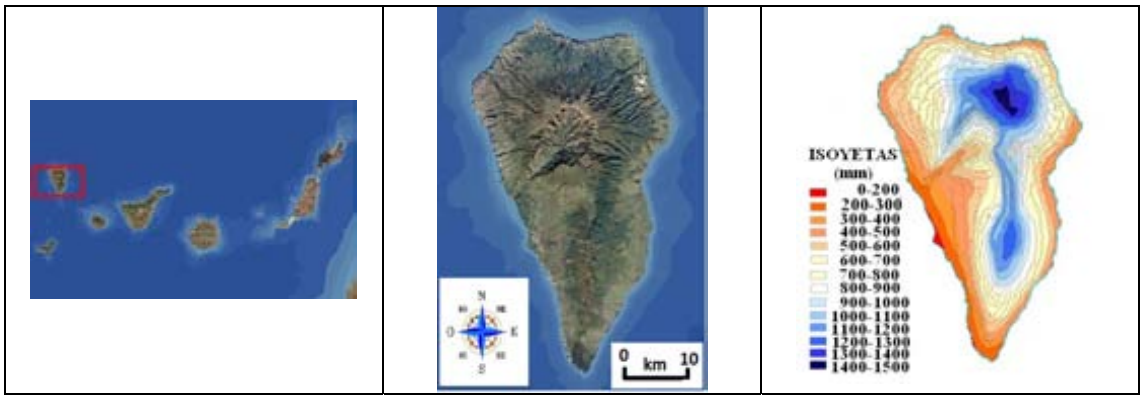


Figura 1. Situación geográfica de la zona de estudio. Base cartográfica: SITCAN (Sistema de Información Territorial de Canarias). Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial – GRAFCAN. Mapa de isoyetas medias (mm) de la Isla de La Palma (CIAP, 2009).

La Palma es la segunda isla canaria más joven y se encuentra en la fase más rápida de crecimiento del archipiélago, dentro de una etapa denominada de "shield-building" (Carracedo et al., 1997). La sucesión estratigráfica está bastante bien definida (APHP, 1992; Carracedo et al., 2001; PHP, 2001; Poncela (en DGA, 2009)) debido al profundo corte natural representado por la Caldera de Taburiente, y a las numerosas galerías que penetran en el subsuelo radialmente, principalmente desde las pendientes exteriores, destacando:

1. Complejo Basal, constituido por un núcleo de edad superior a 3 Ma (Plioceno), formado esencialmente por materiales volcánicos submarinos y rocas intrusivas, que solo aflora en el fondo de la Caldera de Taburiente (con afloramientos por encima de la cota 1500 m).
2. Unidades Volcánicas Subaéreas (lavas, piroclastos, diques, etc.) que recubren discordantemente (periodo de inactividad volcánica del orden de 1 Ma) el Complejo Basal y que han sido emitidas de manera discontinua y dispersa espacialmente durante los últimos 2 Ma, imbricándose diferentes edificios volcánicos singulares coetáneamente al desplazamiento de la actividad volcánica principal de norte a sur.

La zona de estudio se corresponde con las unidades volcánicas subaéreas del cono norte (toda la zona septentrional y nororiental) y oriental de la isla, englobando los edificios Taburiente I y II (el más extenso en superficie) y el Edificio Cumbre Nueva (Figura 2). Estas unidades están constituidas, en general, por un apilamiento alternante de lavas basálticas predominantes (tanto tipo "pahoehoe" como "aa") y escorias asociadas, de moderada extensión lateral, y frecuentemente disectadas entre sí por sucesivos episodios volcánicos. Intercalados en la secuencia estratigráfica aparecen diversos mantos piroclásticos y niveles aglomeráticos de diversa naturaleza. Presentan escasa alteración y compactación.

Su génesis y desarrollo obedece al desplazamiento de la actividad magmática (punto caliente) de norte a sur. La principal característica común a estos edificios es la formación de estructuras tipo estratovolcán que, localmente, alcanzó alturas superiores a 3000 m (APHP, 1992). Un aspecto destacable es la presencia de una estructura erosiva, localmente discontinua, conocida como "estructura COEBRA" (APHP, 1992; Navarro, 1993) en cuyo

contacto (lavas de relleno de intracaldera-depósitos aglomeráticos del antiguo volcán Garafía) existen numerosos manantiales, algunos con elevado caudal.

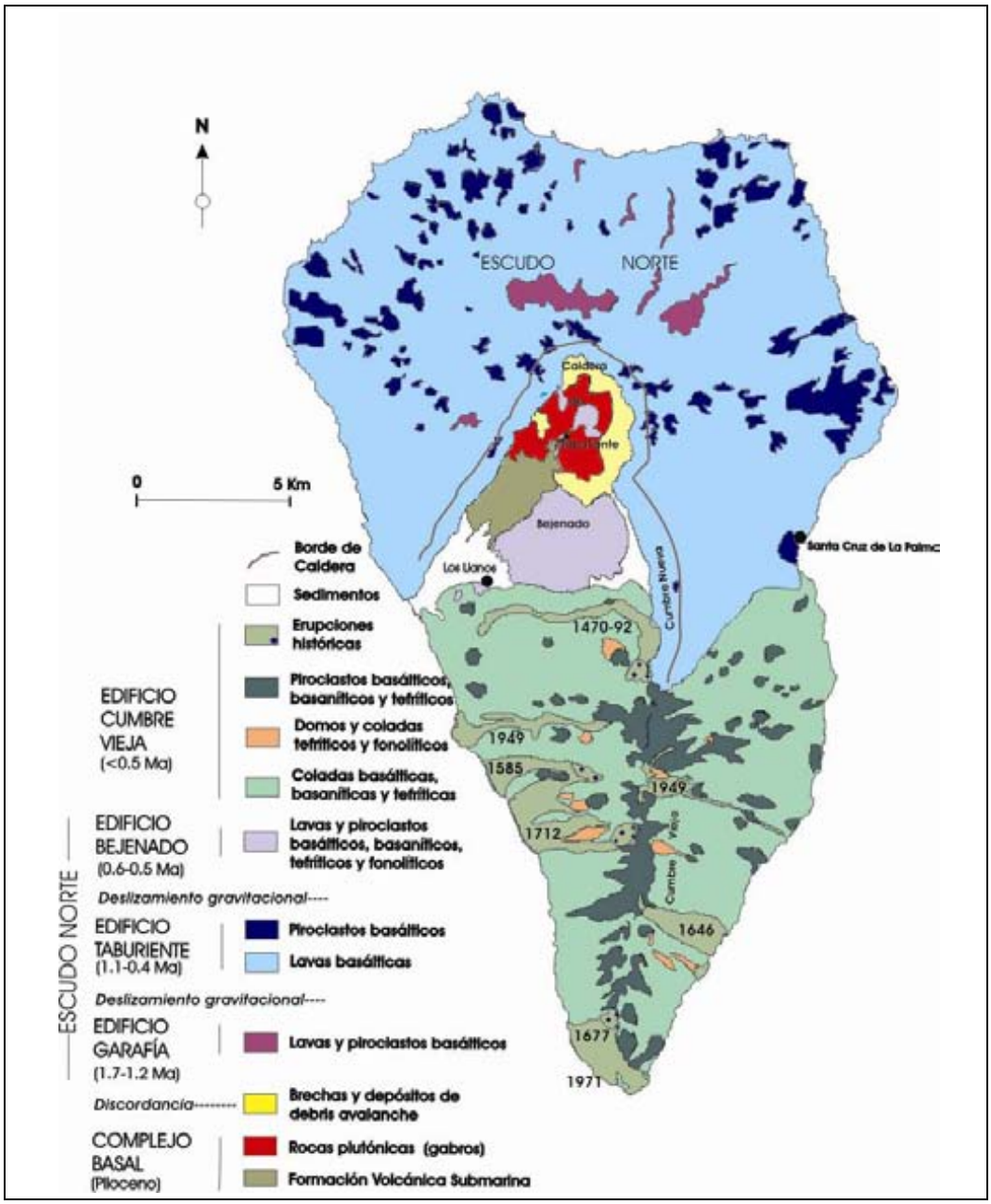


Figura 2. Mapa geológico de la Isla de La Palma (De la Nuez et al., 2008).

Esta estructura, al igual que otras que afectaron al Edificio Cumbre Nueva, tiene su origen en grandes deslizamientos gravitacionales que truncaron parte de los flancos de dichos edificios volcánicos.

Marco hidrogeológico

La zona de estudio comprende la masa de agua subterránea denominada LP001: acuífero

insular-vertientes (DGA, 2005; CIAP, 2007b; Poncela, en DGA, 2009), que contiene el principal reservorio de agua subterránea (edificios Taburiente I y II) y que comprende toda la zona de cumbres (zona de mayor precipitación insular y de recarga natural del sistema hidrogeológico), desde el cono norte hasta la mitad sur y hasta la franja costera hasta la cota 600 msnm (de ahí hasta el mar, el modelo de gestión insular incluye las captaciones mediante pozos), incluyendo el arco de Cumbre Nueva. Este sistema acuífero insular está frecuentemente compartimentado en bloques por la presencia de una intrincada red de diques, tanto más densa cuanto más próxima a las zonas de "rift" o ejes estructurales de La Palma, a modo de celdas de estanqueidad variable. Estos diques actúan de barrera hidrogeológica, apantallando el flujo subterráneo y haciendo que los niveles piezométricos presenten un elevado gradiente hidráulico como consecuencia de la fuerte anisotropía vertical de las formaciones acuíferas involucradas (Figura 3). Muchas de las galerías productivas han alumbrado agua después de atravesar un dique o sistema de diques; en otros casos, la permeabilidad de las formaciones saturadas ha sido suficiente para drenar el frente o frentes de saturación, hasta alcanzar un cierto equilibrio en ausencia de influencias externas.

En general, los apilamientos de lavas y escorias del Edificio Taburiente II favorecen la infiltración y posterior recarga natural al acuífero principal (Edificio Taburiente I). No obstante, existen notables contrastes de permeabilidad como consecuencia de la heterogeneidad litológica presente, como en las series infrayacentes que constituyen el zócalo, ya sean aglomerados de tránsito, contacto con la estructura COEBRA o Complejo Basal, que actúan como un nivel de base de baja a muy baja permeabilidad (a efectos prácticos, en general impermeable).

El flujo subterráneo se dirige desde la zona de cumbres hacia mar, mediante caminos tortuosos dificultados por la presencia de diques (Custodio, 1978 y 1983), llegando a alcanzar los niveles piezométricos regionales alturas próximas a los 1800 m en la zonas internas, hasta llegar al nivel del mar en la zona costera.

La presencia de formaciones tipo avalancha de derrubios ("debris avalanche" o "mortalón" en terminología local) han formado auténticas cicatrices erosivas, como la que se manifiesta en la estructura COEBRA, modelando geomorfologías tipo "cubeta calderiforme asimétrica" que han sido las precursoras del principal reservorio insular de agua subterránea de la isla. En ocasiones, estos mortalones suelen semiconfinar localmente el sistema acuífero, lo que también contribuye a un mayor nivel gradiente hidráulico local.

CAUDALES, CURVAS DE AGOTAMIENTO Y PARÁMETROS HIDROGEOLÓGICOS

El drenaje de la masa de agua subterránea LP001 se realiza principalmente a través de galerías y nacientes. El análisis de la evolución de caudales en galerías desde la década de 1970 hasta la actualidad permite observar la existencia de periodos significativos de agotamiento de dichos caudales. Se han seleccionado aquellos tramos en los que las curvas de agotamiento son lo suficientemente representativas, lo que ha permitido agrupar unos patrones de agotamiento similares por zonas en dicha masa LP001 (Figura 4). Los valores obtenidos del coeficiente de agotamiento mediante el método exponencial decreciente de Bossinesq-Maillet (en Custodio y Llamas, 1983) muestran que los valores se sitúan entre 0,001 y 0,0001 días^{-1} (Zona Occidental: 0,0002 – 0,0004 , Zona Septentrional: 0,001 – 0,0003

y Zona Oriental: 0,001 – 0,0003 (Poncela, en DGA, 2009)).

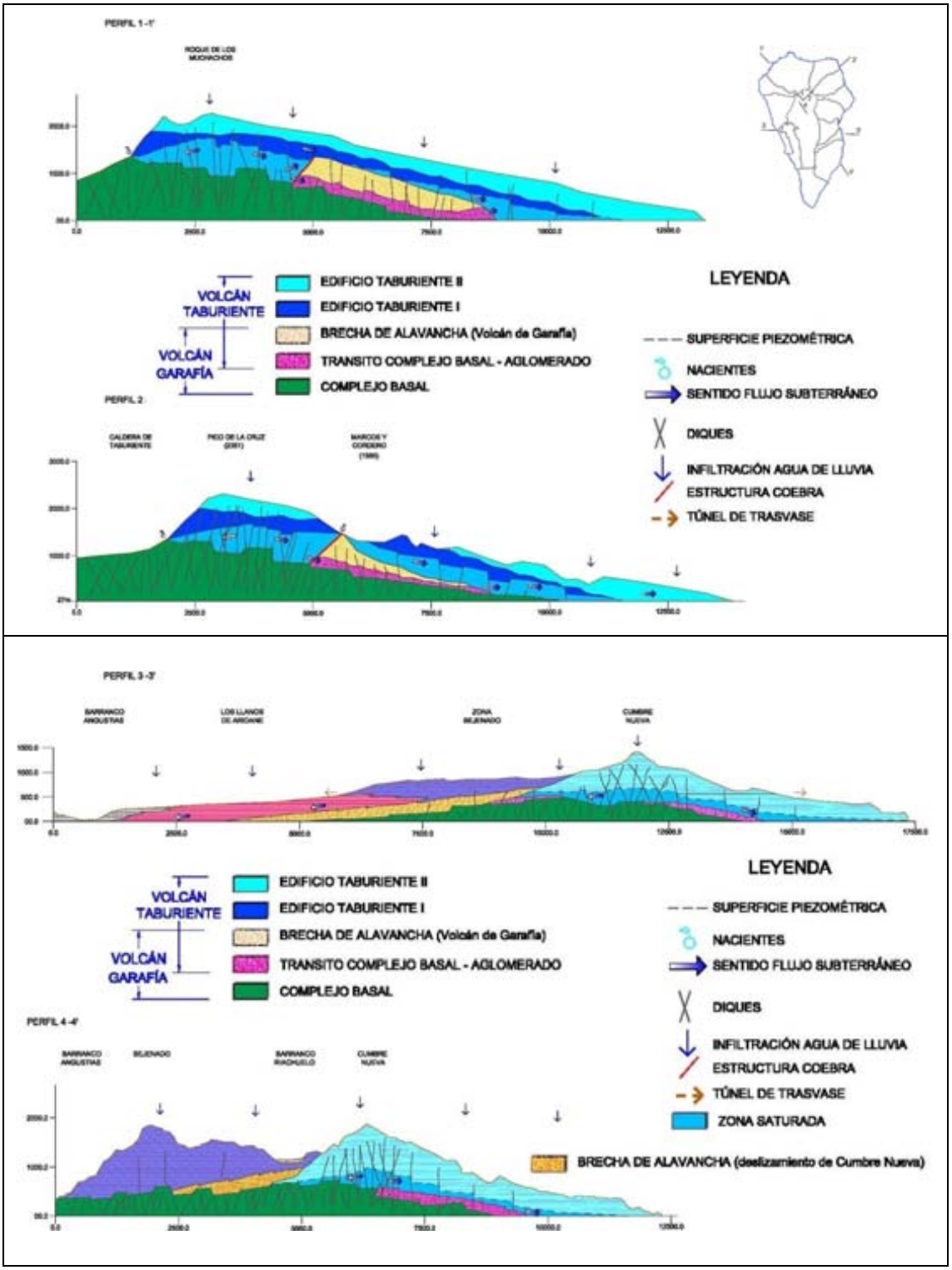


Figura 3. Cortes hidrogeológicos representativos del sistema acuífero complejo insular en el entorno de la masa de agua subterránea LP001.- Acuífero insular-vertientes Poncela, R. (en DGA, 2009). Elaboración propia a partir de datos de Navarro (1983), PHP (2001) y Carracedo et al. (2001).

Asimismo, se ha estimado la difusividad hidráulica mediante la expresión de Rorabaugh-Singh (en Custodio y Llamas, 1983). Los valores de difusividad hidráulica (en m^2/día) son: 50–100 (Entorno del Roque de Los Muchachos y Caldera de Taburiente), 400–600 (Noroeste (Garafía)), 1000–2000 (Nororiental (Barlovento, San Andrés y Sauces, y Puntallana), 750 (Naciente Marcos), 1750 (Naciente Cordero), 1100–1200 (Conjunto Marcos y Cordero), 5000–6000 (Este (Santa Cruz de La Palma) y 200–600 (Este (Breña Alta y Cumbre Nueva). Su representación gráfica se muestra en la Figura 5 (Poncela, en DGA, 2009).

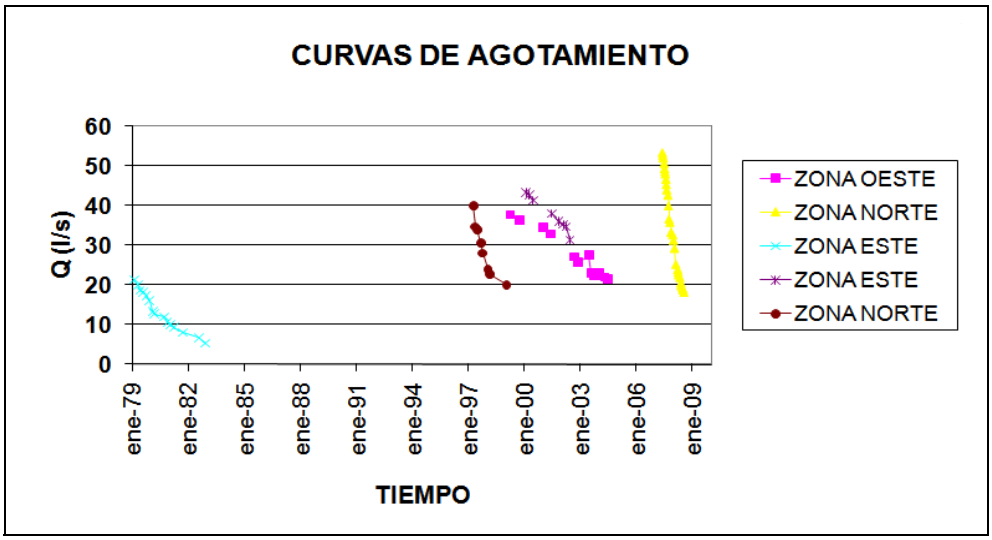


Figura 4. Tipología de las curvas sintéticas de agotamiento de caudales en galerías de La Palma según su distribución espacial en la masa de agua subterránea LP001. Fuente: elaboración propia a partir de datos de CIAP y Comunidades de Usuarios (Poncela, en DGA, 2009).

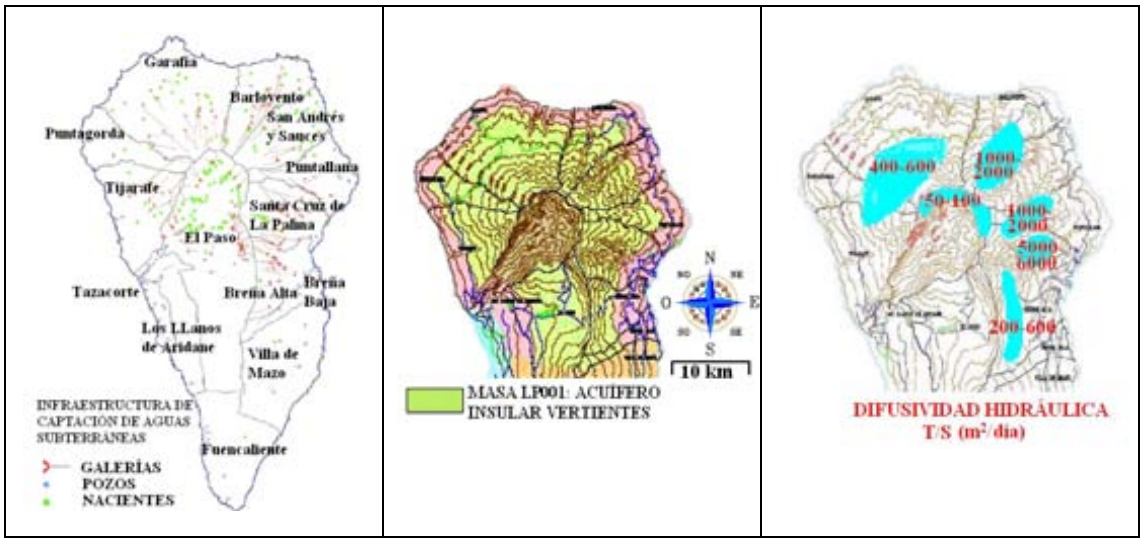


Figura 5. Izquierda: distribución de las captaciones en la Isla de La Palma (PHP, 2001). Centro: situación geográfica de las masas de agua propuestas para DMA en La Palma. En verde la masa de agua subterránea LP001: acuífero insular-vertientes (DGA, 2005). Derecha: Distribución espacial de la variación de la difusividad hidráulica en la masa de agua subterránea LP001. Elaboración propia a partir de datos de CIAP y Comunidades de Usuarios (Poncela, en DGA, 2009).

A partir de la información recopilada, se ha analizado un ensayo de recuperación sintético a partir de la variación de presiones de los cierres hidráulicos en galerías, asimilando éstas a

metros de columna de agua, y la disminución presiométrica como ascensos residuales, lo que permite una regionalización de los resultados y, por lo tanto, involucra una mayor porción de acuífero volcánico (lavas, escorias y diques, con influencia de borde impermeable constituido por el Complejo Basal). Se ha supuesto que no se producen fugas por otros elementos ni recargas adicionales, si bien, su posible incidencia, se estima poco significativa a pesar de la heterogeneidad litológica y por lo controlado del ensayo. Para la interpretación del ensayo se ha partido de la solución del problema propuesta en 1935 por Theis (en Custodio y Llamas, 1983). Los resultados dan una transmisividad del acuífero en la zona norte de la isla entre 15 y 30 m^2/día (Figura 6).

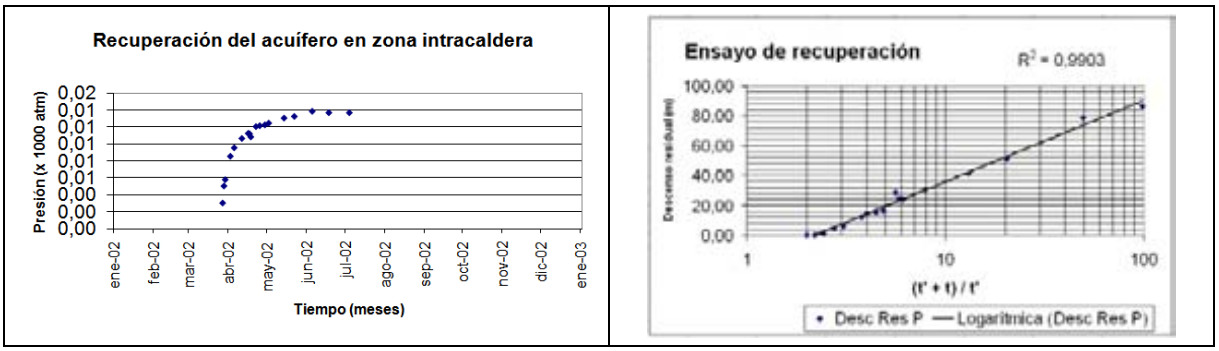


Figura 6. Interpretación de un ensayo de recuperación a partir del cierre hidráulica de una galería. Aplicación a partir de los datos ponderados en zona de intracaldera (sector norte de cumbres en la masa de agua subterránea LP001.- Acuífero insular-vertientes (Elaboración propia (Poncela, en DGA, 2009)).

HIDROQUÍMICA, ISÓTOPOS ESTABLES Y TRITIO

Entre los meses de junio a agosto de 2007 se realizó una campaña de muestreo de las aguas subterráneas de la masa de agua subterránea LP001 para su caracterización físico-química e isotópica ambiental, basada en la red de control propuesta en cumplimiento con los requerimientos de la DMA (CIAP, 2007b). Los resultados se presentan en la Figura 7.

La conductividad eléctrica ponderada se sitúa entre 175 a 200 µS/cm (aguas de débil mineralización), siendo que las aguas captadas en galerías a cotas superiores a 700-1000 m suelen presentar valores promedio inferiores a 150 iS/cm, lo que indica una clara influencia del agua de recarga, con tiempos de permanencia relativamente cortos en el acuífero y con poca interacción agua-roca. Valores superiores a 200 µS/cm suelen corresponderse con galerías por debajo de la cota 700 m, con tiempos de permanencia superiores y con posibilidad de interacción agua-roca.

El pH ponderado se sitúa entre 7-7,5. Los valores más elevados suelen corresponderse con aguas captadas en las proximidades del Complejo Basal, aflorante en el interior de la Caldera de Taburiente sobre los 1500 m de altitud, considerado el zócalo impermeable.

Parámetro	Valores
CE (µS/cm)	85-438
pH	6,5-8,4
HCO_3^- (mg/l)	36-232
Cl^- (mg/l)	9-29
$SO_4^=$ (mg/l)	5-18
NO_3^- (mg/l)	2-13
Na^+ (mg/l)	10-48
K^+ (mg/l)	5-16
Ca^{++} (mg/l)	5-25
Mg^{++}(mg/l)	3-24

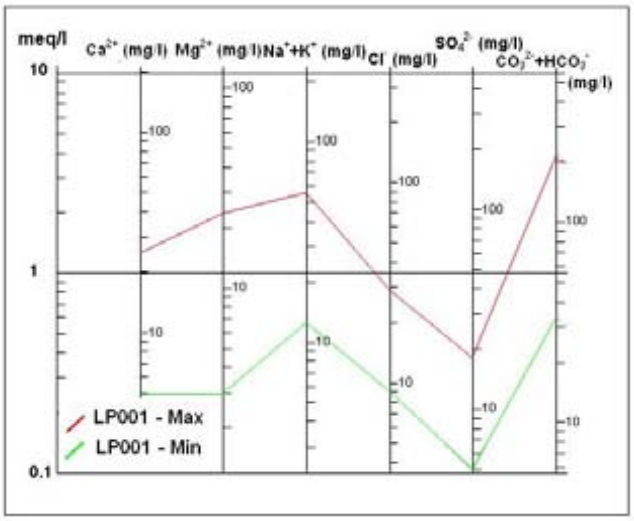


Figura 7. Intervalo de valores de los parámetros físico-químicos seleccionados en las aguas subterráneas de 18 captaciones muestreadas en la MAS LP001 y representación en diagrama de Schoeller.

Desde el punto de vista hidroquímico coexisten al menos dos sistemas regionales de circulación de flujo: uno regional y otro más superficial, caracterizados, además, por una relación rNa^+/rCl^- = 2-4 para el primero y < 2 para el segundo. En promedio, las aguas subterráneas son bicarbonatadas sódicas cálcico-magnésicas, con bajo contenido en cloruros y sulfatos (Figura 7), y todos los parámetros analizados se hallan por debajo de los límites fijados en el RD140/2003, siendo potables. Asimismo, son aptas para uso agrícola.

En relación a los isótopos estables, en zonas de recarga natural (zona de cumbres) se ha caracterizado una recta meteórica local, con pendiente clásica 8 y con exceso de deuterio en el entorno de +19 (CIAP, 2006; Skupien & Poncela, 2007). Localmente, si existe mezcla con aguas recargadas a cotas más bajas dicho exceso de deuterio puede llegar hasta +14, como es el caso del naciente Cordero (Skupien y Poncela, 2009a y 2009b). El gradiente altitudinal observado se ajusta relativamente bien a la relación definida por Vegeer (1991) para la Isla de La Palma, reflejando claramente las zonas de cumbres como las áreas de recarga natural por infiltración del agua de lluvia (Poncela y Skupien, 2008), y que puede expresarse mediante: $Altura\,(m) = -416 \cdot \delta^{18}O - 755$.

Los datos de tritio son más limitados pero muestran que las aguas subterráneas drenadas en galerías a cotas por encima de 700-1000 m suelen presentar un contenido en tritio contrastable (entre 1,5 a 2,0 UT), mientras que las concentraciones para captaciones por debajo de 700 y, en general entre 300 a 500 m, presentan concentraciones en el entorno de 0,5 UT o inferiores. Las mediciones realizadas en agua superficial en el interior de la Caldera de Taburiente, características del agua de precipitación, presentan concentraciones del orden de 2,0-2,5 UT.

Asumiendo que el modelo de mezcla exponencial en el acuífero es válido para la interpretación de la concentración de tritio, y considerando que el tiempo de tránsito a través de la zona no saturada es relativamente rápido (entre 2 y 4 meses), puede establecerse la existencia de dos sistemas principales de flujo subterráneo, de cumbres a mar, en concordancia con las observaciones hidroquímicas:

- Sistema regional: caracterizado por la presencia de agua de origen prenuclear (< 0,5 UT),

sin indicios de recarga reciente, con interacción agua-roca, con posibilidad de conexión directa al acuífero o muy poco significativa en las zonas de alumbramientos (posiblemente con estratificación de aguas más recientes en los niveles superiores del embalse subterráneo). Los tiempos de tránsito pueden ser centenarios (Poncela, 2009).

- Sistema local: caracterizado por la presencia de sistemas de rápida circulación y renovación (galerías a cotas superiores a 700-1000 m), de interacción rápida con el terreno, muy baja mineralización y con indicios de recarga reciente (> 1,5-2,0 UT).

CONCLUSIONES

El acuífero volcánico de las vertientes (masa de agua subterránea LP001) constituye el principal reservorio de agua subterránea para la gestión de recursos hídricos en La Palma, con un volumen actual promedio drenado de 1500 L/s. Sus aguas son bicarbonatadas sódicas cálcico-magnésicas, con bajo contenido en cloruros y sulfatos, de excelente calidad y muy apreciadas tanto para abasto como riego por su muy baja mineralización, en general inferior a 200 µS/cm. La composición isotópica de las aguas subterráneas se ajusta razonablemente a una recta meteórica clásica de pendiente 8, con un exceso de deuterio +19, especialmente en la zona nororiental.

El contenido en tritio < 0,5 UT es indicativo de sistemas de flujos regionales, con aguas recargadas hace décadas (incluso centurias) y, posiblemente, mezcladas con aguas más recientes pero de escasa contribución directa en la zona de alumbramiento (generalmente a cota inferior a 1000 m), aunque con posibilidades de estratificación en los niveles superiores del acuífero. Los sistemas de flujos locales (galerías a cotas superiores a 1000 m) responden a rápida circulación, baja mineralización e indicios de recarga reciente marcados por la presencia de tritio en concentraciones > 2 UT.

Los valores del coeficiente alfa de agotamiento obtenidos, entre 0,001 y 0,0004 días^{-1}, muestran diferencias zonales significativas por influencia de la geología insular. Representan importantes reservorios de agua subterránea que, en el caso de algunas galerías, permiten regular volúmenes de varios hectómetros cúbicos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a las Comunidades de Usuarios, Regantes y titulares privados de las captaciones, al Consejo Insular de Aguas de La Palma (CIAP) y a la Dirección General de Aguas (DGA) del Gobierno de Canarias la consulta de información de base.

REFERENCIAS

APHP (1992). *Avance del Plan Hidrológico de La Palma*. Consejería de Obras Públicas, Vivienda y Aguas (Gobierno de Canarias)-Cabildo Insular de La Palma. 245 pp.+ figs. Santa Cruz de Tenerife.

Carracedo, J.C.; Day, S.J.; Guillou, H. y Gravestock, P.J. (1997). *Geological Map: Cumbre Vieja Volcano (La Palma, Canary Islands)*. Esc. aprox.: 1:33.000. International Workshop on Volcanism Hazards in Immature Intraplate Oceanic Islands, La Palma, 15-18 September. Santa Cruz de Tenerife.

CIAP (2006). *Informe sobre la caracterización hidroquímica e isotópica ambiental preliminar del acuífero asociado al túnel de trasvase. Funcionamiento hidrogeológico del sistema (Isla de la Palma).* Consejo Insular de Aguas de La Palma.124 pp + anejos.

CIAP (2007a). *Seguimiento del acuífero asociado al túnel de trasvase. Funcionamiento hidrogeológico del sistema (Isla de la Palma).* Consejo Insular de Aguas de La Palma.72 pp.

CIAP (2007b). *Informe sobre la caracterización hidroquímica de las masas de agua subterránea de la Isla de La Palma.* Consejo Insular de Aguas de La Palma. Clave: OB-20/07. 63 pp.

CIAP (2009). *Estudio General de la Demarcación Hidrográfica de la Palma.* Consejo Insular de Aguas de La Palma.105 pp.

Custodio, E. (1978). *Geohidrología de terrenos e islas volcánicas*. Centro de Estudios Hidrográficos e Instituto de Hidrología. Madrid. Publicación 128. 303 pp.

Custodio, E. (1983). *Nuevas contribuciones al conocimiento hidrogeológico de las Islas Canarias*. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. VII: 705-717.

Custodio E. & Llamas, M.R. (1983). *Hidrología subterránea*. Omega Ediciones, S.A. Barcelona. 2 vol. 2347 pp.

Carracedo, J.C.; Rodríguez Badiola; Guillou, H.; de la Nuez, J. y Pérez Torrado, F.J. (2001). *Geology and volcanology of La Palma and El Hierro, western Canaries*. Est. Geol. 57 (5-6: Mapa geológico de la Isla de La Palma). Madrid.

DGA (1988). *Inventario de puntos de agua subterránea de la Isla de La Palma.* Consultor: Geomecánica y Aguas, S.A e Instituto Tecnológico Geominero de España. 5 vol. Santa Cruz de Tenerife.

DGA (2005). *Actividades requeridas para el cumplimiento de la Directiva Marco del Agua en las islas de Tenerife, La Palma, la Gomera y El Hierro*. Dirección General de Aguas-Consejería de Infraestructuras, Transportes y Vivienda-Gobierno de Canarias. Santa Cruz de Tenerife. 135 pp. + 4 planos + anejos.

De la Nuez, J., Casillas, R. y Martín, M.C. (2008). *Estructura interna y vulcanismo reciente de la Isla de La Palma*. En Pérez Torrado y Cabrera (eds). Geoguías 4 (pp:127-153). Las Palmas de Gran Canaria.

ITGE (1993). *Estudio isotópico de las aguas subterráneas en la Isla de La Palma*. Consultor: Geomecánica y Aguas, S.A. Instituto Tecnológico Geominero de España. Ministerio de Industria y Energía. 73 pp. + 3 anexos. Madrid.

MAC-21 (1980). *Proyecto de planificación y explotación de los recursos de agua en el Archipiélago Canario*. Comis. Interminist. Coord. Est. Mat. Aguas. Canarias.

Navarro Latorre, J.M. (1993). *Mapa Geológico de La Palma*. Esc. 1:125.000. Geoprin, S.A. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación-ICONA (Instituto para la Conservación de la Naturaleza). Madrid.

PHP (2001). *Plan Hidrológico Insular de La Palma*. Consultor: TECAMAC, S.A. Consejo Insular de Aguas de La Palma. 3 vol.

Poncela, R. & Skupien, E.; (2008). Características químicas e isotópicas del agua subterránea del acuífero volcánico de Cumbre Nueva (La Palma, Islas Canarias). VII Congreso Geológico de España. Las Palmas de Gran Canaria, 14 a 18 de julio de 2008. Revista Digital Geo-Temas, 10 (pp: 825-828). Libro resumen p: 253.

Poncela, R. (2009). *Estimación preliminar de los tiempos de residencia de las aguas subterráneas en La Palma bajo diferentes hipótesis de la función de entrada de tritio*. Informe para el Consejo Insular de Aguas de La Palma.

Poncela (en DGA, 2009). *Definición del modelo conceptual del flujo subterráneo de la Isla de La Palma; elección de las galerías cuyo control serviría como red de seguimiento de evolución del acuífero y la definición a nivel de proyecto básico de su cierre hidráulico, con el propósito de conseguir el buen estado de*

las masas de agua subterránea que indica la Directiva Marco 2000/60/CE. Caracterización hidrogeológica. Consultor: CCIMA, S.L. Dirección General de Aguas-Consejería de Obras Públicas y Transportes-Gobierno de Canarias. Santa Cruz de Tenerife. 144 pp + 8 planos.

Skupien, E & Poncela, R. (2007). Contribución de los isótopos ambientales al conocimiento hidrogeológico del acuífero de Cumbre Nueva asociado al túnel de trasvase (Isla de La Palma). *XII Congreso Internacional de Energía y Recursos Minerales*. Oviedo, 7-11 de octubre. 13 pp.

Skupien, E & Poncela, R. (2009a). *Estudio hidrogeológico e hidroquímico del Naciente de Marcos para su declaración como agua mineral natural según los Reales Decretos 1074/2002 y 1744/2003 (T.M. de San Andrés y Sauces).* Comunidad de Regantes de Los Sauces. 131 pp.

Skupien, E & Poncela, R. (2009b). *Estudio hidrogeológico e hidroquímico de los Nacientes de Marcos y Cordero (La Palma) para su declaración como agua mineral natural.* El Manantial, nº 45 (pp: 6). Boletín Informativo de la Fundación Centro Canario del Agua.

SPA-15 (1975). *Estudio científico de los recursos de agua en las Islas Canarias*. SPA/69/515. 3 vol + planos. Minist. Obr. Públ. Dir. Gral. Obr. Hidrául. UNESCO. Madrid-Las Palmas.

Vegeer, A.I. (1991). *Geochemical methods for evaluating the origin and evolution of ground water in volcanic rocks*. Ph.D. Dissertation. Department of Hydrology and Water Resources. University of Arizona. 239 pp.

2.2. CARACTERIZACIÓN DE ACUÍFEROS COSTEROS

2.2.1. SALINISATION OF GROUNDWATER RESOURCES IN THE DUTCH DELTAIC AREA: MODELLING, MONITORING, CLIMATE CHANGE AND SOLUTIONS

Gualbert OUDE ESSINK*

(*) Deltares, Unit Subsurface and Groundwater. P.O. Box 85467. 3508 AL Utrecht. The Netherlands. gualbert.oudeessink@deltares.nl.

ABSTRACT

With increased pressure on fresh water resources in deltaic areas due to increased human activities and climate change, (applied) research on hydrogeological processes has been intensified these last decades. From detection in the nineteenth century of the fresh water lenses due to the analysis of Badon-Ghyben, and via Custodio's hydrogeological water system analysis, we nowadays can combine different disciplines to monitor, understand, model, asses and simulate the relevant phenomena. In this paper different aspects of salinisation of groundwater resources in the Dutch coastal zone will be discussed. This Dutch delta can be considered as a blueprint for other deltas in the future as ground surface is already some meters below mean sea level. We are in the process of combining numerical models with innovative monitoring techniques to better understand the complex subsurface and to assess the impacts of increased anthropogenic and climate pressures. The next step for the coming decades will be to successfully implement measures to adapt to or to mitigate salinisation, based on accurate quantifications of the (future) coastal hydrogeological system. This will be done together with stakeholders such as farmers, water boards, provinces, other water knowledge institutes, by starting with pilot studies and via upscaling local successes to regional solutions…all to get to our the final professional goal: enabling delta life!

Keywords: *Salt water intrusion, modelling, climate change, water management, measures*

INTRODUCTION

For ages, mankind has been attracted to deltaic areas throughout the world because of the availability of an abundance of food (e.g., fisheries and agriculture) and the presence of economic activities (e.g., trade, harbours, ports and infrastructure). Fresh groundwater resources in these deltaic areas are utilized for domestic, agricultural, and industrial purposes. The availability of huge quantities and the high quality (unpolluted), relative to surface water, makes it a popular resource.

For the future, the use of fresh groundwater resources is probably increasing due to

population rise, economic growth, intensified agricultural development, and the loss of surface water due to contamination. In addition, the anticipated sea level rise and associated changes in recharge and evapotranspiration pattern will intensity the pressures on the coastal groundwater system.

It is not clear, however, to what extent deltaic areas are threatened, from a groundwater point of view, though conceptually, aquifers will probably become more saline at a greater pace. This could lead to a reduction of fresh groundwater resources. In addition, the present capacity of the discharge systems may be insufficient to cope with the excess of seepage water, especially in those areas which will be below (future) Mean Sea Level (M.S.L.). This seepage will probably have a higher salinity than at present. As a result, poor crop yields are produced due to salt damage and indigenous crops might be substituted by more salt-tolerant crops. If even the salt-tolerant crops cannot withstand the high salinities, the population might eventually migrate from the barren land and resettle in more fertile arable territories, which could cause severe social commotions.

On top of the above-mentioned slow processes, very quick processes can also threaten fresh water resources at a much quicker pace. The loss of freshwater after severe floods of low-lying areas after tsunamis caused by underwater earthquakes has been a serious topic after the Sumatra Tsunami December 2004.

In this article, we will quickly pass the problems we are facing in our Dutch delta in terms of fresh water, and move on to a combination of several possible solutions. In addition, we should not only be pessimistic about future fresh water supply in coastal zone. From a physical point of view, salinisation of the water resources is sometimes accompanied with freshening processes, whereas technical innovations are about to be implemented in showcases. Moreover, stakeholders like farmers and drinking water companies, universities and knowledge institutes are more and more involved into the topic, and via o.a. governmental funding procedures, the willingness to experiment and implement in climate proof fresh water supply is firm. With (ground)water becoming more precious and expensive, solutions not considered before may become feasible. A number of solutions will be shown in this article.

LEARN TO COPE WITH SALINITY FROM THE DUTCH APPROACH

As the coastal parts of The Netherlands (of porous medium composition) are already several metres below M.S.L., the Dutch already have to cope with salinisation of their freshwater resources: upconing drinking water resources, saline seepage. Basically, where the Dutch are standing now, many low-lying coastal areas will experience similar problems within 20-50-100 years. The way we cope with the threats and the strategies we adopt for adaptation and mitigation can be seen as a blueprint for other deltas in the future. We believe the impact patterns on the Dutch fresh water resources due to future changes are similar to other delta areas worldwide with similar hydrogeological conditions (Figure 1), including the Po, Mississippi, Nile, Mekong, Chinese and Indian deltas and the US Atlantic coast (Custodio and Bruggeman, 1987; Van Weert *et al.*, 2008; Deltares, 2009; Post and Abarca, 2010; Custodio, 2010; Barlow and Reichard, 2010; Oude Essink *et al.*, 2010). Although the characteristics of these delta areas are obviously different, the general picture is that groundwater management in the coastal zone must face serious impact from future stresses

(Ranjan *et al.*, 2008).

In addition, within the Delta Programme (Deltacommissie, 2008) but also within research programmes such as the Knowledge for Climate, different adaption and mitigation strategies have been suggested, tested, evaluated and are about to be implemented to make Future Fresh Water Supply in The Netherlands Climate Proof. What we already learned is that a combination of local as well as adaptive strategies is the most effective one, from a robust and flexible point of view, given the uncertainties in the long-term prediction of future climate change effects, and of other relevant socio-economic developments!

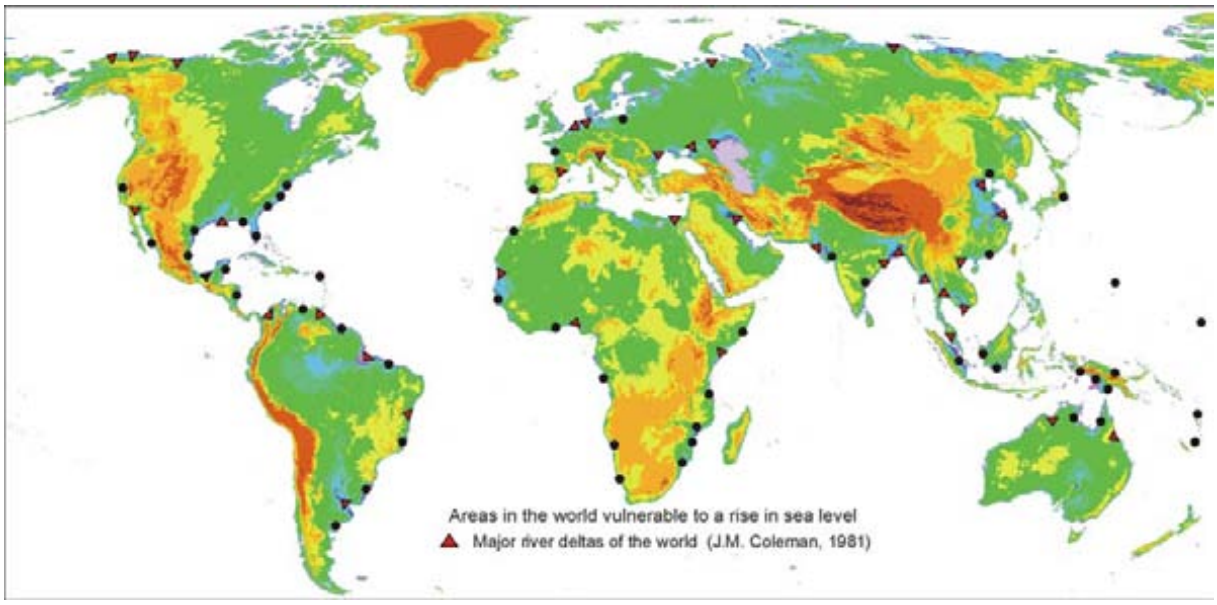


Figure 1. World map with possible vulnerable coastal deltaic areas suffering salt water intrusion problems, now or in the future (Oude Essink et al., 2011).

Some of those uncertainties are listed below and place things into perspective. For instance, what will be the effect on the groundwater systems if these phenomenons occur:

- Land subsidence
- Climate change
- Increased groundwater extractions
- Development energy use/production (heat-cold storage underground)
- Development of land use (land reclamation offshore)
- Politics, policy & water management

SALINISATION IN THE NETHERLANDS

The Netherlands is situated in the deltas of three rivers: the Rhine, the Meuse and the Scheldt. Like in many other deltaic areas, in The Netherlands salinity in groundwater ranges from brackish to saline. This groundwater is mainly old seawater that has been trapped in the ground when the sea transgressed the delta. In a large part of the Netherlands, permanent groundwater drainage keeps the polder areas sustainable. However, this on-going draining resulted in mobilizing and upconing of deeper and more saline groundwater, leading to

salinisation of shallow groundwater and surface water (Figure 2). In addition, sandy boils, a localized form of preferential groundwater flow, also increase the salinisation (De Louw *et al.*, 2010). This may pose problems for (drinking) water supply, agricultural production (salt damage) and fresh water ecosystem.

Nowadays, one of the major water issues in the low-lying Netherlands is to make The Netherlands climate proof for the coming century. Second to safety against flooding, climate proof fresh water supply is a top priority in the Delta Programme and in the National Water Plan. When water related problems (flooding, drought, salinisation, land subsidence) seem to get worse, possibilities to be part of solutions to these problems seem to be more than ever: sharing knowledge via internet and meetings, advanced data-collections (satellite, AEM), combing modelling and monitoring, increasing computer capacities, and finally, the sense of urgency with stakeholders such as water boards, provinces and the national government.

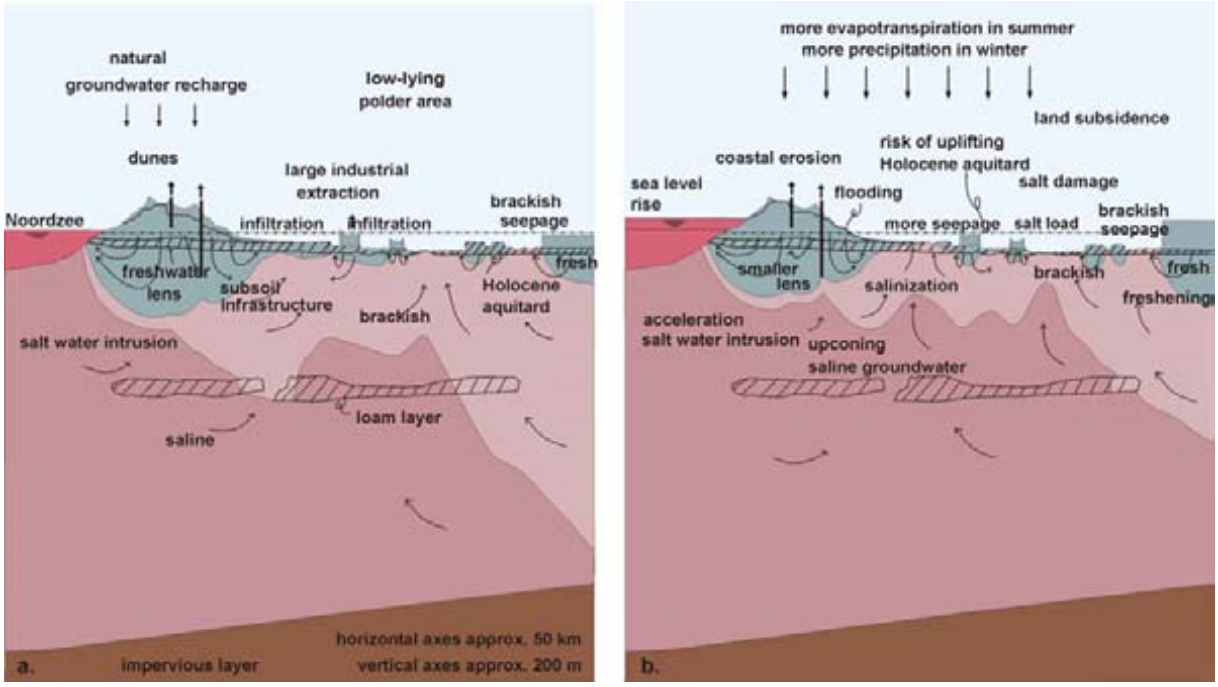


Figure 2. Schematization of the groundwater system in the Dutch deltaic area and of the possible processes which may occur in case of climate and global change.

NUMERICAL MODELLING

In contrast with 10-15 years ago, numerical modelling of variable-density dependent groundwater and coupled solute transport on a large regional to national scale is now technical feasible (*e.g.* see Figure 3 for the situation in The Netherlands and Oude Essink, 1996; 2003b). With the developments in computer capacity due to the increase in speed of processors but especially the additional extended and hard drive memory storage, 3D models with many tens of millions model cells simulating 100 years are not special any more. However, these 3D models still have coarse model cells (e.g. 250 m * 250 m), and can therefore not be used to simulate small phenomena such as shallow freshwater lenses or saline seepage from sand boils (Louw *et al.*, 2010). New innovative techniques, from parallelisation to graphical cards, are necessary to make large-scale numerical models with small grid cells

possible for the near future.

In-house hydro(geo)logical databases with high resolutions, numerical modelling techniques, monitoring results are available to thoroughly investigate salinisation issues. Since 1996, only the data problem still exists: not enough hydrogeological data available, especially not in data-poor countries.

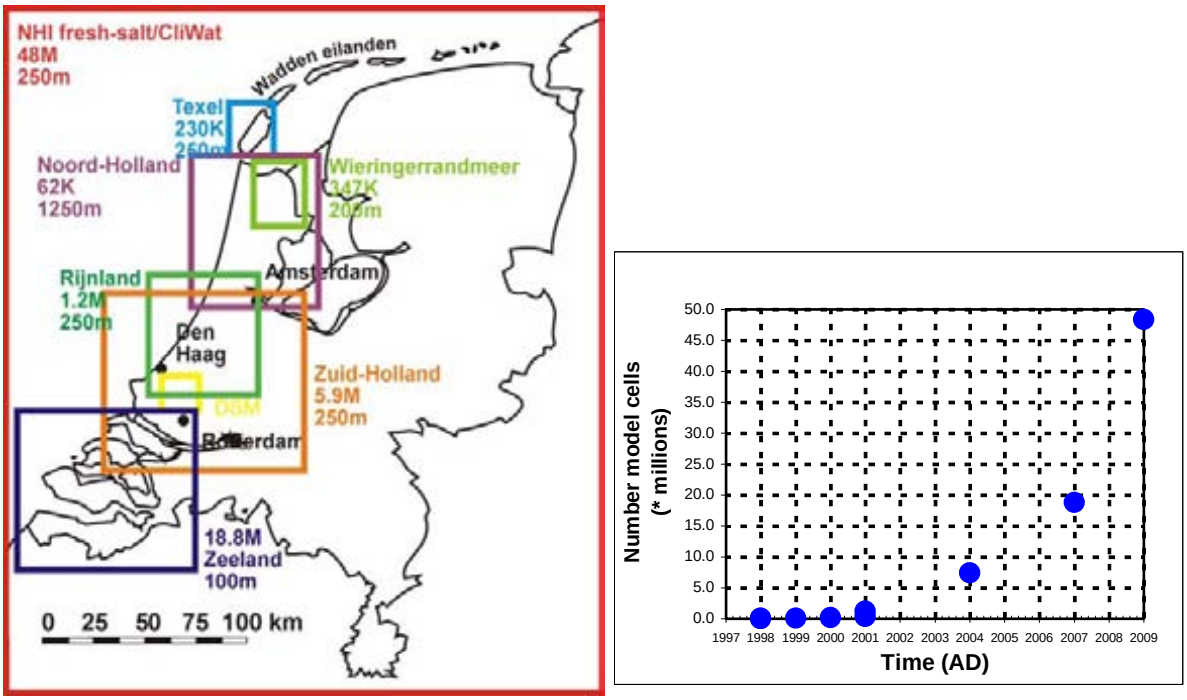


Figure 3. (a) Difficult 3D numerical models for variable-density and coupled solute transport on a regional and national scale: name, number of model cell and size of squared model cell in the horizontal plane. (b) Number of model cells of every case versus the date of the creation of the model: the shape is correlated to the capacity in extended memory as well as hard disk.

IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON COASTAL GROUNDWATER

Since quite some years now, the impact of climate change and sea level rise on coastal groundwater resources has been investigated. Various articles have been published on this topic, whereas during meetings such as the SWIM or AGU spend sessions on this topic (*e.g.* Meisler *et al.*, 1984; Navoy, 1991; Jelgersma *et al.*, 1993, Oude Essink, 1996, 1997, 1999, 2001a, 2001c, 2003a; Klein *et al.*, 1998; Sherif and Singh, 1999; Bobba, 2002, Ranjan *et al.*, 2006, 2008; Masterson and Garabedian, 2007; Vandenbohede, 2008; Werner and Simmons, 2009; Oude Essink *et al.*, 2010). In addition, the UNESCO initiative GRAPHIC Groundwater Resources Assessment under the Pressures of Humanity and Climate Change has been set up to improve our understanding of how groundwater interacts within the global water cycle under pressures of human activity and climate change. Basically, the mean focus on most articles is focussed on the direct impact of a sea level rise on lateral salt water intrusion (Figure 4). However, in deltaic areas, upward saline seepage may be a more important issue (Figure 2).

In the coming sub-sections, some examples of numerical modelling studies in the Dutch

deltaic setting will be shown.

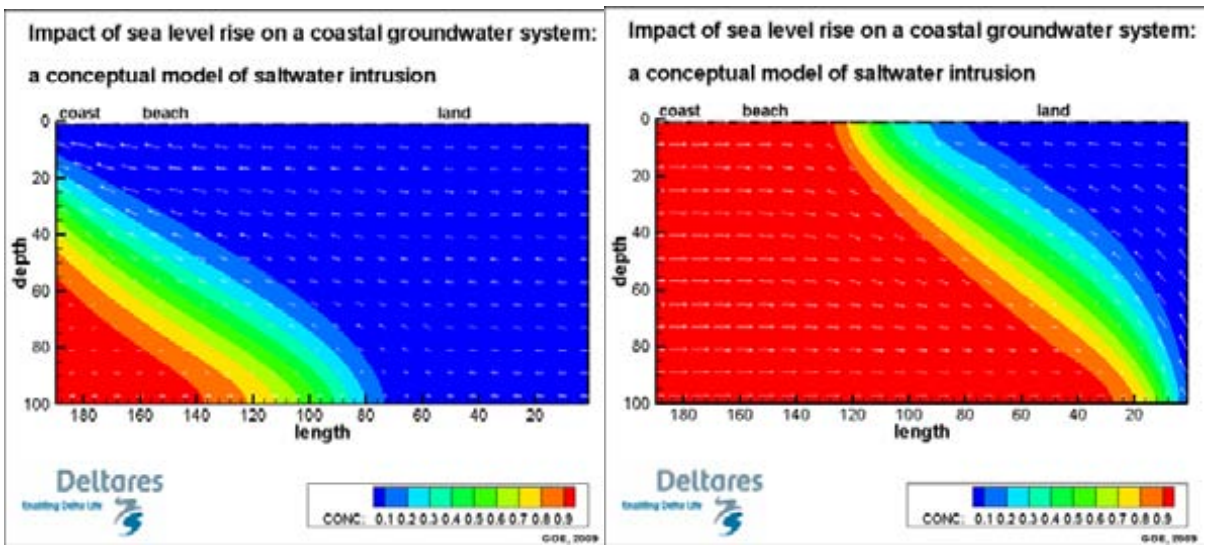


Figure 4. Conceptual approach of the impact of sea level rise on coastal aquifers: (a) the basic Henry solution: lateral salt water intrusion, circulation, mixing and outflow of fresh water. (b) the same case with a sea level rise: as a effect of overpressure at the coastal side, salt water will intrude more inland.

Netherlands Hydrological modelling Instrument (NHI)

To assist water managers in their choices to make our country ready for future stresses such as flooding, drought, land subsidence and salinisation, a modelling framework has been set up. The so-called Netherlands Hydrological modelling Instrument (NHI) includes a module to take into account fresh and saline groundwater in the coastal zone. This NHI fresh-saline groundwater module assesses on a national scale the impact of stresses such as sea level rise, land subsidence, increasing groundwater extraction and changes in natural groundwater recharge on groundwater in the Dutch coastal zone. Modelling results show that the water system significantly becomes more saline these coming 50-100 years, and that water courses need to be flushed more intensively if water boards want to maintain the water quality in the surface water system.

National databases on topography, geology (REGIS), chloride concentration (combining Vertical Electrical Soundings (VES), borehole measurements and analyses with the brackish-saline interface within the ZZREGIS database), geohydrology (extraction rates) and hydrology (surface water system, precipitation, evapotranspiration, drain and water channels characteristics) are used to set up the 3D module for the simulation of variable-density groundwater flow and coupled salt transport. The initial chloride distribution is determined with 3D interpolation of analyses, VES and borehole measures via geostatistical procedures and a mapped brackish-saline interface of 1000 mg Cl^-/L (taking into account the geological set-up of the groundwater system). The dimension of the covered area is 325 km by 300 km by 290 m thick, whereas over 20.6 million active model cells of 250m*250m were used in 31 model layers (the top layers are thinner than the lower ones) to characterize the vertical distribution of fresh-brackish and saline groundwater with enough detail. Figure 5b shows a result of a 100 years modelling of groundwater flow in the Dutch coastal area: salinisation as well as freshening of the system is taking place.

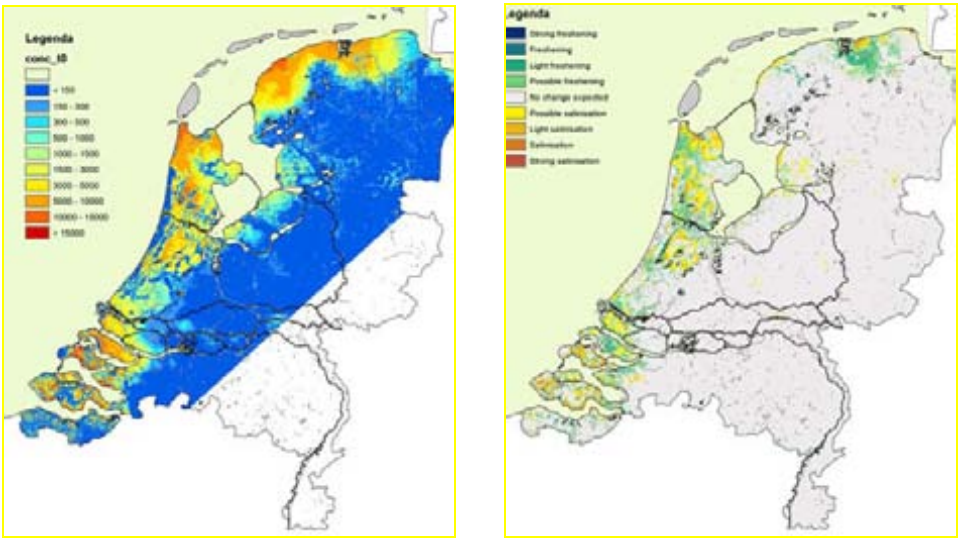


Figure 5. (a) The present chloride distribution (mg Cl^-/L) at the bottom of the Holocene aquitard. (b) Change in chloride concentration in relative terms due to autonomous development (caused by past lowering in polder water levels).

Zeeland: regional model

For the Province of Zeeland in the Netherlands, a 3D-model for density-dependent groundwater flow and coupled solute transport has been developed to assess the impact of sea level rise and changing precipitation and evapotranspiration patterns on the freshening and salinisation processes of shallow groundwater systems. The model is used to determine feasible and robust adaptation or mitigation measures in the water system to secure the vulnerable fresh water resources in this low-lying coastal zone. In the building of the complex 3D numerical model (15 million model cells) the focus was on the determination of the initial chloride distribution (Goes, 2009). For this, different types of (geophysical) techniques are combined with groundwater sampling data (Figures 6b and 7).

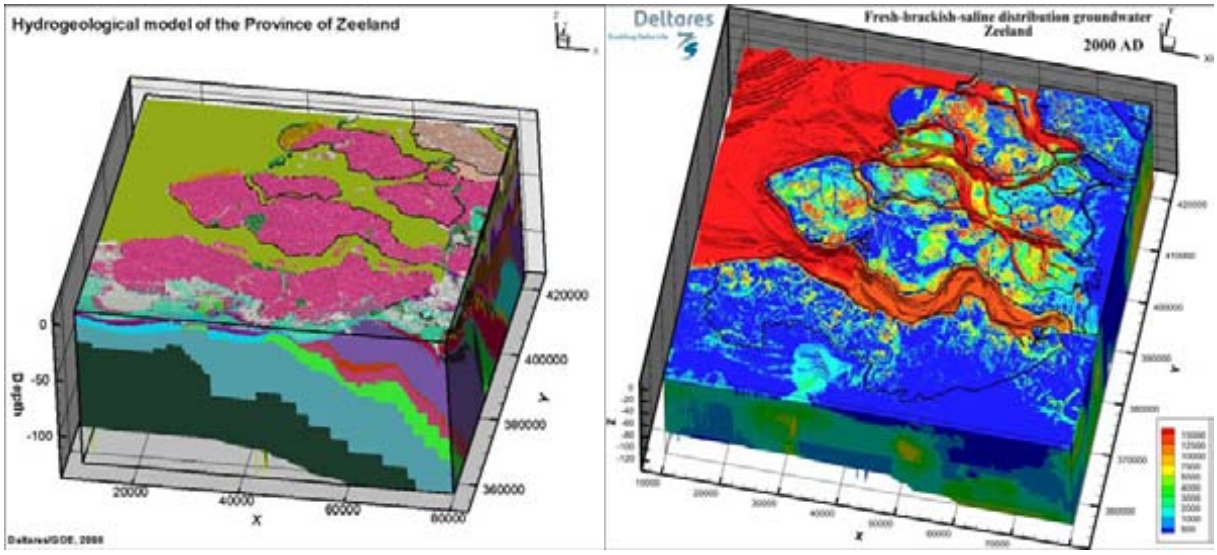


Figure 6. (a) Geological model of the area: detailed information of the geology is implemented in the (Holocene) top of the system. (b) Initial fresh-brackish-saline distribution in the Zeeland groundwater system.

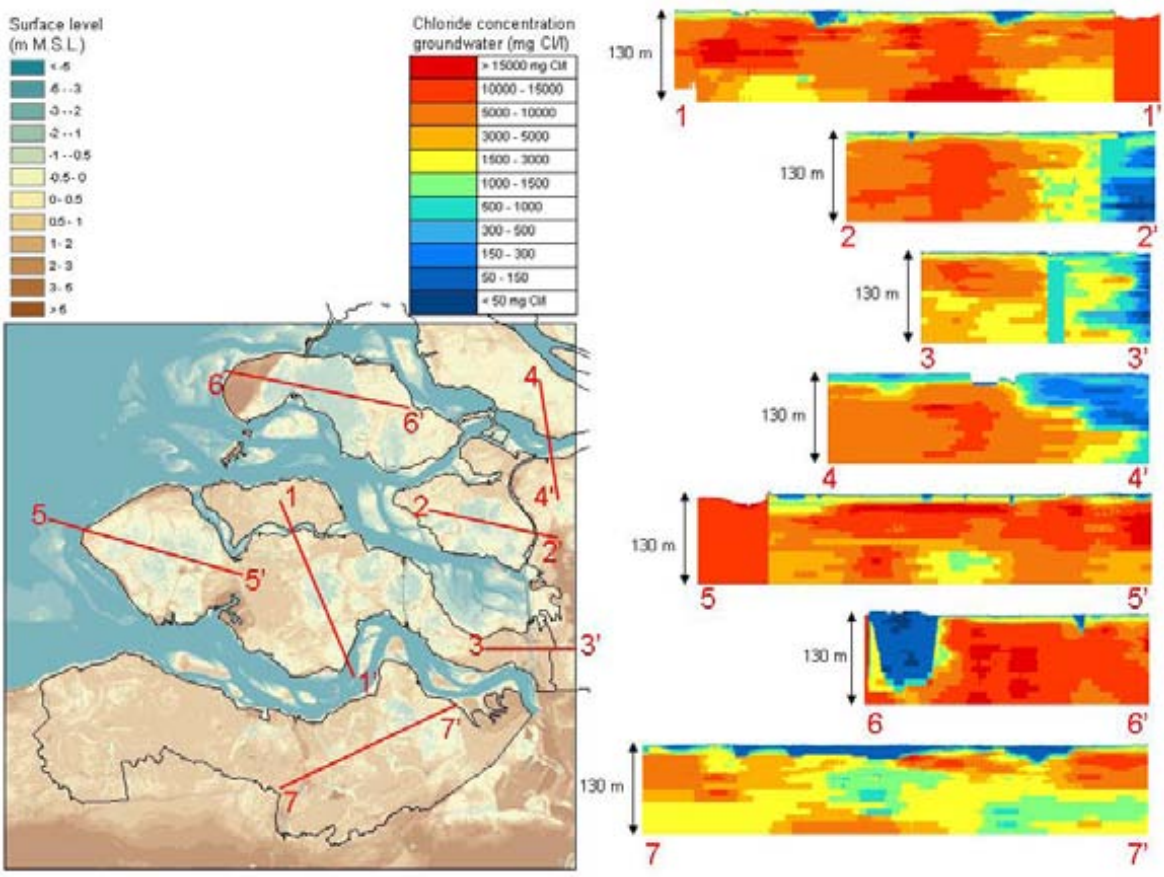


Figure 7. (a) Groundwater surface. (b) Fresh/brackish/saline profiles through the 3D chloride distribution.

Province of Zuid-Holland

Large parts of the Province Zuid-Holland, the Netherlands, are situated several metres below mean sea level. Saline groundwater from the North Sea and from deep marine fine-grained deposits intrudes the upper aquifers (Oude Essink *et al.*, 2010). Natural processes and anthropogenic events of land surface settling, that have been going on for nearly a millennium, cause the salinisation of the subsoil. In addition, future sea level rise and land subsidence are expected to jeopardise the groundwater system even more. Water managers are concerned about the future state of this dynamic groundwater system during the coming 100 years. A 3-dimensional model was constructed to quantify changes in the groundwater system. The model predicts that past land subsidence and sea level rise lead to an accelerated inflow of saline groundwater towards the coastal groundwater system in the next centuries. The groundwater system, especially the upper part, will contain more saline groundwater. The salt load to low-lying areas will increase, which will seriously affect surface water management in these lower parts of the Netherlands (Table 1).

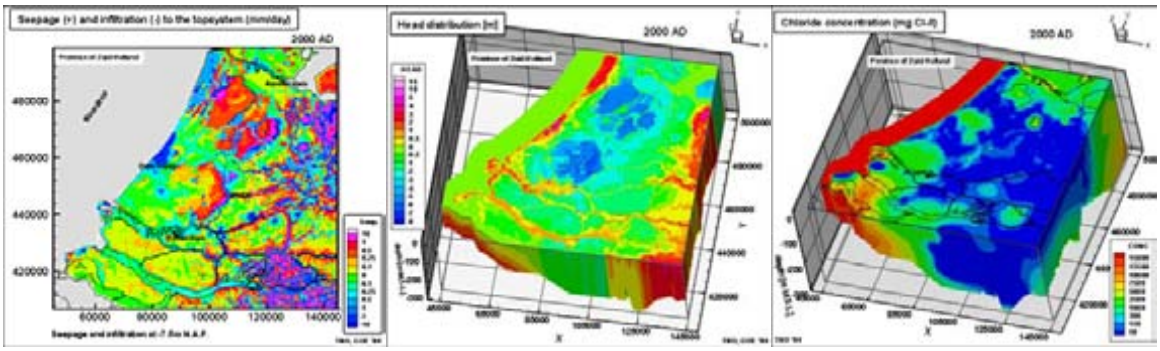


Figure 10. Calculated with the 3D model: (a) seepage and infiltration to the top system; (b) head distribution in the groundwater system; and (c) chloride concentration.

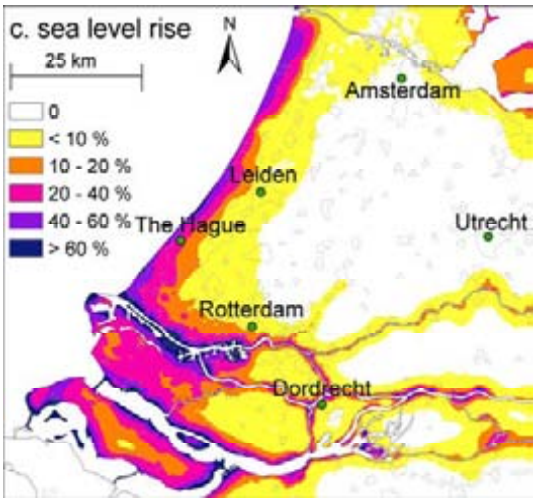


Figure 11. Zone of influence of a sea level in the central part of the Netherlands. The figure shows the difference in head at -12.5 m relative to M.S.L. between 2000AD and 2050AD: e.g. 20% means 20% of the sea level rise at the sea itself.

Island of Texel

Salt water intrusion is investigated at Texel, which is a Wadden island in the northern part of The Netherlands with a surface area of approximately 130 km^2 (Oude Essink, 2003a). In this coastal groundwater system of Quatenary deposits, salinisation of the upper layers is taking place. At present, brackish water already occurs close to the surface of the low-lying polder areas at the eastern part of the island. Freshwater occurs up to –50 m M.S.L. in the sand-dune area at the western part. Groundwater flow and salt transport was simulated for the coming centuries. The salinity in the top layer as well as the salt load at the surface of the polders will increase substantially during the next centuries. In addition, a relative sea level rise of 0.75 meter per century definitely intensifies the salinisation process, causing a further increase in salt load in the polders (Table 1). As such, the increased salinisation of the top layer will affect the surface water system from an ecological as well as a socio-economical point of view.

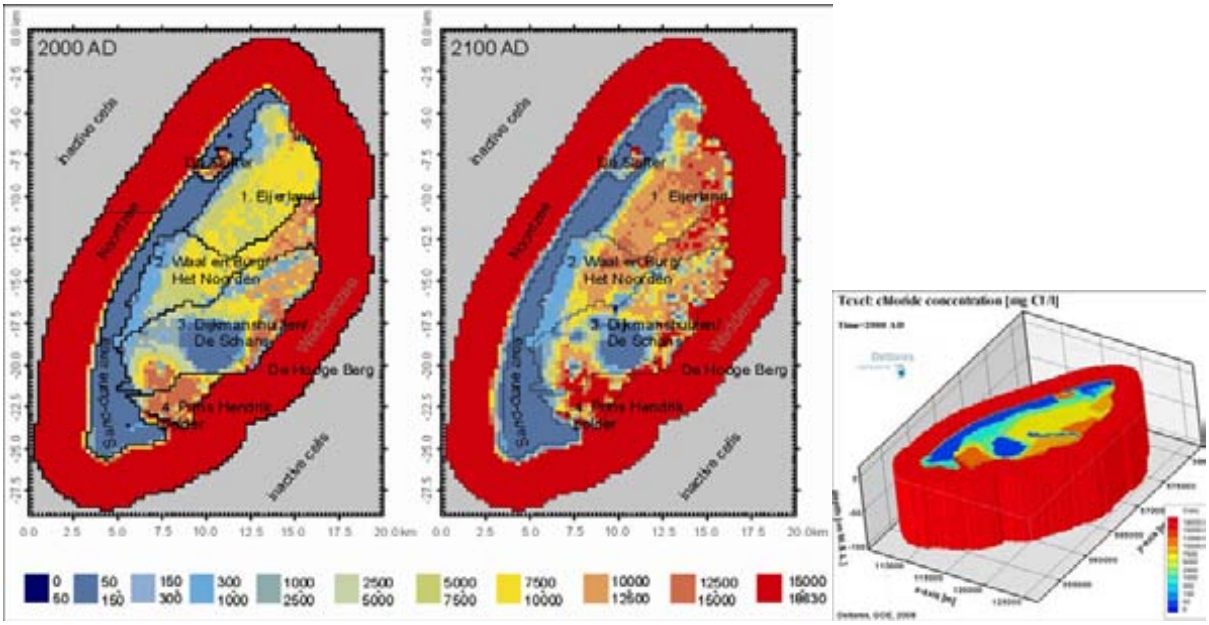


Figure 12. (a) and (b) Chloride concentration distribution to the top system at 2000AD and 2100 AD of the island of Texel. The figure shows an increase of concentration, especially at the polder areas with low water levels. (c) Initial chloride distribution in Texel.

Studied area	**Texel**	**Provincie Zuid-Holland**
Change in seepage (%)	+22	+4
Change in salt load (%)	+46	+34
Hinge area (from infiltration to seepage) (%)	+3	+5

Table 1. Change in seepage and salt load at the bottom of the Holocene aquitard in the two groundwater systems over a period of 100 years. Areas from infiltration to seepage, the so-called hinge areas are also quantified (these areas are vulnerable from an ecological point of view).

SCALING ISSUES

These last five years, 3D coupled groundwater-surface water models have been constructed for Climate Proof Fresh Water Supply In The Netherlands, called the Netherlands Hydrological Instrument (www.nhi.nu). The scale of these models 250 even up to 1 km, depending on the questions.

On this scale, some phenomena that are probably relevant for national water management policy within the framework of climate and anthropogenic change cannot be modelled accurately. For instance, the interaction between surface water and groundwater and shallow or saline seepage though sand boils (Louw *et al.*, 2010) demand a much finer resolution. N addition, the Figures 8 and 9 show a another scaling case: the effect of different model cell sizes on the freshwater volumes in a shallow freshwater lens. In incorporate these local phenomena, sophisticated up- and downscaling techniques must be developed to couple these different hydrogeological scale. This field of applied research is still open for new ideas.

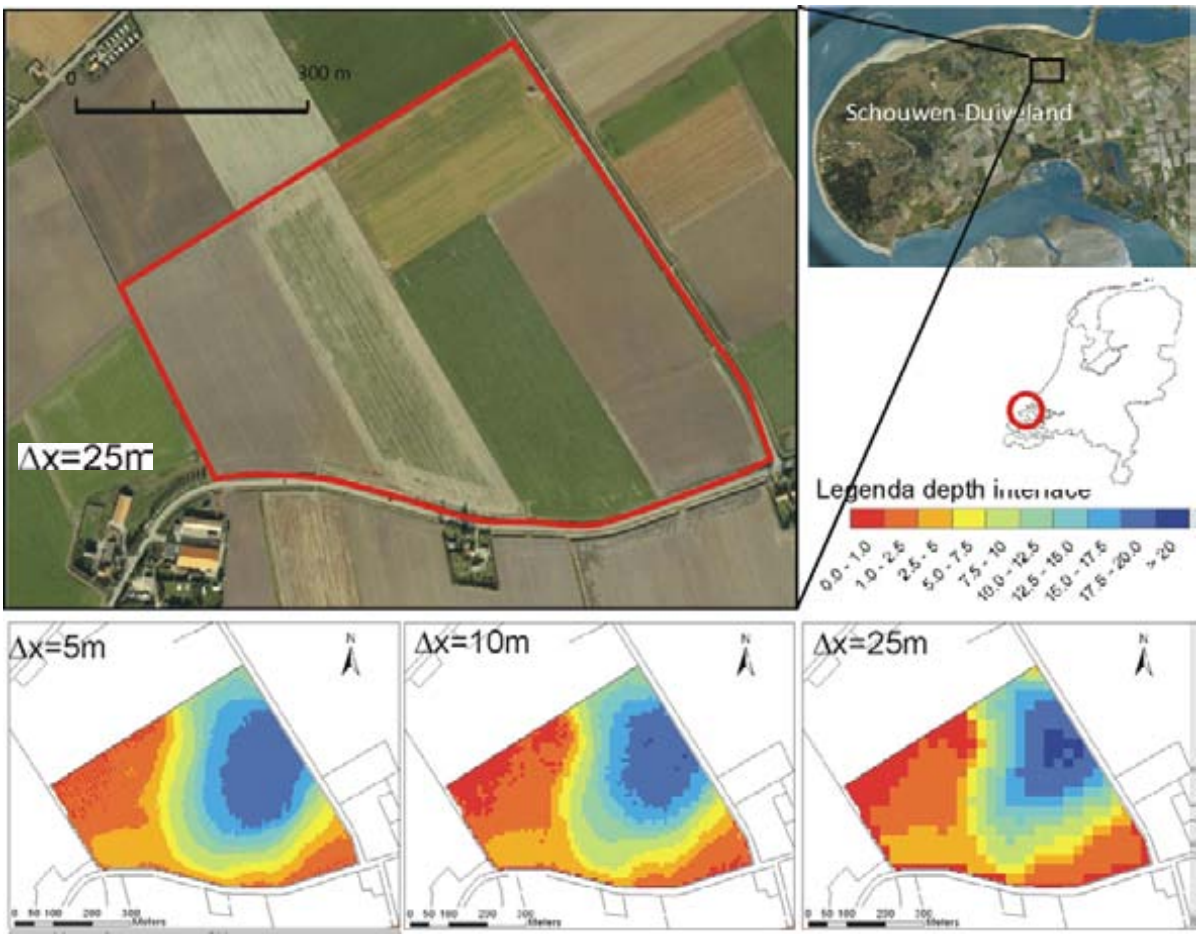


Figure 8. Depth of the brackish-saline interface of a shallow freshwater lens (3000 mg Cl^-/L) on different model cell scales (5m, 10m, 25m, resp.).

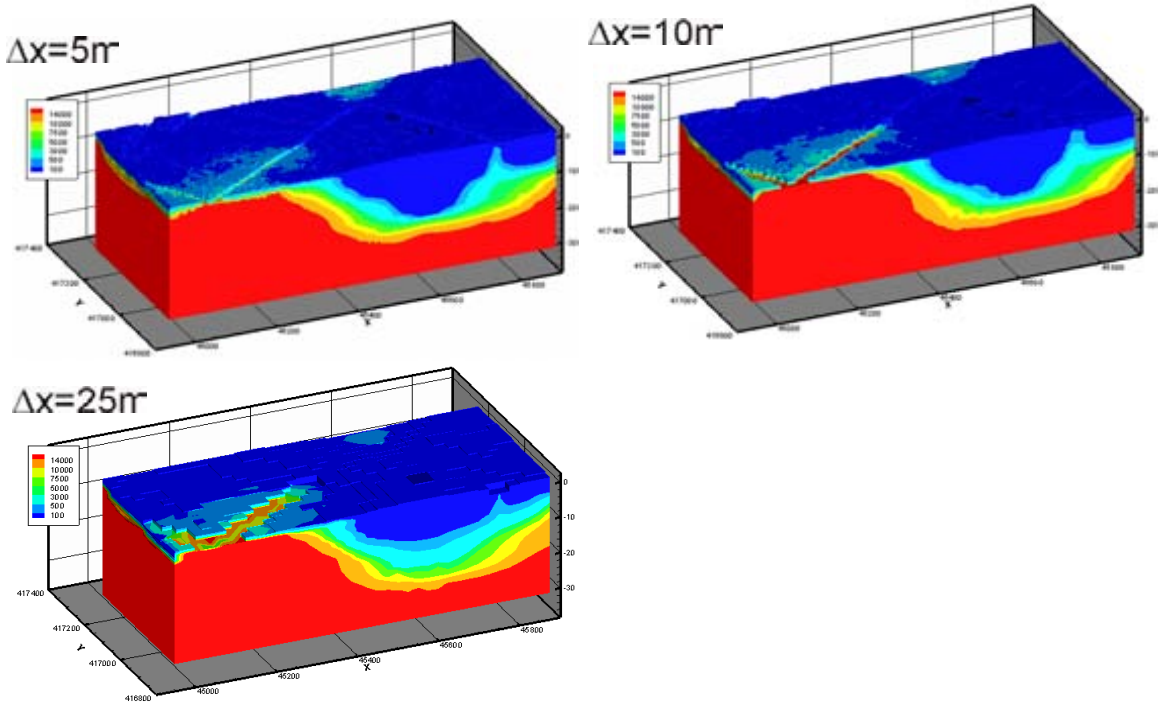


Figure 9. Modelling chloride concentration in groundwater at different model cell scales: (Dx=5m, 10m, 25m, resp.). The coarser the model cell, the thinner the fresh water lens is modelled; in addition, the salt load to the surface water system is also quantified differently.

USING A RELIABLE 3D DISTRIBUTION OF FRESH-SALINE GROUNDWATER

Data scarcity often limits sustainable management of these groundwater systems worldwide. Mapping and monitoring the current spatial extent of fresh groundwater resources normally requires detailed in-situ information of large areas, which is seldom available. As an alternative, remotely sensed data are a cheap way of collecting data and cover large areas in a short time span. For instance, Airborne Electromagnetic (AEM) geophysical methods can be exploited.

AEM methods are especially suited for detecting the salinity of groundwater due to the impact of salinity on the conductivity for electrical currents used in EM. Complicating factors include the effect of man-made infrastructure that transports electrical currents (power lines, railways, etc.) and the effects of the underlying geological structure. Both salinity and lithology influence the response of the EM system and it is therefore important to be able to unravel the combined effect of these two factors.

Though Fitterman (1998) already successfully used AEM in fresh-saline groundwater environments (South-Florida, USA) during the 1990s, it is within the framework of the Interreg IV-B project CliWat (www.cliwat.eu) that Deltares, TNO, BGR and Aarhus Geophysics work together to make these AEM methods suitable and accessible for several stakeholders for mapping fresh groundwater resources over large areas (Figure 10). Pilot studies in The Netherlands, Denmark and Germany have been set up to combine Airborne EM results with detailed 3D geological models to get a much better insight in the spatial distribution of saline groundwater as well as in the geological setting.

Subsequently, 3D variable-density groundwater and coupled salt transport numerical models use these salinity data to more accurately predict the possible effects of climate change, sea level rise and human activities on the availability of fresh groundwater resources. Adaptive strategies will be more effective (and cheaper) to limit the impact of negative future stresses. We think that incorporating this technique with traditional (geophysical) techniques such as TEC, CVES, EM31 and sampling groundwater will, in the end, lead to a more sustainable water management (Goldman and Kafri, 2006).

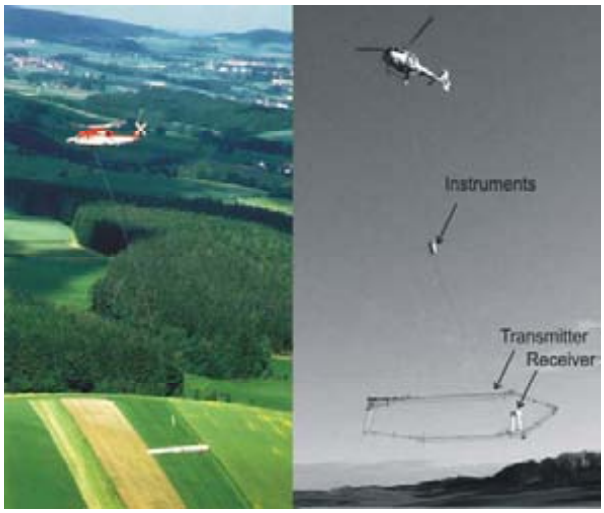


Figure 10. Helicopter borne geophysical systems: a. left: BGR system recording simultaneously frequency-domain electromagnetic, magnetic and radiometric data, b. right: SkyTEM system recording time domain electromagnetic data.

VULNERABILITY OF FRESH GROUNDWATER RESOURCES TO DISASTERS

Mapping and monitoring existing coastal fresh groundwater resources is an important activity that should be high on the agenda of water related institutes worldwide. The following example shows that a known safe fresh water resource is important for the survivors in case of disasters.

In this case, the impact of the 26-12-2004 Sumatra Tsunami on freshwater resources on islands is shown. Figure 11 gives a sketch of possible impacts on freshwater resources in coastal aquifers. Questions can be asked about how serious the impacts of the floods on fresh groundwater resources are; about how harmful they are from a drinking water point of view; and about how long it takes before the contaminated freshwater resources are clean again for consumption.

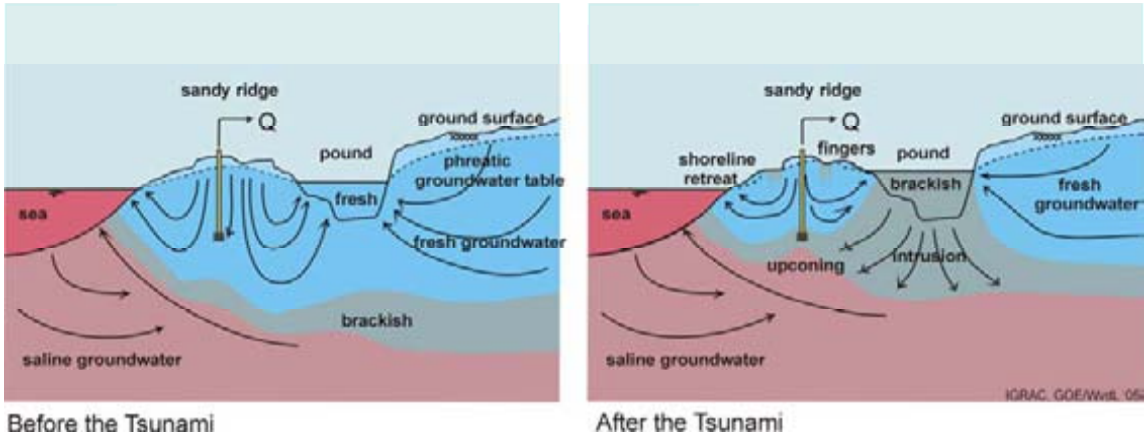


Figure 11. Schematic representation of the possible effects of the Sumatra Tsunami on coastal groundwater systems: upconing of brackish groundwater under abstraction wells, intrusion of brackish or saline water from ponds, fingering of brackish water from pools and the reduction in freshwater volume due to shoreline retreat.

By analyzing several possible situations in the subsoil that may have occurred, it is tried to describe the relevant processes of salt water intrusion in the coastal aquifers by means of conceptual models (Figure 12a to 12d). The main hypothesis is that sea water that flooded the land may have intruded into the subsoil, causing density driven flow through salt water fingers (Figure 13). Factors of importance are:

- Disturbance and reduction of the freshwater lens by the subsurface pressure wave.
- Local geometry of the inundated areas.
- Duration of sea water standing on the land.
- Leaching of salts from the soil.
- Local weather conditions during the coming months.

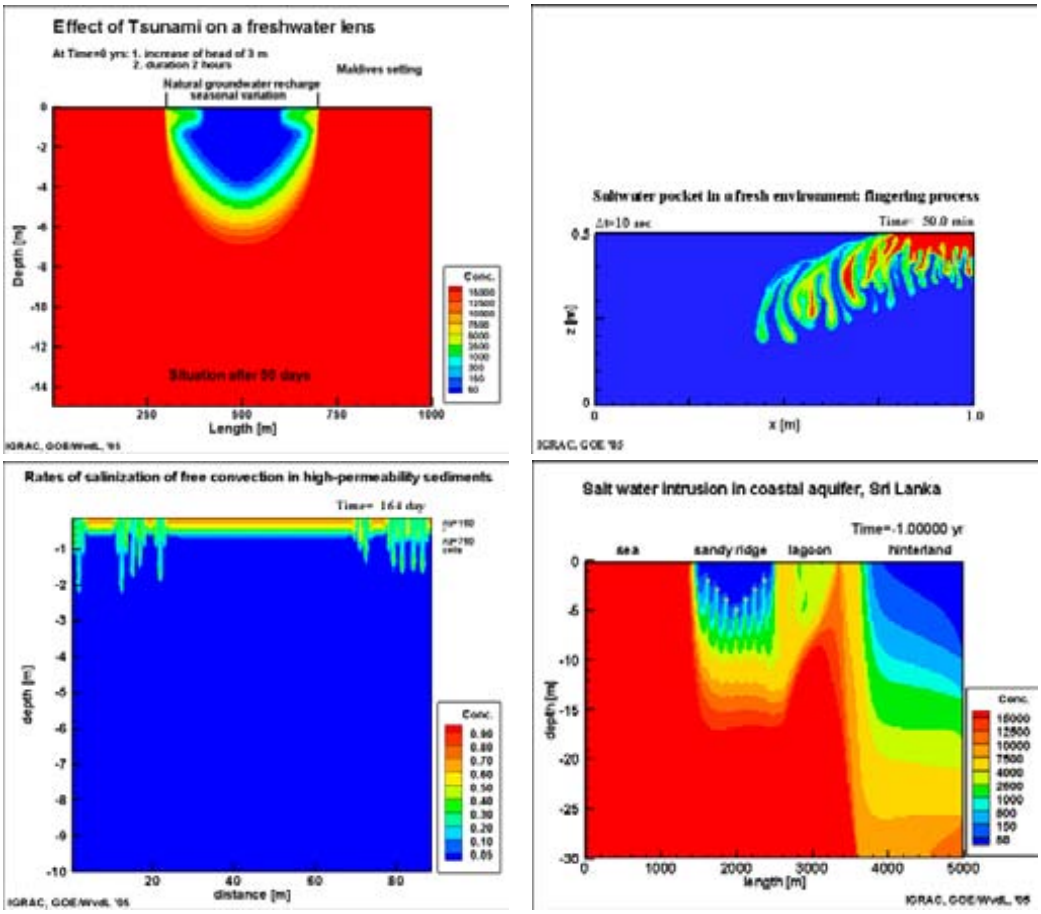


Figure 12. Conceptual models are used to analyse the impact of the Tsunami on groundwater resources (from left to right and top to bottom): (a) Concept 1: evolution of a freshwater lens after flooding by sea water. (b) Concept 2: fingering processes in the subsoil. (c) Concept 3: salinisation due to flow caused by density differences (free convection). (d) Concept 4: freshwater lens in a coastal aquifer with a brackish lagoon.

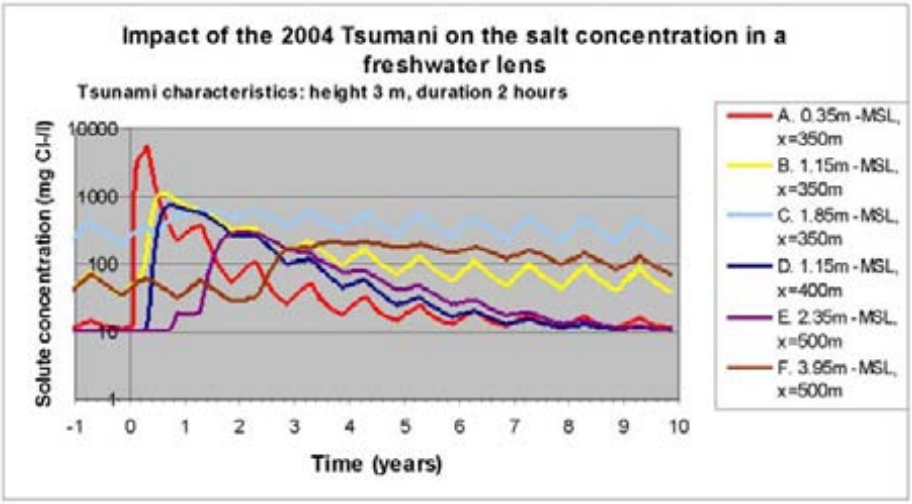


Figure 13. Chloride concentration as a function of time at various depths and at various positions in the freshwater lens. Flooding with seawater occurs at year 0. Seasonal variation in concentration is mainly caused by seasonal variation in recharge.

RESPONSES/ SOLUTIONS

The modelling tools are used to assess the future changes in the groundwater system. With this information, measures can be modelled and evaluated. The next step is normally showing the effectiveness of successful measures in pilot studies and showcases. Some adaptation measures give results quickly on a local level, though on a regional scale it will take a long time before freshening of aquifers will be observed, since groundwater flow is a slow process (*e.g.* Oude Essink, 2001c).

Basically, there are two mean strategies to cope with salinity: adapt or mitigate/resist. Within several studies, these two concepts are worked out into details (e.g. De Vries *et al.*, 2009), whereas future water management policy will be developed along these two lines. Here some technical solutions to stop salinisation of coastal freshwater resources will be shown (Figure 14):

- 'The Freshmaker': scavenger wells to stop upconing of saline groundwater. By both extracting fresh and saline groundwater;

- Land reclamation in front of the coast, thus creating a foreland where a freshwater body can develop which could delay the inflow of saline groundwater. This is actually happening in front of the coast in Zuid-Holland, The Netherlands, where sand suppletion ('The Sand Engine') creates a foreland to better protect the low-lying hinterland against flooding, see also Figure 15;

- Freshwater injection barriers through injection or (deep-well) infiltration of fresh (purified sewage) water near the shoreline;

- Extraction of saline and/or brackish groundwater (and desalinisation of this extracted water);

- Increase of (artificial) recharge in upland areas to enlarge the outflow of fresh groundwater through the coastal aquifer, and thus, to reduce the length of the salt water wedge;

- Modifying pumping practice through reduction of withdrawal rates or adequate relocation of extraction wells;

- Creating physical barriers, such as sheet piles, clay trenches and injection of chemicals (crystallisation or biosealing). This solution is applicable in shallow aquifers and probably at high costs.

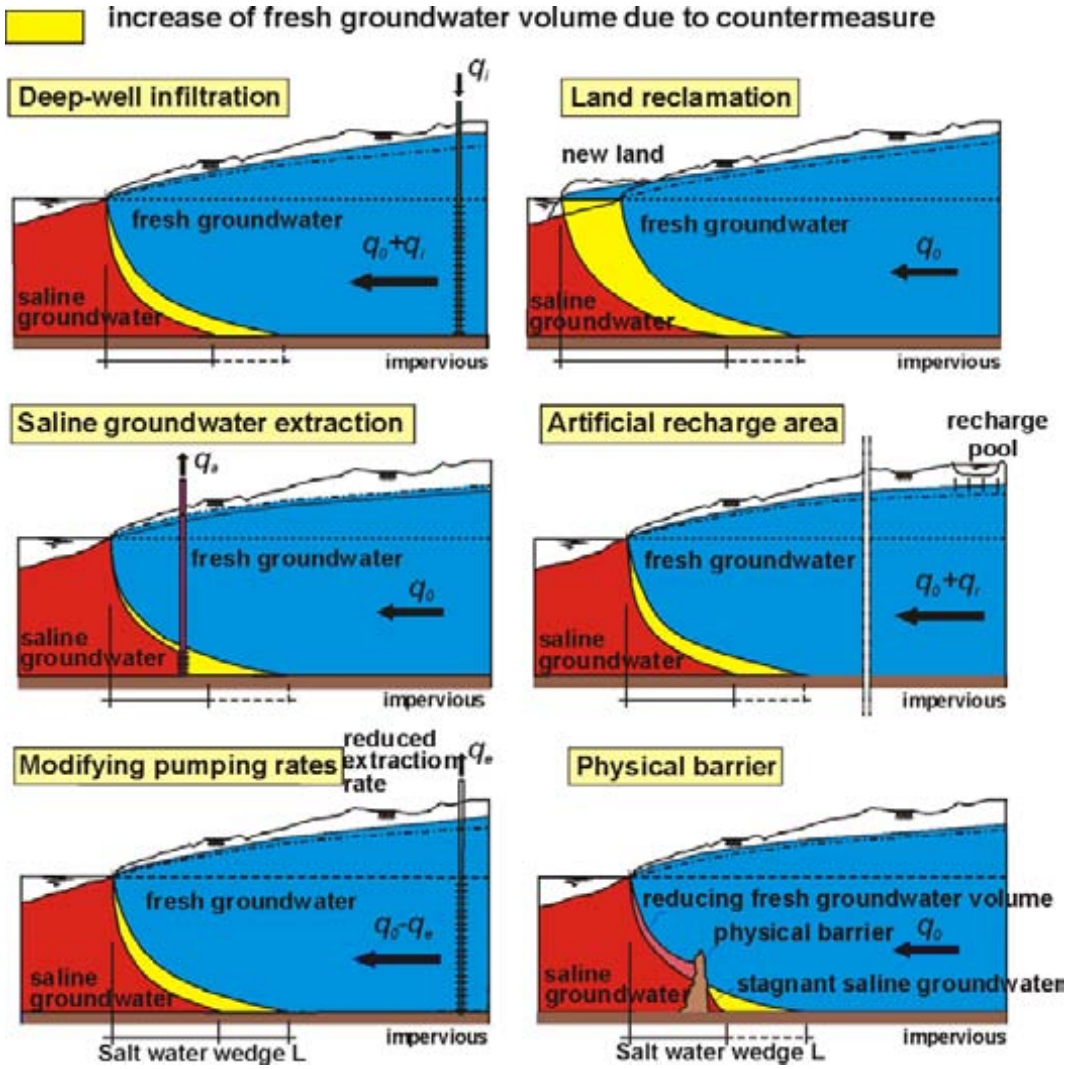


Figure 14. Some countermeasures to control salt water intrusion (Oude Essink, 2001b).

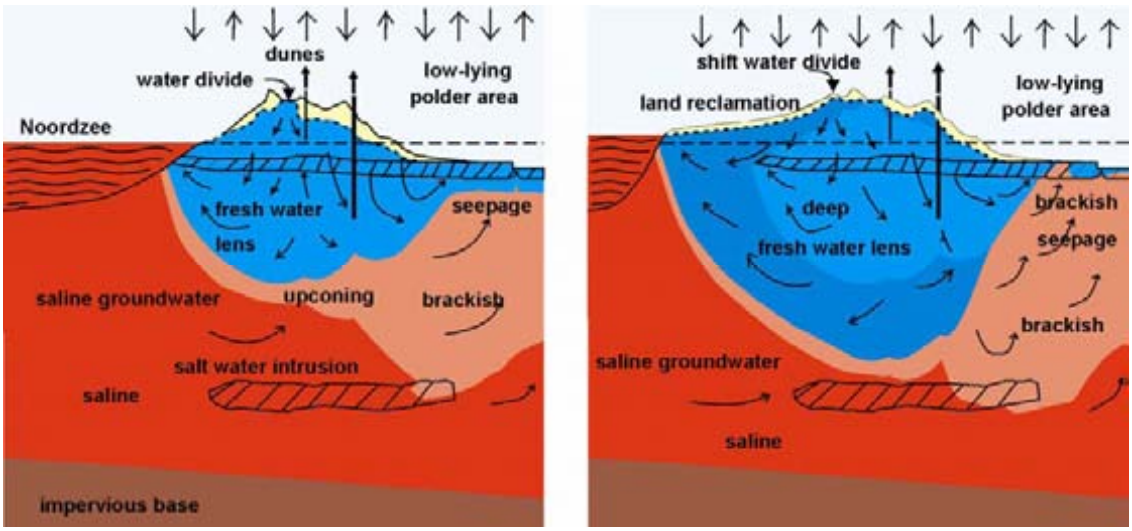


Figure 15. Effect of land reclamation on the freshwater lens under the coastal dunes: the lens becomes deeper and wider.

SCIENTIFIC CHALLENGES FOR THE NEXT DECADE

Main scientific challenges for the next decade include to:

- Improve the 3D density and chloride concentration matrix, e.g. by using different types (geophysical) measurements;

- Optimise groundwater management in coastal aquifers by using 3D variable-density flow models and innovative monitoring techniques;

- Improve calibration of 3D models by using transient data of solute concentrations, as well as fluxes instead of alone piezometric heads;

- Incorporate reactive multicomponent solute transport in double-diffusive convection density-driven (heat and solute) groundwater flow: use PHT3D!

- Facilitate platforms and knowledge exchange of numerical innovations, viz. parallelisation, graphical cards, 64 bits-computer, improved visualization techniques, complex computer codes (e.g. PHT3D), integrating groundwater-surface water.

CHALLENGES FOR THE NEXT DECADE(S)

When focussing on coastal lowlands, the main challenges for the next decades should be to:

- Export the knowledge retrieved of complex phenomena to data-poor countries such as submarine groundwater discharge, shallow freshwater lenses and sand boils (Louw *et al.*, 2010);

- Collect data in data-poor areas, e.g. with Airborne Electro-Magnetic, as demonstrated in the EU-funded INTERREG IV-B project www.cliwat.eu;

- Implement effect of climate change and sea level rise on coastal aquifers, maps vulnerable areas, test compensating measures in pilot studies/showcases and upscale the successful showcases to the whole regional system;

- Share knowledge via web-sites, internet communities, international meetings, lectures, exchange of students and personnel;

- Set up a UN programme to (financially) facilitate excellent students worldwide to participate in existing salinisation projects;

- Create maps of fresh groundwater resources vulnerable to disasters such tsunami's or extreme future drought;

- Create showcases of successful measures to mitigate salinisation of fresh water resources or to adapt to a climate proof fresh water supply, and communicate success stories worldwide. Examples of adaptive and mitigation measures to stop salinization of the

coastal groundwater system are the fresh keeper, the coastal collectors, the water farm, special drainage systems and freshwater storage underground;

- Incorporate stakeholders to solution of salinity problems. They need to be part implement of innovative solutions for a robust climate proof fresh water supply in their coastal zone.

ACKNOWLEDGEMENTS

I herewith thank Emilio to be one of persons who inspired me to stick to the beautiful theme of salt water intrusion and groundwater flow in the coastal zone. For me, already since 1992, the year of the 12th Salt Water Intrusion Meeting in Barcelona where I met him the first time, his knowledge on the disciplines geology, hydrogeology and geochemistry was astonishing, especially his capability to combine and incorporate these disciplines with each other. Emilio, I enjoyed our night walk though Cairo in 1993, during the FAO meeting, and our discussions on more than alone hydrogeology. Emilio: thank you for helping me to make my job so nice!

BIBLIOGRAPHIC REFERENCES

Barlow, P. and Reichard E. (2010). Saltwater intrusion in coastal regions of North America, 18(1): 247-260.

Bobba, A.G. (2002). Numerical modelling of salt-water intrusion due to human activities and sea-level change in Godavari Delta, India, Hydrological Sciences (47), 67–80.

Custodio, E., and G.A. Bruggeman (Eds) (1987). Groundwater Problems in Coastal Areas, Studies and Reports in Hydrology, UNESCO, International Hydrological Programme, Paris.

Custodio, E. (2010). Coastal aquifers of Europe: an overview, Hydrogeology Journal, 18(1): 269-280.

Deltacommissie (2008). Working together with water. A living land builds for its future. Findings of the Delta committee.

Deltares (2009). Towards sustainable development of deltas, estuaries and coastal zones. Description of eight selected deltas. http://www.deltares.nl/txmpub/files/?p_file_id=12971

Fitterman, D.V., and Deszcz-Pan, M. (1998). Helicopter EM mapping of saltwater intrusion in Everglades National Park, Florida: Exploration Geophysics, v. 29, p. 240-243.

Goes, B.J.M., Oude Essink, G.H.P., Vernes, R.W. and Sergi, F. (2009). Estimating the depth of fresh and brackish groundwater in a predominantly saline region using geophysical and hydrological methods, Zeeland, the Netherlands, Near Surface Geophysics 401-412.

Goldman, M. and Kafri, U. (2006). Hydrogeophisical application in coastal aquifers. Applied Hydrogeophysics, NATO Science Series, 2006, Volume 71, 233-254, DOI: 10.1007/978-1-4020-4912-5_8

Jelgersma, S., M. J. Tooley, G. H. P. Oude Essink, R. H. Boekelman, M. C. J. Bosters, W. J. Wolff, K. S. Dijksma, B. J. Ens, L. Bijlsma, R. Hillen, and R. Misdorp (1993) Sea Level Changes and their Consequences for Hydrology and Water Management, State of the Art Report, UNESCO, IHP-IV Project H-2-2, 135 p.

Klein, R., Nicholls, R.J., Oude Essink, G.H.P., et al. (1998). Coastal Zones (chapter 7). In: Unites Nations Environmental Programme, Handbook on methods for climate change impact assessments and adaptation strategies, J.A. Feenstra et al. (eds).

Louw, P.G.B., de, Oude Essink, G.H.P., Stuyfzand, P.J., Zee, van der, S.E.A.T.M. (2010) Boils: the dominant mechanism of surface water salinization in reclaimed lake areas in The Netherlands, Journal of Hydrology 394 (2010) 494–506.

Louw, P.G.B. de, Eeman, S., Siemon, B., Voortman, B.R., Gunnink, J., van Baaren, E.S. and Oude Essink, G.H.P. (2011) Shallow rainwater lenses in deltaic areas with saline seepage, submitted to HESS

Masterson, J. P., and S. P. Garabedian (2007). Effects of sea-level rise on ground water flow in a coastal aquifer system. Groundwater 45 (2), 209–217.

Meisler, H., P. P. Leahy and L. L. Knobel (1984). Effect of eustatic sea-level changes on saltwater-freshwater relations in the Northern Atlantic coastal plain. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2255.

Navoy, A. S. 1991. Aquifer-estuary interaction and vulnerability of groundwater supplies to sea level rise-driven saltwater intrusion. Ph.D. thesis. Pennsylvania State University, U.S.A.

Oude Essink, G.H.P. (1996). Impact of sea level rise on groundwater flow regimes. A sensitivity analysis for the Netherlands. Ph.D. thesis Delft University of Technology. Delft Studies in Integrated Water Management: no. 7 (ISBN 90-407-1330- 8). 428 p.

Oude Essink, G.H.P. and R.H. Boekelman (1996). Problems with large-scale modelling of salt water intrusion in 3D. Proc. 14th Salt Water Intrusion Meeting, Malmö, Sweden: 16-31.

Oude Essink, G.H.P. (1997). Effects of sea level rise. In: Seawater intrusion in coastal aquifers: guidelines for study, monitoring and control. Water reports 11, FAO, Rome. Expert Consultation Sea Water Intrusion of the FAO in Cairo, Egypt, 10-13 October, 1993, 43-56.

Oude Essink, G.H.P. (1999). Impact of sea level rise in the Netherlands. In: Seawater intrusion in coastal aquifers; Concepts, methods and practices. J. Bear, A.H-D. Cheng, S. Sorek, D. Ouazar, and I. Herrera, 507-530. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.

Oude Essink, G.H.P. (2001a). Salt Water Intrusion in a Three-dimensional Groundwater System in The Netherlands: A Numerical Study, Transport in Porous Media, 43 (1): 137-158.

Oude Essink, G.H.P. (2001b). Improving Fresh Groundwater Supply - Problems and Solutions, UNESCO International workshop on cities and coasts, Challenges of growing urbanization of the world's coastal areas, 27-30 September 1999, Hangzhou, China, Ocean & Coastal Management, 44 (5/6), 429-449.

Oude Essink, G.H.P. (2001c). Saltwater intrusion in 3D large-scale aquifers: a Dutch case. Phys. Chem. Earth (B), Vol. 26, No. 4, pp 337-344.

Oude Essink, G.H.P. (2003a). Modelling 3D density dependent groundwater flow at the Island of Texel, The Netherlands (Chapter 4). In: Cheng, A.H.-D. and Ouazar, D. (eds.), Coastal Aquifer Management--Monitoring, Modeling and Recent Practices, CRC Press, 75-92.

Oude Essink, G.H.P. (2003b). Mathematical models and their application to salt water intrusion problems, TIAC'03. Keynote. Coastal aquifers intrusion technology: Mediterranean countries, Alicante, Spain, March, 11-14: 57-77.

Post, V.E.A. and Abarca, E. (Eds) (2010). Saltwater and freshwater interactions in coastal aquifers, Hydrogeology Journal, 18(1).

Ranjan, P., S. Kazama, and M. Sawamoto (2006). Effects of climate change on coastal fresh groundwater resources, Global Environmental Change 16, 388–399.

Ranjan, P., S. Kazama, and M. Sawamoto, and Sana, A. (2008), Global scale evaluation of coastal fresh groundwater resources, Ocean & Coastal Management 52: 197-206.

Sherif, M.M., and Singh, V.P. (1999). Effect of climate change on sea water intrusion in coastal aquifers, Hydrological Processes (13) 1277-1287.

Van Weert, F., Van der Gun, J. and Reckman, J. (2008). World-wide overview of saline groundwater at shallow and intermediate depths, IGRAC Report nr. GP 2004-1.

Vandenbohede, A., K. Luyten and L. Lebbe (2008). Effects of global change on heterogeneous coastal aquifers: a case study in Belgium. Journal of Coastal Research, 24 (2B), 160-170.

Vries, A., de, Veraart, J., Vries, I. de, Oude Essink, G.H.P., Zwolsman, G.J., Creusen, R., Buijtenhek, H.S. et al. (2009). Exploratory investigation on the fresh water supply and demand in the South-West part of the Netherlands (meta-studie Zuidwestelijke Delta), Knowledge for Climate, 41 p.

Werner and Simmons (2009). Impact of Sea-Level Rise on Sea Water Intrusion in Coastal Aquifers, Groundwater, 47 (2), 197–204.

2.2.2. PRINCIPIOS Y CONCEPTOS BÁSICOS SOBRE INTRUSIÓN MARINA Y GESTIÓN DE ACUÍFEROS COSTEROS

Jesús CARRERA*, María POOL*, Elena ABARCA, Juan J. HIDALGO*,**, Luit J. SLOOTEN***, Enric VÁZQUEZ-SUÑÉ*, Esteban SANZ****, Desiré GÁMEZ**** y Andrés ALCOLEA*******

(*) Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua, CSIC. 08034 Barcelona.
jcarrera@ija.csic.es ; maria.pool@idaea.csic.es ; juan.hidalgo@upc.edu ;
enric.vazquez@idaea.csic.es
(**) MIT, Departamento de Ingeniería Civil & Ambiental. Cambridge, MA 02139. USA.
eabarca@mit.edu
(***) Departamento de Ingeniería del Terreno. UPC. 08034 Barcelona
(****) ExxonMobil Corporation. Houston, TX. USA.
esanz@ija.csic.es ; desire.gamez@live.com
(*****) Geo-Energie Suisse AG. Basilea. Suiza. andres.alcolea@tkconsult.ch

RESUMEN

Se sintetizan los conceptos básicos que rigen la intrusión marina, ámbito en el que Emilio Custodio ha realizado múltiples contribuciones, y las implicaciones de estos conceptos para la gestión de acuíferos costeros. En primer lugar, la penetración del agua de mar está limitada por el empuje del agua dulce, lo que conduce a la expresión de Ghyben-Herzberg según la cual el espesor del agua dulce es del orden de 40 veces su nivel sobre el del mar. En segundo lugar, el agua dulce y la salada se mezclan, lo que da lugar a un apreciable flujo de agua salada y a una zona de mezcla de espesor también apreciable, en la que se producen múltiples reacciones químicas. La unión de estos dos principios hace que se produzca mucha más intrusión en las zonas profundas, cuando hay una pendiente lateral que favorezca la salida del agua de mezcla, y que el agua salada se encuentre a 60 o 70 veces el nivel de agua dulce, en lugar de 40. De lo anterior se deduce la necesidad de dejar descargar algo de agua dulce para controlar la intrusión y con ello la de controlar el balance de masa con precisión (limitar y repartir las bombeos). La situación puede mejorarse mediante barreras, pero todas las medidas de control requieren una caracterización exquisita y, por tanto, una modelación con actualización frecuente, por no decir continua.

INTRODUCCIÓN

Los acuíferos costeros constituyen la principal fuente de agua dulce en muchas zonas áridas. Por ello, suelen explotarse con intensidad, lo que termina conduciendo a la intrusión marina. Dado que un 5% de agua de mar (2% si nos ponemos estrictos) convierte un agua

dulce en no potable, resulta obvio que el problema es grave.

Pese a ello, sólo recientemente la literatura científica ha empezado a prestar a la intrusión marina la atención que merece. Ello refleja probablemente el hecho de que la intrusión es un problema de países (semi)áridos (con la notable excepción de Holanda), que no son los que han dedicado más recursos a investigación e innovación. Durante muchos años, Custodio ha sido la "voz del Sur" de la Hidrogeología y sus aportaciones al estudio de la intrusion marina han sido múltiples. Cabe destacar, entre muchas otras, las relativas a estudios de calidad del agua (Custodio, 1967), a su datación (Custodio, 1968), a modelación (Vilaró et al., 1970; Cuena y Custodio, 1971; Custodio y Vilaró, 1975; Custodio, 1984, 1985), a trabajos de síntesis (Custodio, 1984, 1985; Vilaró et al., 1970; Custodio et al., 1971; Custodio et al., 1976, 1977, 1983; Custodio y Corominas, 1981), a las descargas submarinas (Custodio y Galofré, 1976) o al estudio de procesos químicos en la zona de mezcla (Bosch y Custodio, 1988; Bosch et al., 1990). Su visión global de la problemática de los acuíferos costeros en Europa y Sudamerica se ha visto plasmada en tres trabajos de síntesis (Custodio y Bruggeman, 1987; Custodio, 2010; Bocanegra et al., 2010), como se ve, dos de ellos muy recientes.

La situación ha cambiado en los últimos años. El aumento de la demanda de agua y los programas de investigación de la Unión Europea, han impulsado a este ámbito de trabajo, de manera que el número de artículos publicados ha venido creciendo linealmente desde 1990 (Figura 1). Irónicamente, el aumento de investigación en un tema no siempre se traduce en una mejora de la gestión. La investigación que hacían Custodio y sus colegas sí se traducía inmediatamente en mejoras en la gestión del agua porque su trabajo estaba motivado por los problemas y porque ellos estaban próximos a los gestores. Con frecuencia, el avance de la investigación se traduce en un aumento de la complejidad y en un cierto distanciamiento de los problemas y de las personas. En este contexto, el objetivo de este artículo es contribuir a reducir dicha distancia y resumir algunos de los resultados de la investigación en intrusión marina que pueden ser relevantes para la gestión de los acuíferos costeros.

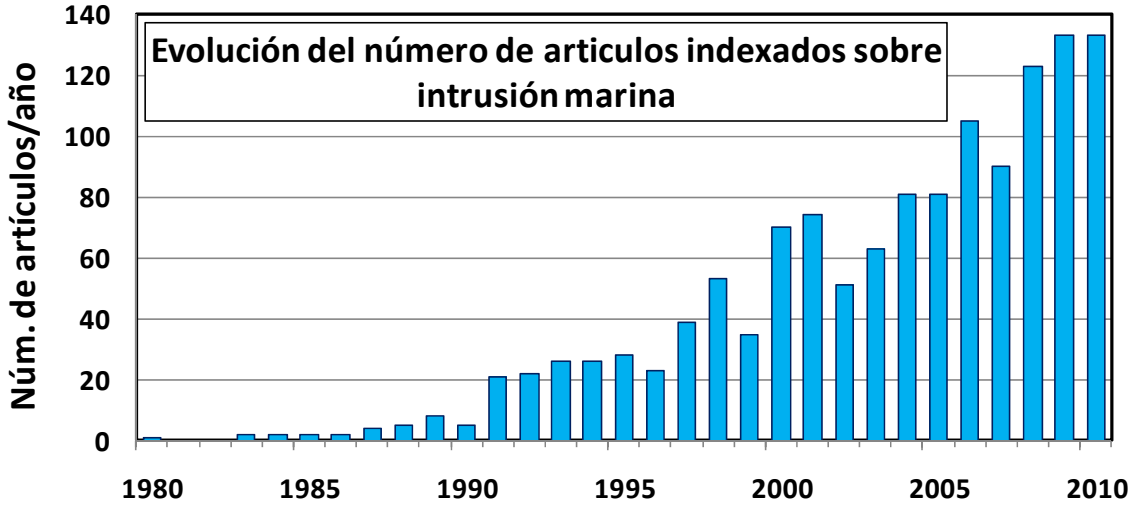


Figura 1. Resultado de una búsqueda en la "web of Science" con palabras clave ("saltwater" OR "seawater") AND "intrusion"]. El número de artículos publicados sobre temas de intrusión marina ha crecido linealmente desde 1990.

PRINCIPIOS BÁSICOS

El flujo con densidad variable es complejo. Engañó a los griegos.

Se cree que una de las causas por las que los griegos antiguos veían el ciclo hidrológico a la inversa es un fenómeno natural que, hasta la fecha, se observa en Cefalonia, isla del Egeo. En la misma, el agua de mar fluye por un canal hacia el interior de la isla, donde desaparece en una sima. Desde la perspectiva de los griegos, era natural pensar que el agua perdía la componente térrea que la hace salada al circular por los "humores" de la Tierra. Ello coincidía con las observaciones de que el agua se va haciendo más dulce al "subir" montaña arriba. En el proceso se iba haciendo más ligera, tanto que al llegar a la cima se convertía en aire, dando lugar a las nubes que suelen cubrir las montañas.

Hoy sabemos que esta paradoja se debe a la diferencia de densidad entre el agua de mar y la del agua que aflora al otro lado de la montaña. Una paradoja análoga es la que hace aflorar agua salobre en el manantial S'Almadraba (Mallorca, España), con un caudal medio de 400 L/s y una salinidad de hasta el 60% de agua de mar (Figura 2).

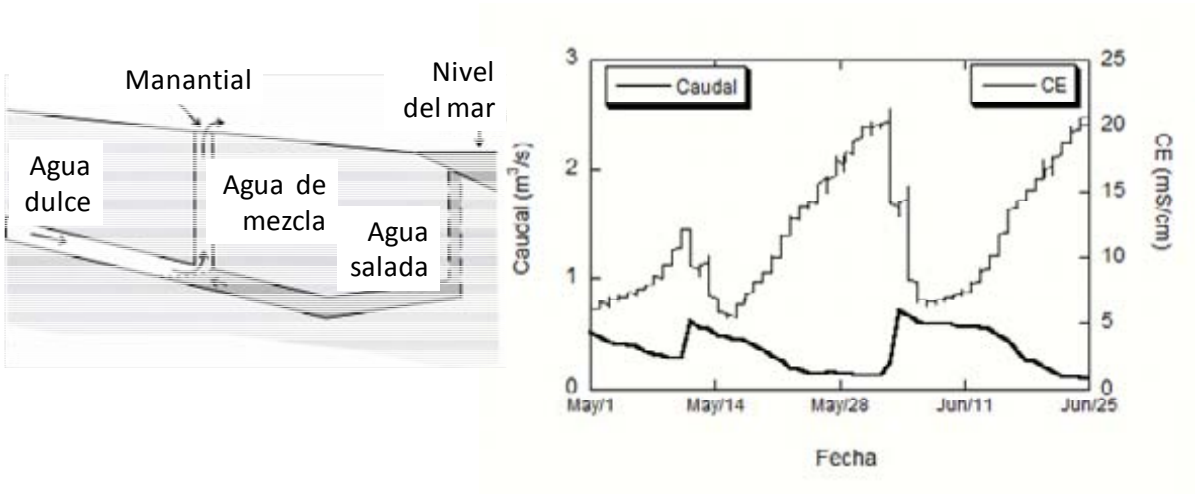


Figura 2. La fuente de S'Almadraba descarga caudales que llegan a superar los 1400 L/s con salinidades de hasta el 60% de la del mar a una altitud de 8 m.a.s.l.

El concepto de nivel está tan asumido que cuesta entender que el agua de mar pueda descender por debajo del nivel del mar y que, una vez diluida, pueda subir a una cota más alta. El hecho es que, cuando la concentración o la temperatura son variables, deja de tener sentido el concepto de nivel piezométrico y es preciso empezar a tener presentes las variaciones de densidad y las fuerzas de flotación.

El agua dulce flota sobre la salada y la empuja

Ghyben (1888) y Herzberg (1901) observaron que los pozos costeros suelen interceptar agua salada a una profundidad bajo el nivel del mar aproximadamente igual a 40 veces la cota del agua dulce sobre el nivel del mar. Esta relación se denomina de Ghyben-Herzberg y es extremadamente útil para entender la penetración del agua del mar. La explicación, que había sido dada por Du Commun (1828) unos 60 años antes, se basa en imponer equilibrio de

presiones en la interfaz agua dulce-salada. Es decir, que el peso de la columna de agua dulce $(\gamma_f(z+h))$ sea igual a la presión del agua salada, que es $\gamma_s z$, suponiendo que el agua de mar es estática (Figura 3). Aunque en la próxima sección relajaremos esta condición, el concepto es válido: lo que frena la penetración del agua salada es el empuje del agua dulce. De aquí se deducen tres principios básicos de gestión:

1) **Hay que dejar descargar algo de agua dulce**. No es posible interceptar toda la descarga natural de agua dulce sin salinizar los pozos.

2) **La interfaz agua dulce-salada es bastante tendida**. Si el gradiente del nivel freático es del orden de 0,1%, la pendiente de la interfaz será del orden del 4%.

3) **Es mejor distribuir las extracciones que concentrarlas**. El bombeo tiende a reducir el espesor de agua dulce en 41m por cada metro de descenso, lo que contribuye a aumentar el descenso y a provocar la salinización por la base del pozo (upconing). El efecto es análogo en planta.

Custodio y Llamas (1983) presentan numerosas soluciones para el problema de intrusión bajo la hipótesis de Ghyben-Herzberg, también denominada de interfaz abrupta.

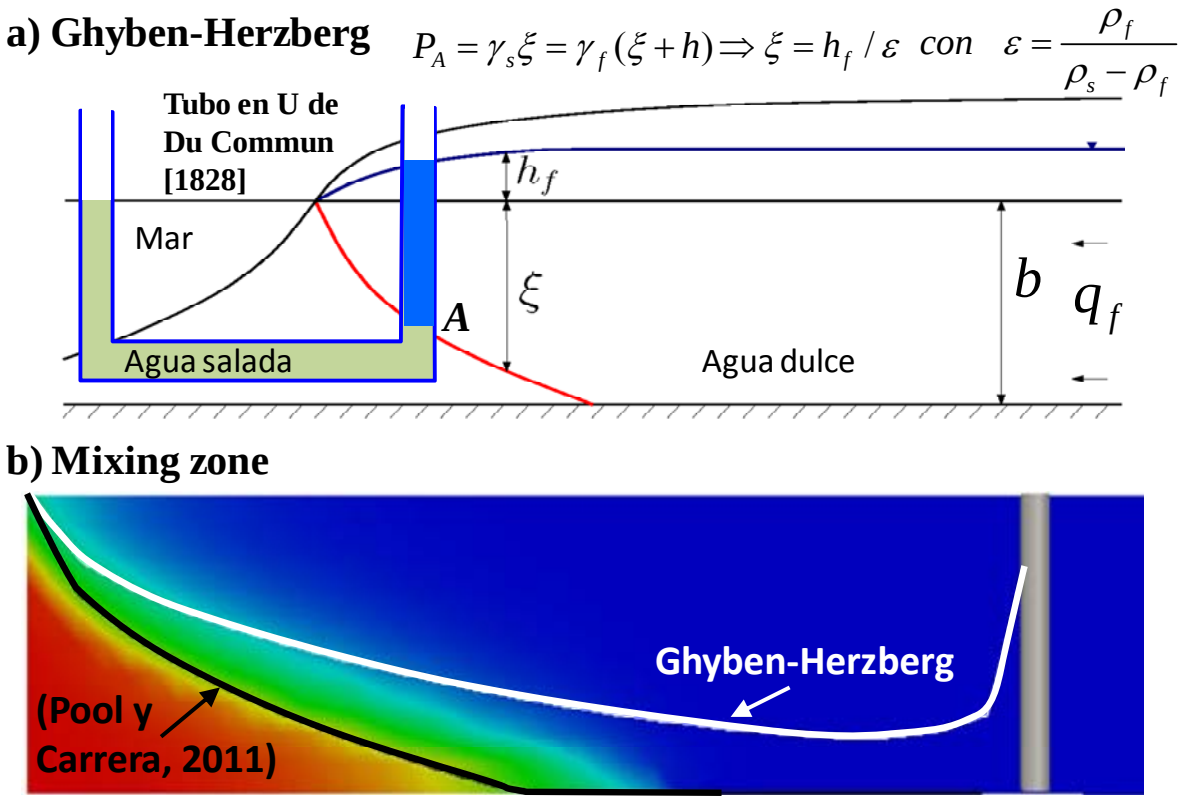


Figura 3. La ecuación de Ghyben-Herzberg (arriba) proporciona una aproximación preliminar de la profundidad de la interfaz entre agua dulce y salada. Sin embargo, el agua salada se mueve para suplir la sal que vuelve al mar por la zona de mezcla (abajo). Esto hace que la penetración sea menor. Pool y Carrera (2011) han derivado una expresión sencilla que proporciona una estimación de la profundidad a la parte más salada de la zona de mezcla que predice bien las condiciones de salinización de los pozos de bombeo costeros.

El agua salada también se mueve

El contraste de concentraciones da lugar a un flujo difuso (de hecho, dispersivo) de sales disueltas. Es decir, el agua salada se mezcla con la dulce a través de la interfaz. Esto, que fue estudiado por Henry (1964) y Cooper (1964), tiene varias implicaciones:

1) **La interfaz no es abrupta**, sino que tiene un espesor que puede ser de varios metros. Abarca et al., (2007) la cifran en 2,7 α_G, donde α_G es la media geométrica de las dispersividades longitudinal y transversal.

2) **El agua salobre asciende por la zona de mezcla.** El agua de mezcla tiene menos densidad que la salada, por lo que tiende a fluir hacia arriba por la interfaz.

3) **El agua salada también fluye** para alimentar el flujo de sales por la zona de mezcla.

4) **El agua salada penetra menos de lo predicho por Ghyben-Herzberg**. Dado que el agua de mar fluye, pierde energía, por lo que la presión del agua de mar en el punto A de la Figura 3 es menor que $\gamma_s \xi$. Ello hace que el agua salada penetre menos. El término correctivo depende de $\alpha_G \Big/ \left(a_x^2 \sqrt{r_k}\right)$, donde a_x es $q/\varepsilon k_x$, r_k es K_z/K_x, q es el flujo saliente y K_x y K_z son los valores principales de la conductividad hidráulica.

5) **La zona de mezcla es más profunda de lo predicho por Ghyben-Herzberg**. Como consecuencia del punto 4, el espesor de agua dulce no es $\xi = h_f / \varepsilon$ sino $\xi = h_f / \varepsilon^*$ (Figura3), donde $\varepsilon^* = \varepsilon\,[1-(\alpha_T/b)^6]$, α_T es la dispersividad transversal y *b el espesor del acuífero* (Pool y Carrera, 2011).

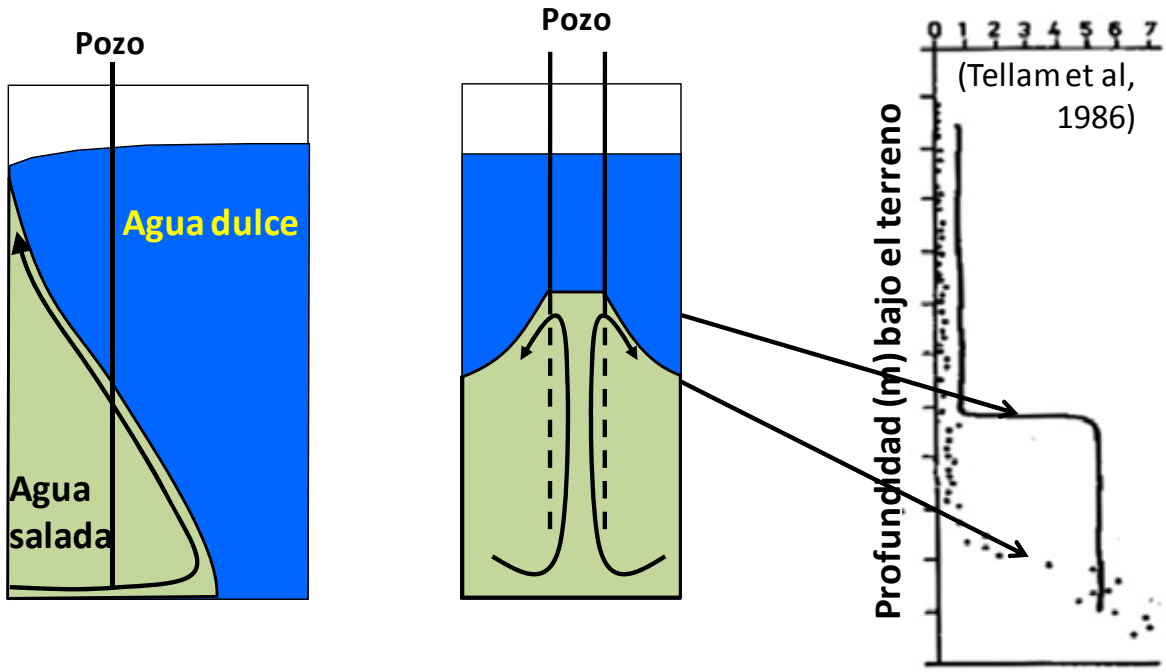


Figura 4. El perfil de salinidad medido en un pozo suele ser más abrupto y elevado que la zona de mezcla real, lo que puede explicar que, aunque la ecuación de Ghyben-Herzberg funciona bien en los pozos estáticos, no refleja adecuadamente la profundidad de la zona de mezcla y subestima el caudal que se puede extraer, sin salinizar el pozo, de un acuífero homogéneo.

Sería válido preguntarse por qué una corrección como la anterior, que da lugar a profundidades del orden de 60-70h (en lugar de 40h para α_T/b=0.01), ha pasado desapercibida durante tanto tiempo. La explicación es doble. Por un lado, esta ecuación predice la profundidad de la parte más salada de la zona de mezcla (del orden de 70% de agua salada). Por otro, los perfiles de salinidad observados en los pozos no son reales. Los pozos actúan como cortocircuitos hidráulicos (Figura 4). En todo caso, esta corrección permite incorporar fácilmente el segundo gran factor de la intrusión marina (la mezcla) en las soluciones de interfaz abrupta.

La penetración es máxima en las zonas más profundas

Aunque las figuras sobre intrusión marina suelen representar una sección vertical para poder mostrar el flujo de agua salada bajo el agua dulce, la realidad es que el fenómeno es tridimensional. De hecho, la penetración del pie calculada con la aproximación de Ghyben-Herzberg es $bK_x\,\varepsilon/2q$, que depende del espesor del acuífero (en realidad de la profundidad de la base del acuífero). Por lo tanto, no es sorprendente que el agua de mar penetre preferentemente por las zonas más profundas. Sin embargo, el fenómeno es un poco más complejo. El agua salada que penetra por las zonas profundas vuelve al mar fluyendo lateralmente, por lo que lo importante no es sólo la profundidad, sino también la pendiente lateral (Figura 5, Abarca et al., 2007b). Esto pone de manifiesto que la caracterización de la penetración de la interfaz de intrusión bajo condiciones naturales requiere conocer toda la batimetría del acuífero.

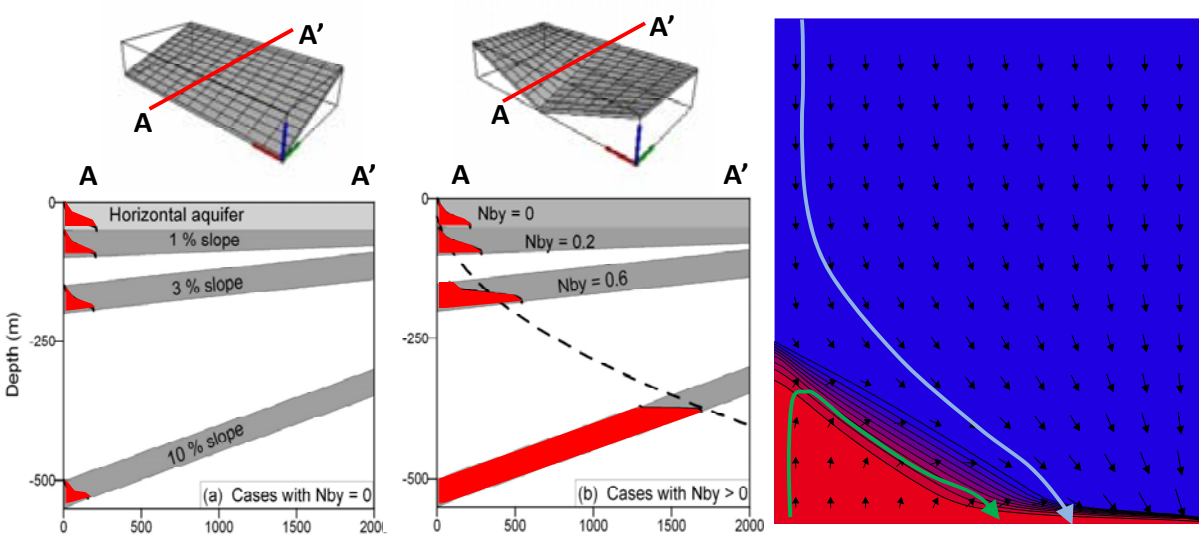


Figura 5. El agua penetra preferentemente por las zonas más profundas de los acuíferos. Nótese, sin embargo, que la profundidad no es suficiente. Si no hay pendiente lateral (a), la penetración es análoga a la del acuífero plano. La pendiente lateral da lugar a gran penetración (b) porque permite que el agua salada que penetra por las zonas profundas fluya lateralmente hacia las someras (c) (Abarca et al, 2007b).

La zona de mezcla es geoquímicamente muy activa

Las aguas dulce y salada son muy distintas desde el punto de vista químico. Por ello, aunque ambas estén en equilibrio con los minerales del acuífero, la mezcla no lo estará

(Wigley y Plummer, 1976). Este desequilibrio es especialmente relevante para acuíferos carbonatados donde la mezcla conduce a subsaturación con respecto a calcita y a su disolución. Esto, unido a las fluctuaciones del nivel del mar, explica la ubicuidad de fenómenos kársticos en los acuíferos costeros de rocas carbonatadas (Sandford y Konikow, 1989). Este problema es bastante sorprendente. Cuando se mezclan aguas dulce y salada en equilibrio con calcita, a presiones parciales de CO_2 próximas a la atmosférica, la máxima subsaturación tiene lugar para una proporción de mezcla en torno al 15% de agua dulce. Sin embargo, en condiciones estáticas, la máxima disolución tiene lugar para una proporción de mezcla del 50% (Sanz et al., 2011). Por el contrario, si las aguas se están moviendo, situación de la zona de mezcla, la máxima disolución se produce en el lado de agua dulce. Es decir, para saber dónde, cómo y cuánta calcita se disuelve es preciso abordar el problema de transporte reactivo (Rezaei et al., 2005).

CONCEPTOS BASICOS PARA GESTION

Los aspectos discutidos en el apartado anterior son especialmente relevantes para la intrusión bajo condiciones naturales, es decir, sin bombeos. Las cuestiones relevantes para la gestión son en cambio del tipo: ¿cuánto, cómo y dónde se puede bombear?, ¿Qué se puede hacer para controlar, prevenir y corregir la intrusión marina? En este apartado se revisan dichas cuestiones.

La intrusión bajo condiciones de bombeo

El bombeo provoca un descenso de niveles y, con ello, una reducción del empuje (presión) del agua dulce, lo que favorece la intrusión. Mientras los pozos de bombeo no se salinicen, el flujo de agua salada tenderá a ser bajo (excepto transitoriamente en los periodos de avance o retroceso de la cuña de intrusión). Por tanto, bajo estas condiciones, sigue siendo esencialmente válido todo lo discutido.

La situación cambia radicalmente cuando el pozo se saliniza. El flujo de agua salada empieza a ser importante. Ello implica que el agua de mar pierde mucha energía al fluir tierra adentro y no puede suponerse que su presión sea comparable a la que existe en el mar a la misma profundidad. De hecho, las fuerzas viscosas pueden pasar a ser más importantes que las de flotación. Ello facilita el estudio de la intrusión marina porque, si los gradientes de nivel de agua dulce son altos, los efectos de densidad variable pueden ser despreciables, especialmente cuando el espesor del acuífero es bajo y la pendiente lateral pequeña (Iribar et al., 1997).

En todo caso, hay que tener presente que la intrusión tiene impactos graves (Figura 6):

1) **Pérdida de pozos**. La salinización, cuando es alta, provoca el abandono del pozo y fomenta el daño de los equipos por la agresividad no sólo del agua salada sino también de la mezcla (e.g., Bosch y Custodio, 1988).

2) **Pérdida de recursos**. Incluso cuando el grado de salinización es bajo, el pozo actúa como dispositivo de mezcla. En la bomba se mezclan el agua dulce y la salada, por lo que el agua bombeada tiene mucho menos valor.

3) **Pérdida de funcionalidad del acuífero**. Como consecuencia de lo anterior, el acuífero pierde parte de sus funciones de elemento regulador y distribuidor de agua.

4) **Impacto ambiental**. Muchos ecosistemas costeros dependen del delicado equilibrio entre agua dulce y salada. Aunque suelen tener una resistencia importante, no soportan la salinización a largo plazo. Entre los impactos más notables cabe destacar la salinización de lagunas costeras, la salinización del suelo por ascenso capilar y precipitación superficial de sales y la muerte de freatofitas. Los impactos medioambientales pueden propagarse hasta las aguas costeras, ya que, en muchas zonas, la descarga de agua subterránea aporta la mayor parte de los nutrientes al océano (Valiela, 1979). De forma que un descenso drástico del flujo de agua dulce supone a su vez una reducción importante de los nutrientes a los ecosistemas marinos costeros.

Todo ello pone de manifiesto que es importante prevenir la salinización.

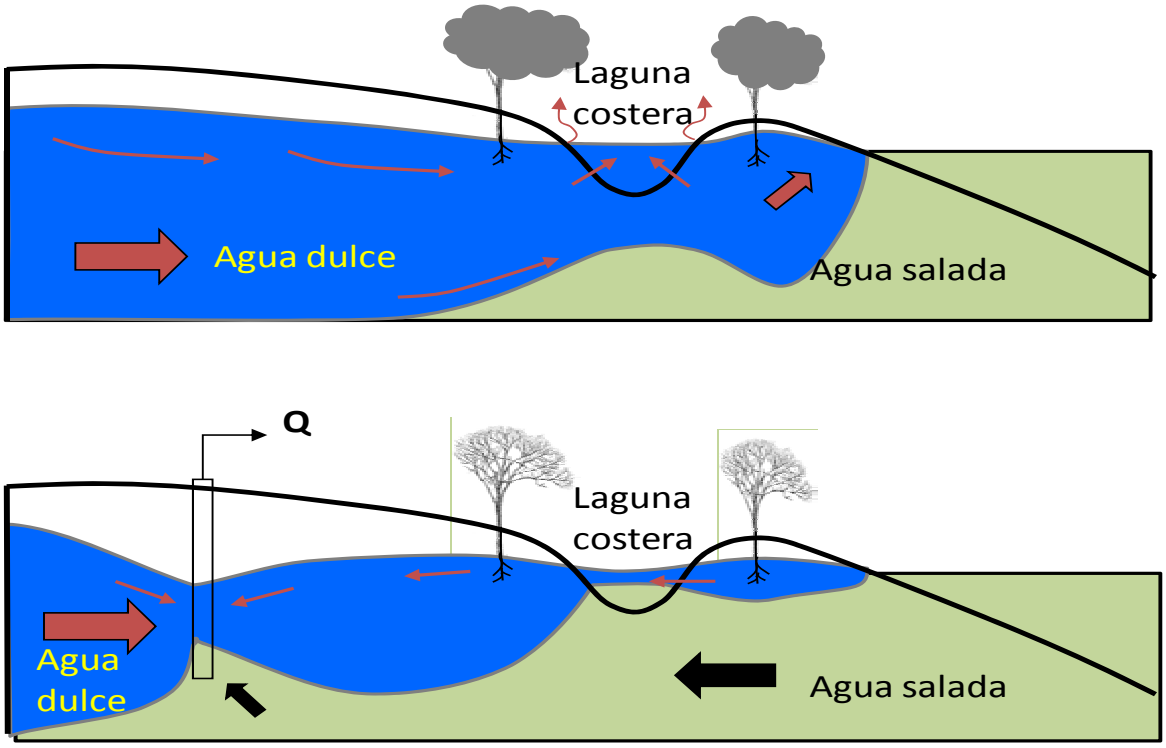


Figura 6. El bombeo excesivo de acuíferos costeros no solo saliniza los pozos, sino que también produce impactos ambientales como la salinización de humedales y lagunas costeras y de las freatofitas.

Prevención de la salinización

Los principios básicos son claros, aunque su implantación puede no ser sencilla.

1) **Controlar el balance de masa.** Como se dijo, hay que aceptar que una parte del flujo del acuífero salga al mar. De lo contrario, el agua salada penetra. Esto es verdad no sólo a escala de todo el acuífero, también se salinizarán aquellas porciones en las que no haya salida de agua dulce, aunque el balance global sea de salida.

2) **Lo relevante es el nivel del agua dulce.** Para prevenir la contaminación del agua dulce sería suficiente asegurar que el nivel en el pozo fuese superior a $\varepsilon * b$, donde b es el espesor del acuífero. Esta condición puede ser poco realista en pozos próximos a la costa. No obstante, se puede relajar aceptando que el nivel sea inferior siempre que esta condición se cumpla en algún punto de cualquier línea que una el pozo con la costa. Obviamente, esto implica un seguimiento y modelación precisos.

3) **Bombear en puntos mal conectados al mar.** Una forma sencilla de asegurar lo anterior es bombear en aquellos pozos cuyo cono de descensos se extiende hacia tierra adentro. Esto es relativamente fácil de asegurar cuando el pozo está mal conectado hidráulicamente con el mar, cosa que puede analizarse observando la respuesta a las fluctuaciones del nivel del mar (Slooten et al., 2010). Por el contrario, los pozos bien conectados al mar se salinizarán con rapidez.

4) **Observar las fluctuaciones de nivel en el pozo.** El grado de conexión con la costa puede derivarse a partir del amortiguamiento y desfase de las fluctuaciones de nivel en el pozo respecto a las del mar. La solución clásica (Ferris, 1951) permite derivar la difusividad, que es el mejor indicador de conectividad (Knudby y Carrera, 2006). De hecho, Slooten et al. (2010) muestran que, si existe una zona de baja transmisividad, las fluctuaciones aumentan del lado de la costa y disminuyen tierra adentro. Ello implica que, si se dispone de observaciones en muchos pozos, es posible determinar la distribución espacial de transmisividades (véase, p.ej., Alcolea et al., 2007). La situación se complica si el acuífero es confinado, porque la fluctuación se transmite a partir de la carga mecánica del mar sobre el acuitardo y acuífero y, aunque las fluctuaciones indican la conectividad con la costa, no implican necesariamente una igual conectividad con el mar.

5) **La recarga artificial como elemento para aumentar los recursos.** La recarga artificial es siempre un medio para aumentar los recursos y regular el agua disponible. Además, es una herramienta especialmente importante en acuíferos costeros, en los que es esencial controlar el balance de masas. Recuérdese que, como en tantos temas ambientales, es mucho más fácil prevenir que curar.

6) **Distribuir los bombeos.** Ya se ha dicho y es consecuencia inmediata de que la intrusión esté controlada por el nivel (no por el flujo, o el descenso), pero debe insistirse. Hay que evitar los bombeos concentrados.

7) **Disponer barreras contra la intrusión**. Aunque no estén muy extendidas, cabe pensar que lo estarán, por lo que le dedicamos el apartado siguiente.

Barreras contra la intrusión marina

Una forma de prevenir la intrusión es construir barreras que dificulten la entrada de agua de mar. Las barreras pueden ser de varios tipos (Figura 7)

1) **Barrera de baja permeabilidad.** Consiste en crear una pantalla de muy baja permeabilidad (mediante pozos de inyección de lechada de cemento, tablestacas, o pantalla de hormigón o bentonita). Su principal inconveniente es el coste,

especialmente si el acuífero es profundo.

2) **Positiva**. Se basa en inyectar agua dulce para subir el nivel piezométrico. Si se consigue que el nivel sea superior a $\varepsilon^* b$, se habrá conseguido frenar el avance del agua salada.

3) **Barrera negativa sencilla**. Se basa en interceptar el flujo de agua salada mediante pozos de bombeo. Este tipo de barrera se implanta accidentalmente en muchos procesos de salinización, en los que el bombeo de los pozos más próximos a la costa inhibe la salinización de los que se encuentran en el interior. El inconveniente es que estos últimos se salinizan poco después de que el propietario del pozo costero se canse de bombear agua salada. Aunque se haga de manera controlada, otro inconveniente es que los pozos de la barrera bombean agua dulce y salada por lo que fomentan la mezcla y, por si mismos, contaminan el agua dulce.

4) **Barrera negativa doble.** Pretende paliar el problema de la mezcla en el pozo dividiéndolo en dos, uno que bombea agua dulce tierra adentro y otro que bombea agua salada del lado del mar. La idea es generar una zona de estancamiento en el medio. En realidad, el concepto no es fácil de implementar. El doble bombeo genera una zona de niveles bajos que favorecen la penetración lateral del agua salada (Pool y Carrera, 2010).

5) **Mixta**. Es fácil imaginar métodos mixtos que se beneficien eclécticamente de las ventajas de cada tipo de barrera. Por ejemplo, se puede pensar en una barrera de baja permeabilidad muy somera con pozos que solo bombeen agua salada en las capas más profundas del acuífero. También puede ser razonable una barrera mixta, positiva en las capas someras y negativa en las profundas.

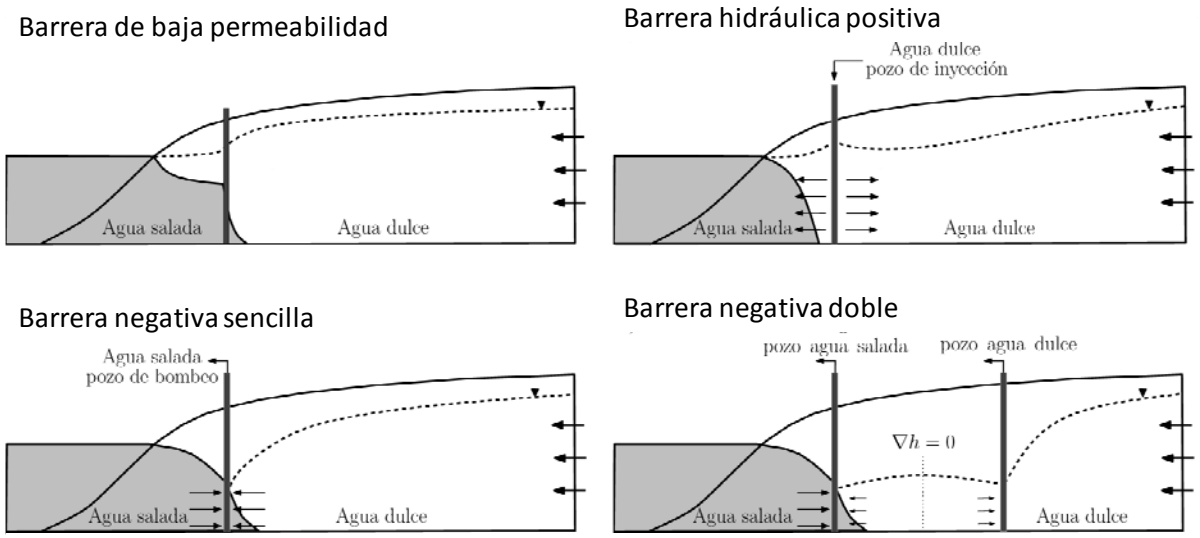


Figura 7. Tipos de barreras para prevenir la intrusión marina.

El problema de todos estos tipos de medidas correctoras es que requieren un esfuerzo colectivo y continuado. Además, requieren una muy buena caracterización estratigráfica del acuífero, tanto a escala local como regional y en particular, de la zonas de buena conexión con

el mar (Gámez, 2007; Edwards et al., 2009). En este sentido debe citarse el caso de las barreras construidas en los años 1950-60 en Los Ángeles County (California, EE. UU.). Una conexión lateral con el mar a través de un paleocanal enterrado en profundidad ha llevado al agua salada aguas arriba de la barrera, salinizando el acuífero y evidenciando que la geología de la zona era mucho más compleja que la prevista en el diseño inicial (Edwards y Evans, 2002). Un ejemplo más cercano es la barrera del delta del Llobregat, cuyo funcionamiento parece impecable (Ortuño et al, 2009).

Hay que enfatizar el papel de protección que juegan las barreras. Abarca et al. (2006) lo cuantificaron mediante la "eficiencia hidráulica" que en el caso del Llobregat está entre 1,4 y 1,7, dependiendo de las hipótesis. Es decir, 1 L/s inyectado en la barrera permite aumentar el bombeo interior entre 1,4 y 1,7 L/s. Por ello, y porque los problemas de escasez de agua parecen agudizarse, y porque aún queda mucho trabajo por hacer en el diseño de barreras adecuadas a cada situación, auguramos que esta será un área fértil de investigación y desarrollo en el futuro próximo.

CONCLUSION, OBSERVAR, MODELAR Y CONTROLAR

Hay que concluir de la misma manera que empezamos, reconociendo que el flujo con densidad variable añade una nueva dimensión de complejidad a la hidrogeología de acuíferos costeros. La incertidumbre es una parte esencial, y aceptada, de la hidrología subterránea. Nunca se conoce con precisión la geometría del acuífero, ni sus parámetros, ni cuánto se bombea. Y, sin embargo, un porcentaje relativamente alto de acuíferos van aguantando de una manera sorprendente (también sobre esto, tenemos aportaciones notables de Emilio Custodio). Ello ha conducido a una cierta pasividad en las actuaciones de la Administración hidráulica.

En acuíferos costeros, la pasividad no sirve porque los efectos son graves. Si no se conocen los bombeos es probable que se desequilibre el balance de masa, lo que conducirá inexorablemente a la salinización del acuífero. Desconocer la geología y los patrones de variabilidad espacial de la conductividad hidráulica es peligroso porque puede dar lugar a que se bombee en zonas muy conectadas al mar lo que, también inexorablemente, conducirá a la salinización del acuífero. En fin, tampoco podemos ignorar la geometría del acuífero, porque ignorarlo conducirá a la, una vez más inexorable, salinización. Todo ello se ve agravado por la relativa inercia de los acuíferos y de sus impactos. Los errores de hoy tendrán efecto años después, por lo que es necesario modelar ahora para tener una prognosis del impacto futuro.

Es posible imaginarse un futuro en que se disponga de múltiples puntos de observación, que las medidas de dichos puntos alimenten modelos cuyas predicciones se actualicen. También es posible imaginar que estos modelos den pautas sobre cómo explotar el acuífero. La ciencia y la tecnología para explotar los acuíferos costeros de manera responsable están disponibles, y no hace falta insistir en que Emilio Custodio ha contribuido a ambas.

REFERENCIAS

Abarca, E., E. Vazquez-Sune, J. Carrera, B. Capino, D. Gámez, and F. Batlle (2006). *Optimal design of measures to correct seawater intrusion,* Water Resour. Res., 42 (9), W09, 415, 349 2006.

Abarca, E., J. Carrera, X. Sánchez-Vila, M. Dentz, (2007). *Anisotropic dispersive Henry problem.* Advances in

Water Resources, 30 (4), pp. 913-926.

Abarca, E., Carrera, J., Sánchez-Vila, X., Voss, C.I., (2007b). *Quast-horizontal circulation cells in 3D seawater intrusion*. Journal of Hydrology, 339 (3-4), pp. 118-129.

Alcolea, A., Castro, E., Barbieri, M., Carrera, J., Bea, S., (2007). *Inverse modeling of coastal aquifers using tidal response and hydraulic tests*. Ground Water, 45 (6), pp. 711-722.

Bocanegra E, Da Silva GC Jr, Custodio E, Manzano M, Montenegro S (2010) *State of knowledge of coastal aquifer management in South America*. Hydrogeol J 18:261–267

Bosch, X. y E. Custodio (1988) Alteración de la alcalinidad en muestras de agua procedentes de piezómetros entubados con hierro en un acuífero carbonatado afectado por intrusión marina: Efecto de la corrosión del hierro sobre la concentración del ión HCO3.Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. XII: 197–206.

Bosch, X.; E. Custodio y M. Pascual (1990) Geochemical reactions mixing in carbonate coastal aquifers, Catalonia, Spain. Selected Papers on Hydrogeology. Intern. Assoc. Hydrogeologists. Vol. I. Verlag Heinz Heise: 147–159.

Carrera, J., Hidalgo, J.J., Slooten, L.J., Vázquez-Suñé, E., 2010. Computational and conceptual issues in the calibration of seawater intrusion models. Hydrogeology Journal, 18, pp. 134-145.

Cooper, H.H. (1964), *A hypothesis concerning the dynamic balance of fresh water and salt water in a coastal aquifer*, U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 1613-C, p.1-12

Corbella M, Ayora C, Cardellach E (2004). *Hydrothermal mixing, carbonate dissolution and sulfide precipitation in Mississippi Valley-type deposits*. Mineralium Deposita , 39 Issue: 3 Pages: 344-357

Cuena, S. y E. Custodio, (1971). *Construction and adjustment of a two–layer mathematical model of the Llobregat Delta, Barcelona (Spain).* Mathematical Models in Hydrology. Studies and Reports in Hydrology. 15. UNESCO. Paris. II: 960–964.

Custodio, E., (1967). *Études géohydrochimiques dans le delta du Llobregat, Barcelona (Espagne),* International Association of Scientific Hydrology. Gentbrugge, Publ. 62: 134–155.

Custodio, E., (1968). *Datación de aguas subterráneas en el delta del río Llobregat*. Documentos de Investigación Hidrológica. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua. Barcelona. 6: 205–237.

Custodio, E.; A. Bayó y A. Ortí., (1971). *Características geológicas, hidrogeológicas y geoquímicas de los acuíferos costeros entre Cambrils y L'Ametlla de Mar (Tarragona*). Memorias, 1er Congreso Hispano–Luso–Americano de Geología Económica. Madrid–Lisboa. III, 1: 147–170.

Custodio, E. (1975). *Recopilación y presentación de los datos de base para la construcción, ajuste y utilización de un modelo de simulación de un sistema acuífero. Modelos Analógicos y Digitales para la Explotación y Administración de Recursos Hidráulicos.* Bol del Servicio Geológico de Obras Públicas. Madrid. 37: 102–125.

Custodio, E. (1976). *Estudio de la salinización de las aguas subterráneas en la región litoral entre Ametlla de Mar y Montroig (Tarragona).* Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. II: 984–1006.

Custodio, E. y F. Vilaró (1975). *Data acquisition and methodology for a simulation model of the Llobregat Delta (Barcelona, Spain).* Design of Water Resource Projects with Inadequate Data. Studies and Reports in Hydrology 16(1), UNESCO, París: 581–598.

Custodio, E.; F. Cacho y M.D. Peláez (1976). Problemática *de la intrusión marina en los acuíferos del Delta del Llobregat.* Actas II Asamblea Nac de Geodesia y Geofísica. Inst Geográfico y Catastral, Madrid: 2069–2101.

Custodio, E.; E. Batista y A. Bayó(1976). *Instrusión marina en los acuíferos del litoral catalán*. Actas de la II

Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid: 2103–2129.

Custodio, E. y A. Galofré (1976). *Evolución de la calidad del agua en la surgencia litoral de la Falconera en relación con un gran vertedero de basuras en el macizo de Garraf (Barcelona).* Actas de la II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid: 2131–2173.

Custodio, E.; A. Bayó y E. Batista (1977). *Sea water encroachment in Catalonia coastal aquifers*. Memoires Intern. Assoc. Hydrogeologists. Birmingham. XIII(1): F–1–22. (sin ISBN)

Custodio, E. y J. Corominas (1981). *Contaminación por nitratos e intrusión marina en el acuífero costero del Maresme.* Anál y Evolución de la Contam de Aguas Subterráneas en España. CIHS. Barcelona: 537–552.

Custodio, E. y M.R. Llamas (1983) *Hidrología Subterránea*. 2 volúmenes. Ed. Omega. Barcelona.

Custodio, E.; J. Doménech; E. Batista y A. Bayó (1983). *Some aspects of sea water intrusion in Catalonia (Spain).* Geología Applicata e Idrogeologia. Bari. XVIII(II): 299–314.

Custodio, E. (1984). Salinización *de acuíferos por sobreexplotación. Mediterrània.* Butlletí del Secretariat per a la Protecció de la Mediterrània. Féderation Mondial des Villes Jumelés/Ajuntament de Barcelona. Barcelona. 4: 12–19; trad. francés: 37–40; trad. inglés: 51–54. ISSN: 0212–4785.

Custodio, E. (1985). Saline intrusion. *Hydrogeology in the Service of Man.* Memories 18er Congress Intern. Assoc. Hydrogeologists (1): 65–90.

Custodio, E., and G. A. Bruggeman (Eds.) (1987), Groundwater Problems in Coastal Areas, Studies and Reports in Hydrology, Int. Hydrol. Programme, UNESCO, Paris.

Custodio, E. (2010), Coastal aquifers of Europe: An overview, Hydrogeol. J., 18(1), 269–280, doi:10.1007/s10040 009-0496-1.

Dentz, M., J. Carrera, (2005). *Effective solute transport in temporally fluctuating flow through heterogeneous media,* Water Resources Research, 41, Art. W08414.

DuCommun, J, (1828). On *the cause of freshwater springs, fountains, American Journal of Science and Arts*, vol XIV, Art, XXV, 174-176.

Edwards, B. and Evans, K. (2002), Saltwater Intrusion in Los Angeles Area Coastal Aquifers – The Marine Connection: USGS Fact Sheet 030-02

Edwards, B.D., Ehman, K.D., Ponti, D.J., Reichard, E.G., Tinsley, J.C., Rosenbauer, R.J., and Land, M., 2009, Stratigraphic controls on saltwater intrusion in the Dominguez Gap area of coastal Los Angeles, in Lee, H.J., and Normark, W.R., eds., Earth Science in the Urban Ocean: The Southern California Continental Borderland: Geological Society of America Special Paper 454, p. 375–395, doi: 10.1130/2009.2454(5.4)

Gámez, D.,2007. *Sequence Stratigraphy as a tool for water resources management in alluvial coastal aquifers: application to the Llobregat delta (Barcelona, Spain).* Tesis Doctoral Universidad Politecnica de Catalunya, Barcelona. http://tdx.cat/handle/10803/6255

Ghyben, B. W., (1888). *Nota in Verband met de Voorgenomen Putboring Nabij Amsterdam*. Amsterdam, Tidschr. Kon. Inst. Ing., pp 8{22.

Henry, H. R., (1964). *Efects of dispersion on salt encroachment in coastal aquifers*, Water-Supply Paper 1613-C, U.S. Geological Survey

Herzberg, A., (1901). Die wasserversorgung einiger nordseeba□der, Jour. Gasbeleuch-tung und Wasserversorgung, 44, 815{819, 842--844.

Iribar, V., Carrera, J., Custodio, E., Medina, A., (1997) Inverse Modeling of seawater intrusion in the Llobregat delta deep aquifer, Journal of Hydrology, 198 (1-4), pp. 226-244

Knudby, C., J. Carrera, 2006. On the use of apparent hydraulic diffusivity as an indicator of connectivity. Journal of Hydrology, 329 (3-4), pp. 377-389.

Paster, A., and G. Dagan, (2008). *Mixing at the interface between fresh and salt waters in 3d steady ow with application to a pumping well in a coastal aquifer*, Advances In Water Resources, 31 (12), 1565{1577, 2008a.

Rezaei, M., E. Sanz, E. Raeisi, C. Ayora, E. Vázquez-Suñé, J. Carrera, (2005). *Reactive Transport Modeling of Calcite Dissolution in the Salt Water Mixing Zone.* Journal of Hydrology, 311 (1-4), pp. 282-298.

Sanford, W.E. y Konikow, L.F., 1989, *Simulation of calcite dissolution and porosity changes in saltwater mixing zones in coastal aquifers*. Water Resour. Res. 25, 655-667.

Ortuño Gobern F., Niñerola Pla J.M, Armenter Ferrando J.L. y Molinero Huguet J., (2009). *La barrera hidráulica contra la intrusión marina y la recarga artificial en el acuífero del Llobregat (Barcelona, España)*. Boletín Geológico y Minero, 120 (2): 235-250 ISSN: 0366-0176

Pool, M., Carrera, J., (2010). *Dynamics of negative hydraulic barriers to prevent seawater intrusion*. Hydrogeology Journal, 18, pp. 95-105.

Pool, M., and J. Carrera (2011), A correction factor to account for mixing in Ghyben-Herzberg and critical pumping rate approximations of seawater intrusion in coastal aquifers, Water Resour. Res., 47, W05506, doi:10.1029/2010WR010256.

Sanz, E. (2007) Brackish springs in coastal aquifers and the role of calcite dissolution by mixing waters. Tesis Doctoral Universidad Politecnica de Catalunya, Barcelona. http://www.tdx.cat/handle/10803/6251

Sanz E, Ayora C, Carrera J., (2011). Calcite *dissolution by mixing waters: geochemical modeling and flow-through experiments*, Geologica Acta 9(1), 67-77.

Slooten LJ, Carrera J, Castro E Fernandez-Garcia D (2010) *A sensitivity analysis of tide-induced head fluctuations in coastal aquifers*, Journal of Hydrology 393(3-4), 370-380

Strack, O. D. L., (1976). *A single-potential solution for regional interface problems in coastal aquifers*, Water Resour. Res., 12, 1165{1174.

Tellam, J. H., J.W. Lloyd, and M.Walters, (1986). *The morphology of a saline groundwater body its investigation, description and possible explanation,* Journal of Hydrology, 83 (1-2), 479 1-21.

Valiela, I. and Teal, J. M., (1979), Nitrogen budget of a salt-marsh ecosystem. Nature, 5724 (280) 652—656

Vilaró, F.; E. Custodio y A.F. Bruington (1970). *Sea water intrusion and water pollution in the Pirineo Oriental*. American Society of Civil Engineers. 1970 Preprint 1122 (Memphis meeting): 1–42.

Voss, C. I., and W. R. Souza, (1987). *Variable density ow and transport simulation of regional aquifers containing a narrow freshwater-saltwater transition zone*, Water Resour. Res., 485 26, 2097-2106.

Wigley, T.M.L., y L.N. Plummer (1976) *Mixing of carbonate waters*. Geochim et Cosmochimica Acta 40: 989-995.

2.2.3. EL ACUÍFERO COSTERO DEL ESTE DE GRAN CANARIA: UN EJEMPLO DE SALINIZACIÓN EN UN ACUÍFERO VOLCÁNICO COMPLEJO

María del Carmen CABRERA*

(*) Dpto. de Física. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Campus de Tafira.
35017 Las Palmas de Gran Canaria. mcabrera@dfis.ulpgc.es

RESUMEN

Las aguas subterráneas explotadas en la costa este de Gran Canaria (por debajo de la cota 300) muestran una notable salinización de origen múltiple y variable en el tiempo. Los estudios hidrogeológicos e hidrogeoquímicos llevados a cabo desde los años 1970 a la actualidad han permitido definir un sistema acuífero de gran complejidad geológica. Dicha complejidad es debida a las intercalaciones entre materiales sedimentarios y volcánicos de diversas edades y composiciones. En este sistema, la explotación ha dado lugar a amplias zonas con conos de descenso notables por debajo del nivel de mar, así como a una salinización progresiva de amplias zonas costeras debido a procesos de intrusión marina. Sin embargo, la salinización puede deberse también a procesos de aridificación de la recarga, retornos de riego y a aportes de CO_2 endógeno. Todo ello configura un sistema muy complejo cuyo control debe ser exhaustivo antes de su posible declaración como zona sobreexplotada según la legislación vigente.

Palabras clave: *Acuífero volcánico, Acuífero costero, Gran Canaria, Salinización, Hidrogeoquímica*

INTRODUCCIÓN

Los acuíferos volcánicos son heterogéneos y anisótropos, y sus características hidrogeológicas presentan una alta variabilidad, estando marcadas fundamentalmente por su composición, el tipo de vulcanismo que las ha producido y por su edad. Todo ello conforma un medio en que las alternancias entre lavas y escorias, la presencia de diques y el relleno de porosidades primarias por el crecimiento de minerales secundarios condicionan el movimiento del agua subterránea (Custodio, 2004, 2007). En el caso de las islas volcánicas de punto caliente, las estructuras volcánicas pueden ser muy complejas, debido a un crecimiento dilatado en el tiempo, con varias etapas eruptivas separadas por grandes deslizamientos gigantes, calderas volcánicas rellenas posteriormente, intrusiones de diques localizados en rifts y diferenciaciones magmáticas en los magmas emitidos (Custodio y Cabrera, 2008).

En el caso de Canarias, cada isla es un único conjunto hidrogeológico complejo que se

recarga por la infiltración de la lluvia en las zonas altas y de medianías y descarga al mar por la costa, con algunas salidas a barrancos en forma de manantiales en aquellas zonas donde afloran materiales menos permeables. El nivel de saturación (freático) puede alcanzar cotas muy altas en el interior de las islas, donde existe un "núcleo" de muy baja permeabilidad conformado por cuerpos intrusivos, áreas de roca muy alterada y enjambres de diques. El papel de los diques es variable dependiendo de su permeabilidad respecto a la roca de caja, por lo que a veces pueden actuar de barrera impermeable y otras de vías preferentes de flujo (Custodio, 1978, 1989, 2004).

Los aspectos de las relaciones agua dulce-agua salada en las regiones costeras de los terrenos volcánicos responden a la estructura y composición de los materiales que los conforman, según las características enumeradas anteriormente. Así, en islas volcánicas, es usual que los procesos de intrusión marina se frenen si el núcleo impermeable está situado en la zona costera. Sin embargo, cuando en la costa se sitúan materiales volcánicos más jóvenes (y normalmente, más permeables), a veces interestratificados con formaciones sedimentarias, la explotación de los acuíferos costeros pueden producir conos salinos y desplazamientos laterales de la cuña de agua marina (Custodio, 2010).

La isla de Gran Canaria, con una superficie de 1560 km^2, presenta una morfología circular en planta con un perfil transversal cónico coronado por una altitud máxima de 1957 m. Dentro de este esquema, la costa este de la isla (Figura 1) constituye una plataforma con pendientes menores de 5%, con costas bajas, sin acantilados de gran envergadura en las que alternan playas con cantiles y salientes rocosos ligados a la actividad volcánica reciente hacia el norte. Hacia el sur, se sitúan materiales sedimentarios detríticos de diverso origen, como los conglomerados de delta de barrancos o campos de dunas costeras. En esta plataforma se encajan numerosos barrancos y barranquillos que desaguan hacia el este.

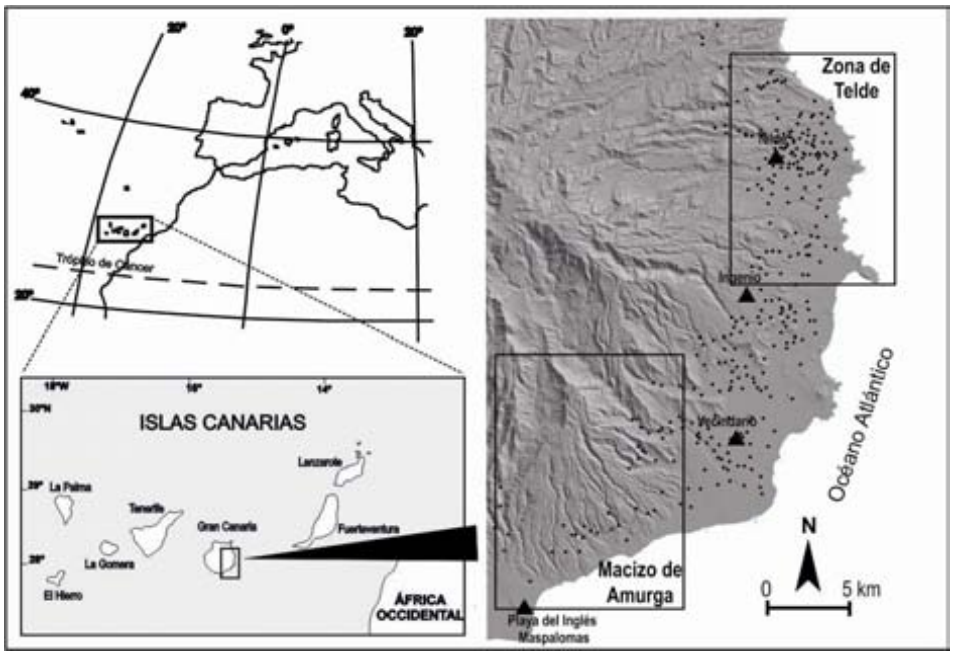


Figura 1. Localización y fisiografía del este de Gran Canaria. Se indican los pozos y sondeos situados por debajo de la cota 300, así como la situación de las zonas de estudio de las tesis doctorales realizadas en Amurga (Gasparini, 1989) y en Telde (Cabrera, 1995).

La isla presenta una gran variedad climática, condicionada por su posición en la dinámica general y por otro lado por su orografía. El clima de la isla puede dividirse en húmedo y fresco en la fachada norte y seco y cálido en la fachada sur, debido a la existencia de los vientos alisios, de componente norte. La zona de estudio se encuentra situada mayoritariamente en la zona seca de la isla, con temperaturas que oscilan entre los 22º y los 26º C, una precipitación media que no supera los 150 mm/año en la costa y la influencia casi permanente del alisio. Estos condicionantes hacen que esta área ofrezca una extrema aridez, con suelos encalichados y pedregosos.

La zona ha sido objeto de abundantes estudios hidrogeológicos desde la década de 1970 a la actualidad, partiendo de los inventarios de puntos de agua que se llevaron a cabo dentro del Proyecto Canarias SPA-15 (1974). Entre 1979 y 1990, el IGME instauró una red de control de acuíferos costeros dentro del plan de gestión y conservación de acuíferos (PGCA) (IGME, 1983; La Moneda y Olmedo, 1988, ITGE, 1990), con toma de datos bianuales.

El Macizo de Amurga (Figura 1) fue objeto de una tesis doctoral que contempló fundamentalmente el problema de la salinización del agua mediante estudios isotópicos (Gasparini, 1989; Gasparini et al., 1990). Esta zona fue objeto posteriormente de una tesis de ingeniería que consideraba el comportamiento de los pozos profundos (Custodio-Ayala, 1999; Custodio–Ayala y Custodio, 2001). Esta área ha sido posteriormente objeto de otra tesis doctoral (Carrascosa Chisvert, 2006), en la que se han manejado un gran número de datos hidroquímicos del agua subterránea en la zona (entre 1994 y 2004); se ha estudiado la evolución temporal y las reacciones roca–agua, y se han realizado determinaciones de algunos compuestos orgánicos.

La zona de Telde (Figura 1) fue objeto de otra tesis doctoral que caracterizó geológicamente un complejo sistema acuífero y su funcionamiento hidrogeológico e hidrogeoquímico (Cabrera, 1995; Cabrera y Custodio, 2003; 1998; 2004). Posteriormente, el Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria llevó a cabo un inventario de puntos de agua entre 1997 y 1998, año en que comenzó un proyecto desarrollado por el IGME mediante convenio con el Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria titulado "Estudio hidrogeológico para la definición de áreas sobreexplotadas o en riesgo de sobreexplotación en la zona baja del este de Gran Canaria" (IGME, 2003). Este proyecto recogió todos los datos obtenidos y concluyó con un modelo de simulación de la zona destinado a plantear diversos escenarios de explotación del acuífero para paliar la intrusión marina existente. Por último, la zona ha sido objeto de un proyecto fin de carrera que ha analizado la evolución hidrogeoquímica del acuífero debido a la intrusión marina con el efecto sobreimpuesto del aporte de CO_2 de origen magmático (Hernández, 2009; Hernández et al, 2010).

El presente trabajo resume los trabajos realizados en este acuífero a lo largo de los años. Hay que resaltar la importante contribución que el Dr. Custodio ha tenido en la mayor parte de los mismos, dirigiendo y codirigiendo las dos tesis doctorales realizadas y colaborando en mayor o menor medida en la mayoría del resto.

CARACTERIZACIÓN GEOLÓGICA

Los materiales presentes en la zona abarcan desde Basaltos Miocenos (que constituyen en substrato), hasta recubrimientos sedimentarios cuaternarios. Estos basaltos afloran en la parte

central de la zona, pero no se han encontrado bajo el Macizo de Amurga (de composición fonolítica) en las perforaciones que se han realizado hasta una cota de 250 m bajo el nivel del mar. Tampoco aparecen en los pozos presentes en la zona de Telde. Los materiales del Grupo Roque Nublo se encauzaron por los barrancos existentes cuando el Estratovolcán del mismo nombre entró en erupción, por lo que su localización en profundidad está restringida a estos paleovalles. La Figura 2 muestra el mapa geológico de la zona (indicando las edades de las formaciones presentes) así como la geología en profundidad de la zona de Telde y un corte simplificado paralelo a la costa hasta las estribaciones del Macizo de Amurga.

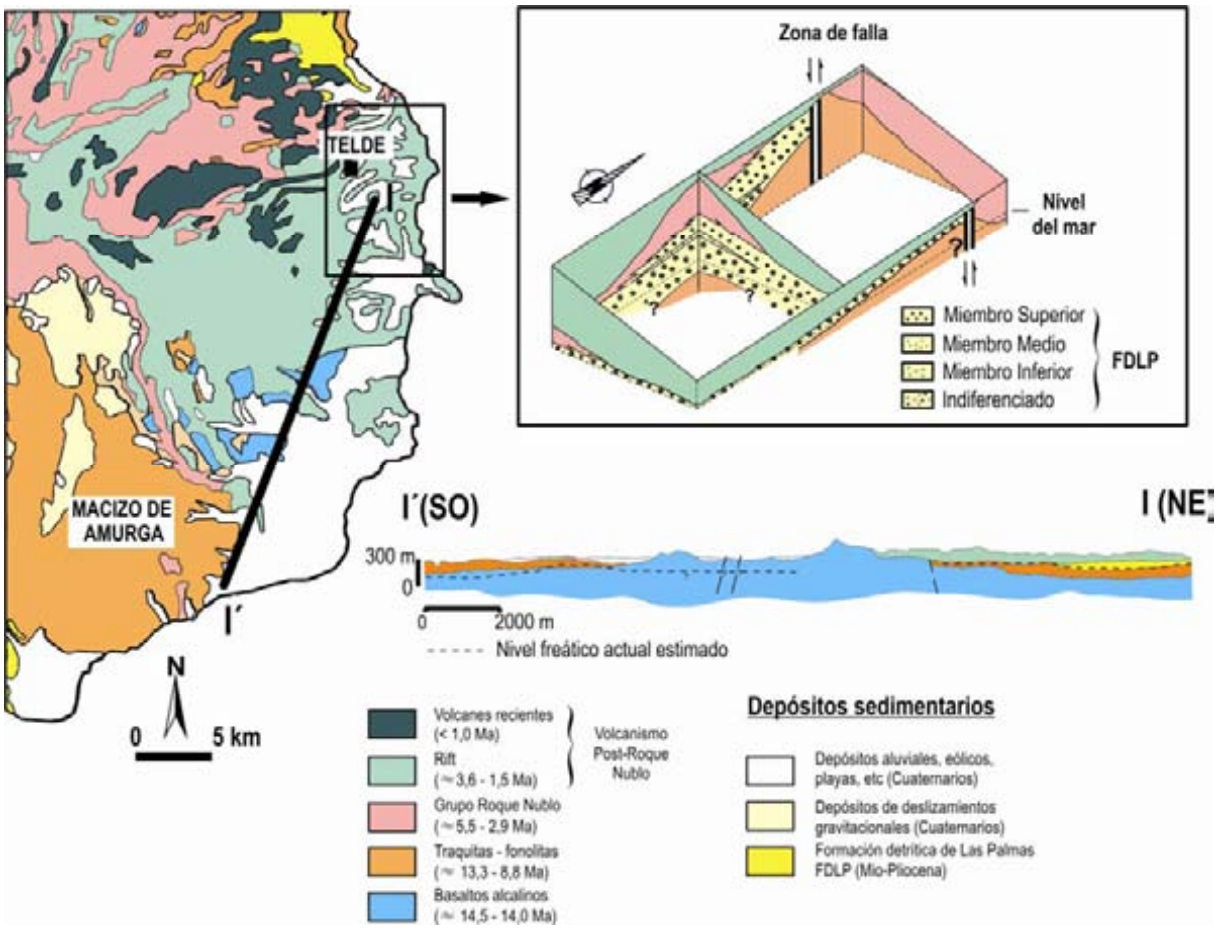


Figura 2. Mapa geológico simplificado del Este de Gran Canaria. Se muestra un bloque diagrama interpretativo de la geología en profundidad de la zona de Telde (Cabrera y Custodio, 2004) y un corte geológico realizado a lo largo de la costa.

Hay que destacar la existencia de materiales detríticos en profundidad en la zona de Telde. Se trata de sedimentos pertenecientes a la Formación Detrítica de Las Palmas, que afloran hacia el NE de Gran Canaria y la sedimentología de los mismos permite distinguir un Miembro Inferior conformado por conglomerados aluviales, un Miembro Medio de origen marino y un Miembro Superior que representa facies de transición entre piroclastos y sedimentos aluviales (Cabrera, 1995). La situación de estos sedimentos en profundidad apunta a la existencia de una zona de falla hacia el norte de Telde, dada la diferencia de cotas existente entre los materiales aflorantes al norte y en el subsuelo de Telde.

CARACTERIZACIÓN HIDROGEOLÓGICA

La explotación en la zona comenzó a finales del siglo XIX y tuvo un desarrollo notable entre 1940 y 1970, existiendo en la actualidad unas 720 captaciones emboquilladas por debajo de la cota 300 (la mayoría pozos canarios de 3 m de diámetro excavados a mano), con una profundidad media de unos 140 m. Desde los años 1980 a la actualidad se ha producido un decrecimiento de la explotación con el consiguiente abandono de pozos. Ello ha sido debido fundamentalmente al empeoramiento de la calidad del agua y ha dado lugar a la instalación de unas 50 desaladoras de agua de pozo. Los materiales que se explotan actualmente son fundamentalmente la Formación Fonolítica y los Basaltos Miocenos (con permeabilidades de 0.10-0.50 y 0.05-0.50 m/d respectivamente). En Telde se explotaban en un principio los materiales Roque Nublo, post-Roque Nublo y la FDLP (alcanzando permeabilidades de hasta 8 m/d), que han quedado por encima de la zona saturada.

El flujo del agua subterránea en la zona de estudio se produce de cumbre a costa, según se desprende de las piezometrías realizadas en los momentos en que hay mayor número de datos: 1971 (Figura 3a) y 1991 (Figura 3b). Esta figura refleja el desarrollo generalizado de conos de bombeo por debajo de la cota 300 entre 1971 y 1991. No existe suficiente número de datos a partir de este año para elaborar una piezometría fiable de toda la zona, aunque los datos de 1997 y 1999 (IGME, 2003) apuntan a que no hay cambios notables respecto a 1991.

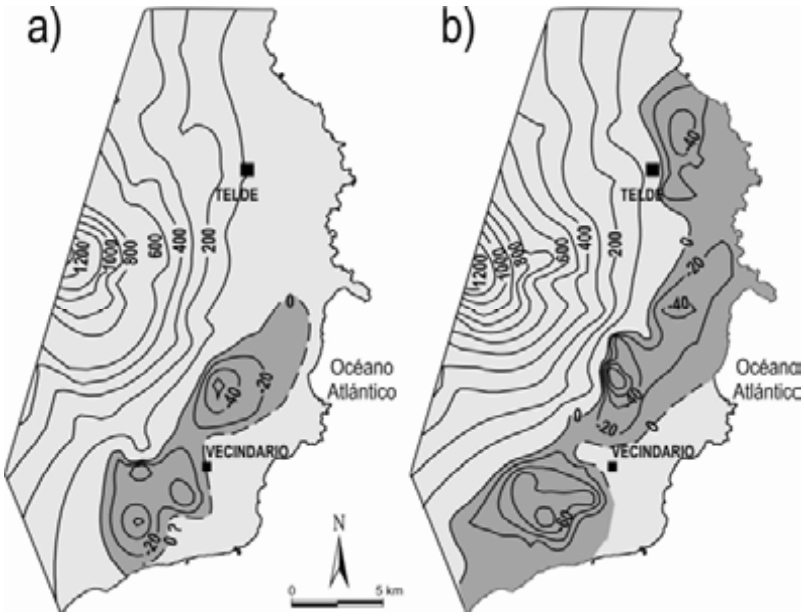


Figura 3. Piezometrías de la zona para 1971 (a) y 1991 (b). Se destacan las zonas donde se sitúan los conos de bombeo (modificado de Hernández, 2009).

EVOLUCIÓN HIDROGEOQUÍMICA

Las aguas subterráneas en las cumbres presentan contenidos en Cl^- menores de 30 mg/L, incrementándose la salinidad hacia la costa debido a factores como la intrusión marina y la recarga de aguas salinas en las zonas más áridas (como Amurga). Además, la franja costera ha sufrido una progresiva salinización del agua subterránea según se muestra en la Figura 4.

También existen otros factores que afectan a la química del agua, como el aporte de CO_2 endógeno en algunas zonas y la presencia de retornos de riego (existen zonas con contenidos en NO_3^- que superan los 300 mg/L en la zona de Telde).

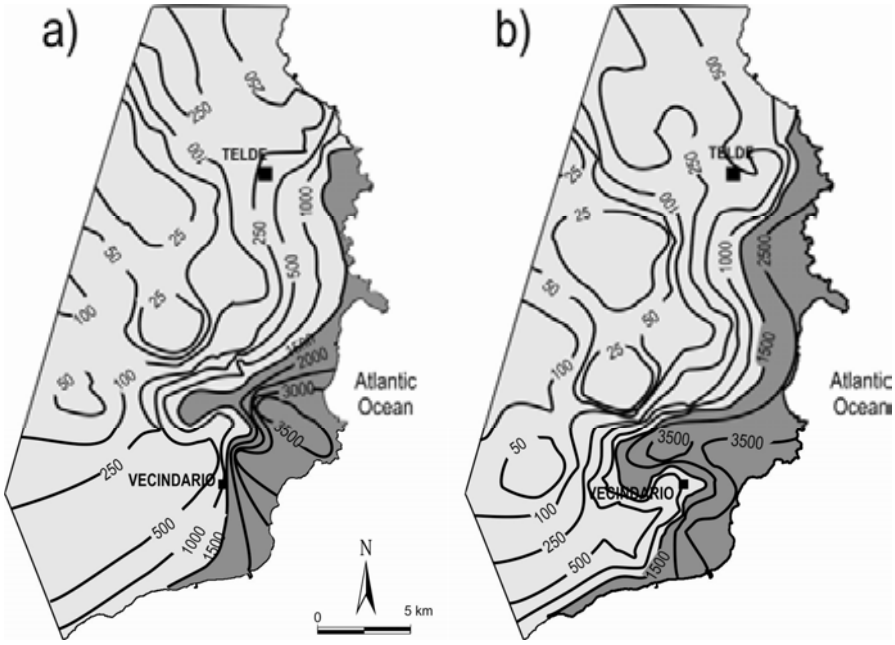


Figura 4. Mapas de isocontenidos en Cl^-(mg/L) de la zona para 1971 (a) y 1991 (b) (modificado de Hernández, 2009).

La presencia de diversos tipos de materiales así como la superposición de fenómenos modificadores da lugar a una gran variedad de familias hidrogeoquímicas en las aguas subterráneas de la zona. Existe una correlación razonablemente buena entre las concentraciones de Na, K, Ca y Mg de la roca y el agua, de forma que existe un enriquecimiento relativo del agua en Na y K frente al Ca y Mg en aquellas captaciones que explotan la Formación Fonolítica frente a las que explotan los Basaltos (Miocenos, Roque Nublo y Post-Roque Nublo). El aporte de CO_2 endógeno da lugar a aguas bicarbonatadas magnésicas si explotan los Basaltos Miocenos o bicarbonatadas sódicas si sacan agua de las Fonolitas. En la franja costera, las aguas son clorurada-sulfatadas sódicas con altas salinidades. Estas aguas sufren un claro intercambio catiónico según aumenta la salinidad, y por tanto el porcentaje de agua de mar en la mezcla (Hernández, 2009) (Figura 5).

En el Macizo de Amurga, los sondeos existentes explotan agua salina, con una conductividad eléctrica media de 5300 µS/cm (bastante homogénea) y contenidos en cloruros que alcanzan los 1.5 g/L. La intrusión marina en esta zona debe ser descartada debido a las condiciones hidrodinámicas del acuífero y a la inexistencia de estratificación salina en los sondeos. Asimismo, las relaciones rSO_4/rCl y rNa/rCl no son congruentes con la existencia de cambios de bases en caso de que fueran aguas marinas relictas que están siendo desplazadas por agua dulce actual. Así, la única explicación posible para la salinidad de las aguas subterráneas es el efecto climático.

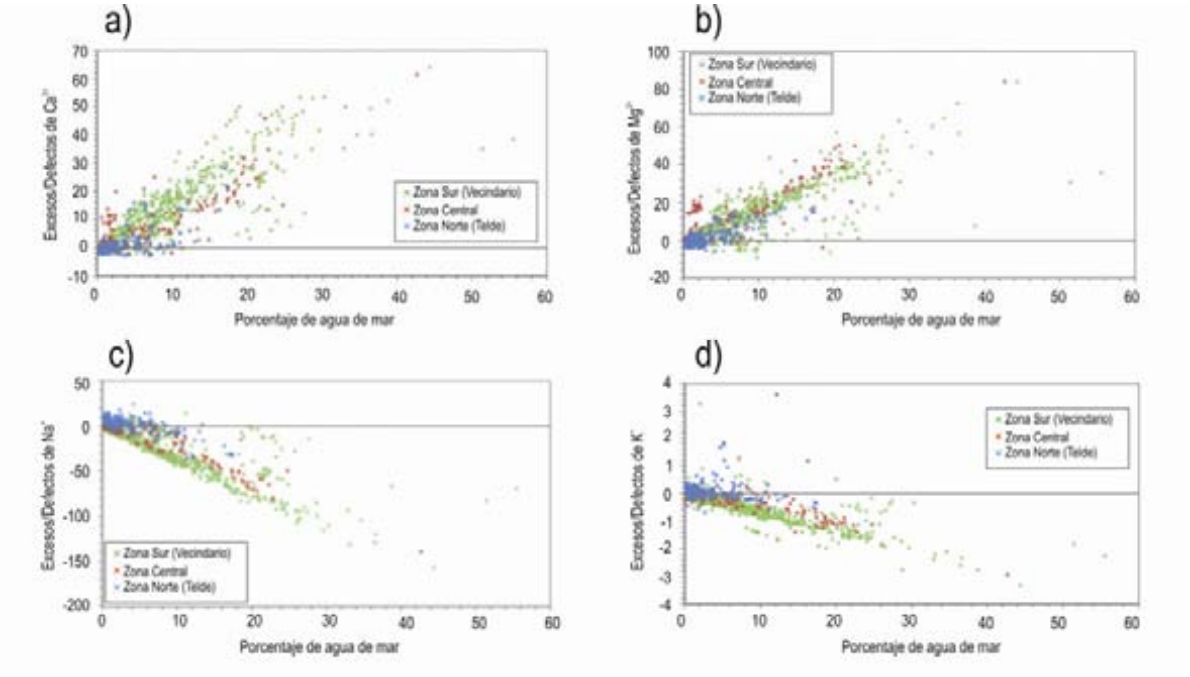


Figura 5. Relación entre los excesos/defectos en Ca^{2+} (a), Mg^{2+} (b), Na^{+} (c) y K^{+} (d) y el porcentaje de agua de mar para las muestras de las captaciones afectadas por la intrusión marina en zona (modificado de Hernández, 2009).

Teniendo en cuenta los datos de cantidad y salinidad de la precipitación de la zona, el agua de recarga tiene un contenido en Cl^{-} que varía entre los 200 y los 500 mg/L, evidenciando un importante proceso de evaporación antes de la recarga (Custodio, 1990). Este proceso de evaporación queda patente en los gráficos δO^{18}-δD, en los que las aguas subterráneas se disponen según una línea con una pendiente típica de evaporación respecto a la línea meteórica local (Gasparini 1989; Gasparini et al, 1990). Las edades de estas aguas fueron determinadas mediante C^{14} corregido con C^{13} entre 10000 y 12000 años, incluyen el tránsito por la zona no saturada, lo que ha sido interpretado debido al largo tiempo de retención en una zona no saturada muy espesa y un largo tiempo de residencia en el flujo por el acuífero, teniendo en cuenta que la recarga estimada en el ápice del Macizo se estima en unos 11 mm/año y en la costa es igual a 0 (Custodio, 1993).

CONCLUSIONES

El acuífero costero del este de Gran Canaria ha sido objeto de numerosos trabajos a lo largo del tiempo con objeto de determinar el origen de la salinidad del agua subterránea. La caracterización geológica, hidrodinámica e hidrogeoquímica ha permitido determinar el origen de la salinidad por zonas. Así, a la intrusión marina actual en las zonas llanas y la aridificación de la recarga en Amurga se suman a procesos de aportes de CO_2 endógeno y retornos de riego en algunas zonas.

En el estudio llevado a cabo para estudiar la viabilidad de ser declarado sobreexplotado según la Ley de Aguas de Canarias (IGME, 2003), se delimitaron aquellas zonas en las que la salinidad se atribuía directamente a la intrusión marina. Específicamente se marcaron 123 captaciones situadas en la franja costera como afectadas por este proceso. Los criterios

utilizados fueron: captaciones con cotas de fondo negativas y contenidos en Cl^- por encima de 300 mg/L (o una tendencia creciente de este ión en el tiempo). También se tuvo en cuenta los valores rCl/rHCO y rMg/rCa y las concentraciones en sulfatos y nitratos. En este estudio se elaboró un modelo numérico de flujo que permitió delimitar las zonas con intrusión marina (coincidentes con los criterios anteriores) y las zonas sobreexplotadas con riesgo de intrusión, contiguas a las anteriores. Dentro de los objetivos de programa de control y estado de las masas de agua en cumplimiento de la DMA (DGA, 2006), se han establecido dos programas de vigilancia y de control operativo de las masas de agua subterránea, existiendo 16 puntos de control en los que se toman datos de niveles y de química del agua de forma anual, lo que es manifiestamente insuficiente para lograr un mejor conocimiento de la evolución del acuífero a la escala necesaria.

A fecha de hoy, no se ha llevado a cabo la declaración de sobreexplotación de la zona, posiblemente debido a criterios técnicos (complejidad hidrogeológica de la zona y falta de información sistemática en los últimos años que esté siendo objeto de interpretación) y a criterios socioeconómicos. Es de destacar que la gestión de los acuíferos costeros es muy complicada y más en una zona donde se superponen varios efectos responsables de la salinización, como es el caso. La mejora de las condiciones hidrogeológicas en la zona debería venir de una adecuada planificación de la explotación del acuífero, para lo que es necesario el desarrollo de tomas de datos específicas continuadas en el tiempo y su interpretación, así como el desarrollo de una modelización numérica validada que sea constantemente alimentada con datos fiables. Todo ello sería mucho más viable si se llevara a cabo con la intervención de los usuarios del acuífero mediante la creación de una comunidad de usuarios del acuífero, mecanismo que ya da resultados positivos en otras zonas de España.

AGRADECIMIENTOS

Vaya este trabajo como agradecimiento a la labor del Dr. Emilio Custodio en Canarias. Esta labor ha sido y sigue siendo ingente, mostrando siempre una notable generosidad tanto en sus ideas como en su enseñanza a los grupos que seguimos trabajando en las islas.

REFERENCIAS

Cabrera, M.C. (1995). *Caracterización y funcionamiento hidrogeológico del acuífero costero de Telde (Gran Canaria).* Tesis Doctoral. Universidad de Salamanca. 363 pp. + Anejos.

Cabrera, M.C. y Custodio, E. (2003). *Hidrogeoquímica del acuífero costero de la Ciudad de Telde (Gran Canaria).* Simposio sobre el agua y la ciudad sostenible: Hidrogeología Urbana. Ed. AIH-Grupo Español. 303-311.

Cabrera, M.C. y Custodio, E. (1998). *La contaminaci6n por retornos de riego en la zona de Telde (Gran Canaria).* En Jornadas sobre la Contaminación de las Aguas Subterráneas: un Problema Pendiente. Asoc.lntern. HidrogeólogosGrupo Español: 81-88.

Cabrera, M.C. y Custodio, E. (2004). *Groundwater flow in a volcanic-sedimentary coastal aquifer: Telde area, Gran Canaria, Canary Islands, Spain.* Hydrogeology Journal, 12, 305-320.

Carrascosa Chisvert, M.D. (2006). *Estudio de las aguas subterráneas desde el punto de vista físico–químico y orgánico del acuífero de Amurga (Sur de Gran Canaria).* Tesis Doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. http://acceda.ulpgc.es/handle/10553/2233

Custodio, E. (1978). *Geohidrología de terrenos e islas volcánicas*. CEDEX, Publ. 128, Madrid: 1-303.

Custodio, E. (1989). *Groundwater characteristics and problems in volcanic rock terrains*. En: Isotope techniques on the study 01 the hydrology 01 Iractured and lissured rocks. Agencia Internacional de la Energía Atómica, STI/PUB 790, Vienna, 87-137.

Custodio, E. (1990). *Saline groundwater in the Canary Islands (Spain) resulting from aridity.* En: Paepe et al. (eds.): Greenhouse effect, sea level and drought NATO ASI Series C: mathematical and physical sciences, 325. Reidel, Dordrecht, 593-618.

Custodio, E. (1993). *Coastal Aquifer Salinisation as a Consequence of Aridity: The Case of Amurga Phonolitic Massif, Gran Canaria IsIand.* Study and Modelling of Salt Water Inlrusion..CIMNE-UPC, Barcelona, 81-98.

Custodio E (2004) *Hydrogeology of volcanic rocks*. In: Groundwater studies: an international guide for hydrogeological investigations. IHP-VI Series on Groundwater, 3. UNESCO, Paris, pp 395–425

Custodio, E. (2010). *Coastal aquifers of Europe: an overview*. Hydrogeology Journal, 18, 269-280.

Custodio, E. (2007). *Groundwater in volcanic hard rocks*. En: *Groundwater in fractured rocks.* (J. Krásný and J.M. Sharp Jr., eds.). Selected Papers no. 9. Intern. Assoc. Hydrogeologists. Taylor & Francis, London: 95–108.

Custodio, E. y Cabrera, M.C. (2008). *Síntesis de la hidrogeología de las Islas Canarias.* Geo-Temas 10, 785-788.

Custodio-Ayala, J. (1999). Estudio de las aguas subterráneas del Macizo de Amurga y Barranco de Fatuga (sur de Gran Canaria). Tesis Ingeniería. ETSI Caminos, Canales y Puertos, Barcelona: 1–107.

Custodio-Ayala, J. y Custodio, E. (2001). *Hidrogeoquímica isotópica del macizo fonolítico de Amurga (SE de la Isla de Gran Canaria).* Las Caras del Agua Subterránea (A. Medina y J. Carrera, eds.). IGME. Temas Aguas Subterráneas. Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas. Número 1/2001. Tomo I: 461–468.

Dirección General de Aguas del Gobierno de Canarias (DGA) (2006). Programa de control de las aguas subterráneas. Directiva Marco del Agua. 96 pp. Descargable desde http://www.aguasgrancanaria.com/

Gasparini, A. (1989). *Hydrochimie et geochimie isotopique de circulations souterraines en milieu volcanique sos climat semi-aride (Grande Can arie, Iles Canaries).* Tesis Doctoral; Univ. Paris XI, 261 pp.

Gasparini, A.; Custodio, E.; Fontes, J.Ch.; Jiménez, J. y Núñez, J.A. (1990). Exemple d'étude géochimique et isotopique de circulations aquifères en terrein volcanique sous climat semi–aride (Amurga, Gran Canaria, îles Canaries). Journal of Hydrology. 114, 61–91.

Hernández, J. (2009). *Caracterización hidrogeoquímica y evolución temporal de la intrusión marina y otros procesos de salinización en el acuífero volcánico-sedimentario del Este de Gran Canaria.* Trabajo de Fin de Carrera de Ingeniería Geológica. Universidad de Alicante.

Hernández, J.; Boluda-Botella, N.; Cabrera, M.C. y Custodio, E. (2010). *Temporal evolution of marine intrusión and other salinization processes in the volcanic-sedimentary aquifer of the east of Gran Canaria (Canary Islands, Spain).* Proceedings SWIM21, Azores, Portugal, 103-104.

IGME (1983). *Control piezométrico y de calidad de las aguas subterráneas en los acuíferos costeros de la isla de Gran Canaria. Análisis del periodo 1979-1983*. Ed. IGME, colección informe. 76 pp.

IGTE (1990). *Base de datos de puntos de aguas de Canarias y análisis de las redes de control de acuíferos. Tomo II: Análisis de las redes de piezometría, calidad e hidrometría en el Archipiélago Canario.* Informe sin publicar. 78 pp.

IGME (2003). *Estudio hidrogeológico para la definición de áreas sobreexplotadas o en riesgo de sobreexplotación en la zona baja del Este de Gran Canaria.* Informe interno sin publicar. 19 Tomos.

La Moneda, E. y Olmedo, R. (1988). *Intrusión marina en acuíferos de Canarias*. TIAC'88, 621-633.

SPA–15 (1974): *Estudio científico de los recursos de agua de las Islas Canarias* (D. Fernandopullé, S. Sáenz–Oiza, R. Heras, A. Sahuquillo, E. Custodio, eds.) UNESCO–DG Obras Hidráulicos. Las Palmas de Gran Canaria/Madrid. 4 Vols.

2.2.4. FACTOR CORRECTOR PARA INCLUIR LOS MECANISMOS DE MEZCLA EN LAS APROXIMACIONES DE GHIJBEN-HERZBERG Y CAUDAL CRÍTICO DE EXTRACCIÓN EN ACUÍFEROS COSTEROS

María POOL*, y Jesús CARRERA****

(*) GHS. Dept. Geotechnical Engineering and Geosciences. Universitat Politècnica de Catalunya. UPC-BarcelonaTech. Jordi Girona 1-3. 08034 Barcelona. maria.pool@idaea.csic.es

(**) GHS. Institute of Environmental Assessment and Water Research IDAEA, CSIC. Jordi Girona 18. 08034 Barcelona. jcarrera@ija.csic.es

RESUMEN

La clásica estimación de Ghijben-Herzberg para la interfaz de agua dulce-agua salada en acuíferos costeros junto con la aproximación de Dupuit, forman una herramienta verdaderamente útil en el desarrollo de soluciones analíticas para el estudio de la intrusión marina. Bajo estas simplificaciones, Strack, 1976, desarrolló un método analítico para calcular caudales críticos de extracción en acuíferos costeros. La simplificación de interfaz abrupta y en particular este método analítico, han sido ampliamente utilizados en el estudio de la intrusión marina, así como en la definición de esquemas de gestión y planificación en acuíferos costeros. Sin embargo, la aproximación de interfaz abrupta asume inmiscibilidad entre los dos fluidos, despreciando la mezcla entre ambos, e implícitamente desprecia el flujo de agua salada. Consecuentemente, estas aproximaciones sobrestiman la penetración de la cuña salina y subestiman los caudales críticos para el abastecimiento de agua dulce. En este estudio, investigamos el error introducido al adoptar la aproximación de interfaz abrupta e incluimos los efectos de la dispersión en la formulación de Strack. Para ello, utilizamos una metodología numérica basada en simulaciones tridimensionales de flujo y transporte con densidad variable. Demostramos que la formulación de Strack, así como la aproximación de Ghijben-Herzberg, pueden ser extendidas para el caso de mezcla si el factor de flotación es multiplicado por un factor dispersivo empírico, que representa los mecanismos de mezcla. Este factor nos permite generalizar los resultados de interfaz abrupta, y permite predecir adecuadamente la profundidad de la interfaz, así como los caudales críticos de extracción para un amplio rango de condiciones, asegurando una gestión más realista y efectiva en los acuíferos costeros.

Palabras clave: *escenario de bombeo, interfaz abrupta, factor de flotación de Ghijben-Herzberg, mecanismos de mezcla, caudal crítico de extracción*

INTRODUCCIÓN

La primera aproximación cuantitativa al estudio de estudio de la relación de agua dulce-agua salada en acuíferos costeros se remonta a más de un siglo. Ghijben, 1888, y Herzberg, 1901, independientemente observaron que la profundidad de la interfaz entre agua dulce y agua salada en acuíferos costeros es directamente proporcional a la elevación del nivel de agua dulce sobre el nivel del mar. Suponiendo que no existe flujo de agua salada, que la presión es hidrostática en la vertical y que ambos fluidos son inmiscibles existiendo una interfaz abrupta entre ellos, la profundidad de dicha interfaz puede escribirse como $\xi = h_f/\varepsilon$, donde h_f es el nivel piezométrico y ε es el factor de flotación dado por $\varepsilon = (\rho_s - \rho_f)/\rho_f$ con ρ_f y ρ_s, la densidad de agua dulce y agua salada, respectivamente. Si se toma como densidad relativa del agua salada 1.025, entonces la profundidad de la interfaz por debajo del nivel del mar es aproximadamente cuarenta veces la cota de agua dulce por encima del nivel del mar.

La expresión de Ghijben-Herzberg junto con la aproximación de Dupuit permite linealizar el problema, facilitando el desarrollo de soluciones analíticas (ver, p.ej., Bakker, 2003, 2006; Nordbotten and Celia, 2006). De este modo, Strack, 1976, separando el acuífero en dos zonas una dulce y otra salada, y definiendo un potencial para cada una de dichas zonas, desarrolló una simple expresión para el caudal crítico de extracción (máximo bombeo sin salinización en el pozo). La simplificación de interfaz abrupta y, en particular, la solución analítica de Strack constituyen la base para las técnicas de optimización aplicadas a la evaluación del abastecimiento de agua dulce y gestión sostenible en acuíferos costeros (ver, ej., Willis and Finney, 1988; Finney et al., 1992; Emch and Yeh, 1998; Naji et al., 1999; Cheng et al., 2000; Park and Aral, 2004; Reinelt, 2005; Reichard and Johnson, 2005; Qahman et al., 2005; Park et al., 2009; Mantoglou, 2003, 2004), y para el estudio de la eficiencia de medidas de control (Mahesha, 1996a, b, c; Abarca et al., 2006).

Desafortunadamente, la simplificación de interfaz abrupta desprecia la mezcla entre el agua dulce y agua salada, que es una de las características más distintivas del problema de intrusión marina y su dinámica asociada (Henry, 1964; Abarca, 2007). La intrusión marina es un fenómeno complejo y tridimensional en el que el agua dulce flota por encima del agua salada desarrollándose una zona de mezcla entre ambos fluidos. Como resultado se desarrolla una celda de convección vertical, en la cual el agua salada entra al acuífero en profundidad, se dispersa en la zona de mezcla y es arrastrada al mar por la descarga de agua dulce (Cooper, 1964). La pérdida de energía asociada al flujo de agua salada causa un cierto retroceso de la cuña hacia el mar. Por tanto, la simplificación de interfaz abrupta es conservativa y sobreestima la penetración del agua salada, subestimándose el caudal máximo de extracción.

El proceso de mezcla entre agua dulce y agua salada hace que el flujo y el transporte estén acoplados por la densidad dando lugar a un problema no lineal. En las últimas décadas se han desarrollado numerosos códigos capaces de simular problemas de flujo con densidad variable (ver, ej., Diersch y Kolditz, 1998; Voss y Provost, 2002; Guo y Langevin, 2002; Ackerer et al., 1999; 2004), sin embargo, debido a la complejidad del mismo, sería deseable representar el fenómeno de intrusión marina mediante modelos sencillos. De este modo, el desarrollo y uso de soluciones analíticas o semianalíticas sencillas es realmente indispensable para el estudio de intrusión marina. Sin embargo, como se ha comentado anteriormente, las soluciones analíticas existentes parten de severas simplificaciones limitando en la mayoría de

los casos su aplicación a problemas reales. Por tanto, una cuestión relevante que se plantea en este trabajo es si la aproximación de interfaz abrupta es adecuada y válida para la gestión de acuíferos costeros, es decir, si la mezcla entre ambos fluidos y los flujos de agua salada pueden despreciarse.

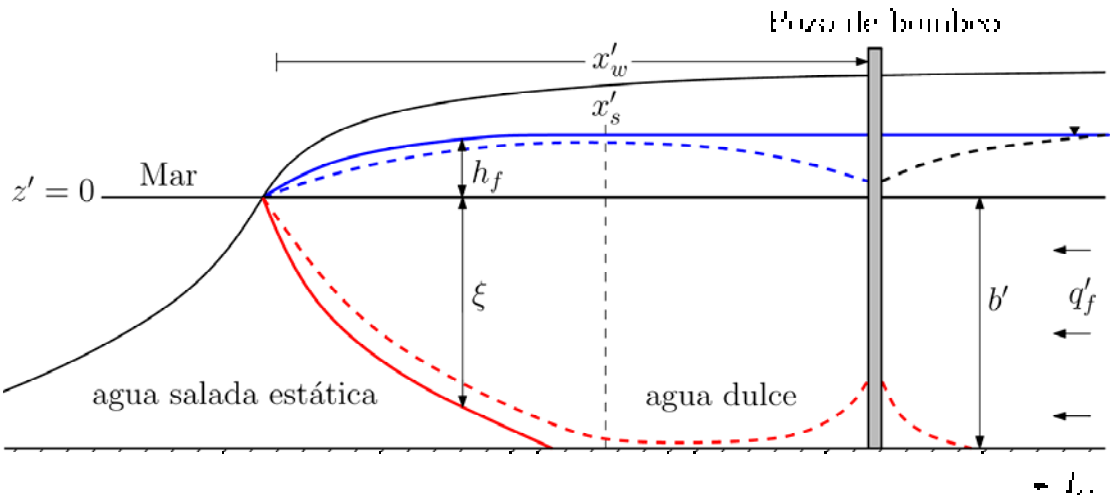


Figura 1. Posición de la interfaz de agua dulce-agua salada en un acuífero costero (líneas continuas) según las hipótesis de Ghijben-Herzberg, $\xi = 40h_f$, mostrando el efecto de un pozo de bombeo sobre la interfaz (línea discontinuas).

A día de hoy, el ancho de la zona de mezcla sigue siendo objeto de discusión en la comunidad científica. Estrechas zonas de mezcla se obtienen a partir de experimentos de laboratorio (ej. Zhang et al., 2001; Raymond E. Volker, 2002; Goswami y Clement, 2007; Abarca y Clement, 2009). Sin embargo, los experimentos de laboratorio son adecuados para representar problemas de escala real. Por otro lado, importantes zonas de mezcla se han observado a partir de medidas en campo, llegando a medirse zonas de mezcla de hasta centenares de metros (Xue et al., 1993; Price et al., 2003; Langevin, 2003; Kue-Young Kim, 2007). No obstante, medir correctamente el ancho de la zona de mezcla en pozos o piezómetros puede llegar a ser verdaderamente complejo. Así, en los pozos se favorecen flujos verticales de agua salada debido a diferencias de densidad creándose perfiles de salinidad erróneos. Por tanto, la interfaz medida en pozos y piezómetros raramente representa la interfaz en el acuífero (Tellam et al., 1986; Kohout, 1980; Rushton, 1980; Carrera et al., 2009).

Diversos estudios se han realizado en la búsqueda de los parámetros determinantes en el ancho de la zona de mezcla. Según Paster y Dagan, 2007, el ancho de la zona de mezcla está principalmente controlado por la dispersividad transversal. Sin embargo, Abarca et al., 2007, ilustraron que tanto la dispersividad longitudinal como la transversal contribuyen al ancho de la zona de mezcla. Así, la dispersividad longitudinal controla en ancho de la zona de mezcla paralelo a la base del acuífero y hasta el pie de la cuña salina, y la dispersividad transversal controla el ancho a lo largo de toda la interfaz.

Por supuesto otros factores pueden jugar un papel importante en el acho de la zona de mezcla. Abarca, 2006, demostró que la heterogeneidad en la conductividad hidráulica produce un retroceso de la penetración de la cuña, mientras aumenta el ancho y la pendiente de la zona

de mezcla. Por otro lado, Dentz y Carrera, 2005; 2007, evidenciaron que la dispersión a escala local y las fluctuaciones temporales del campo de velocidad, producidas, por ejemplo, por viento o mareas, aumentan la dispersión transversal, y, por tanto, el ancho de la zona de mezcla.

Hoy en día, la modelación numérica nos permite avanzar en el estudio de problemas contaminación reales, evaluando e incluso ampliando el uso de soluciones sencillas para dichos problemas. Dentro de esta discusión, en este trabajo se evalúa empíricamente el impacto de los mecanismos de mezcla en las soluciones analíticas de Ghijben-Herzberg y Strack. De este modo, proponemos un factor corrector, que representa precisamente los procesos de mezcla entre el agua dulce y agua salada, facilitando así un enfoque más realista a la hora de definir y controlar el fenómeno de intrusión marina

CONCEPTOS Y MÉTODOS

Consideramos un acuífero costero confinado y homogéneo de espesor constante b' [L] con una descarga específica de agua dulce de q'_f [LT^{-1}], Figura 2. Un pozo completamente penetrante bombea un caudal constante Q'_w [L^3T^{-1}] a una distancia de la costa x'_w [L]. Debido al bombeo, el flujo de salida al mar se reduce causando una mayor penetración de la cuña salina conforme Q'_w aumenta. De este modo, en el pozo se bombeará un cierto porcentaje de agua salada mezclada con el agua dulce del acuífero. Definimos caudal crítico de extracción como el máximo caudal de bombeo para el cual la proporción de agua salada bombeada es despreciable. De este modo, tomamos como límite de salinización 0.1% de mezcla de agua salada en el pozo.

Ecuaciones fundamentales

La modelación de intrusión marina requiere resolver de forma iterativa las ecuaciones de flujo y transporte acopladas. Dado que estas ecuaciones han sido descritas en detalle (ver, p.ej. Bear, 1972), nosotros las presentamos tan sólo en su forma adimensional. De este modo, las variables con prima (ej. Q'_w) representan las variables físicas dimensionales.

En el sistema de coordenadas tridimensional adoptado el eje-z' apunta verticalmente hacia arriba y el eje-x' está orientado tierra adentro perpendicular a la línea de costa, Figura 1. Las coordenadas adimensionales definidas son $x = x'/x'_w$, $y = y'/x'_w$ y $z = z'/x'_w$.

Definimos el flujo de Darcy adimensional como $\mathbf{q} = \mathbf{q}'/q'_f$ y la densidad adimensional como $\rho = \rho'/\rho_s$, donde ρ_s es la densidad del agua del mar y ρ' [ML^{-3}] es función linear de la fracción másica de solutos ω' [M^3M^{-3}], masa disuelta de sal por unidad de masa de fluido. De este modo, adoptamos para la densidad la expresión $\rho' = \rho_f(1+\varepsilon\omega)$, donde ω representa la fracción másica de solutos adimensional, que puede ser vista como la proporción de agua salada, con ω_s la fracción másica de solutos del agua del mar ($\omega_s = 3.86\times10^{-2}$ kg/kg) y ε el factor de flotación cuyo valor típico es de 1/40.

Usando estas expresiones, la ley de conservación de la masa de fluido en estado estacionario en forma adimensional resulta

$$\nabla \cdot (\rho \mathbf{q}) = \rho Q_w \delta(x - x_w, 0) f_w(z) \tag{1}$$

donde ∇ expresa la forma adimensional del operador, la delta de Dirac δ representa la localización adimensional del pozo de extracción, la función adimensional $f_w(z)$ expresa la distribución vertical de la extracción, asumida como uniforme en este caso, y Q_w es el caudal de bombeo adimensional, definido como $Q_w = Q'_w/(b' x'_w q'_f)$.

La ecuación (1) se resuelve con las siguientes condiciones de contorno: flujo prescrito (q'_f) a lo largo del límite continental ($x' = L_x$), y nivel equivalente de agua dulce prescrito a lo largo del contorno de mar ($x' = 0$), que en términos de variables adimensionales se expresa como

$$\frac{\partial h}{\partial x}\Big|_{x=\frac{L_x}{x'_w}} = -1 \; ; \qquad h\,|_{x=0} = -\frac{1}{a} z \tag{2}$$

donde el nivel de agua dulce adimensional y el número adimensional a son definidos por

$$h = \frac{h' K}{x'_w q'_f}, \quad a = \frac{q'_f}{\varepsilon K} \tag{3}$$

donde h' [L] nivel equivalente de agua dulce ($h' = p'/\rho_f g + z'$), K [LT^{-1}] es la conductividad hidráulica, que es asumida isótropa por simplicidad. Cabe resaltar que a representa la relación entre el flujo de agua dulce y el flujo característico de flotación (Henry, 1964; Abarca et al., 2007).

Con respecto al transporte de solutos, empleamos números de Peclet para describir la importancia relativa de los mecanismos de transporte advectivo y difusivo y dispersivo.

$$d_m = \frac{D_m \phi}{q'_f x'_w}, \; \mathbf{D} = \frac{\mathbf{D}'}{\alpha_T q'_f}, \; d_p = \frac{\alpha_T}{x'_w} \tag{4}$$

donde ϕ [$L^3 L^{-3}$] es la porosidad, D_m [$L^2 T^{-1}$] el coeficiente de difusión molecular, α_T el coeficiente de dispersividad transversal [L] y $\mathbf{D}'$ es el tensor de dispersión definido como

$$D'_{ij} = \delta_{ij} \alpha_T |\mathbf{q}'| + (\alpha_L - \alpha_T) \frac{q'_i q'_j}{|\mathbf{q}'|}, i, j = x, y, z \tag{5}$$

con estas definiciones, la forma adimensional de la ecuación de transporte resulta

$$(\rho \mathbf{q}) \cdot \nabla \omega - \nabla \cdot \left\lfloor \rho \left(\mathbf{D} d_p + d_m \mathbf{I} \right) \nabla \omega \right\rfloor = 0 \tag{6}$$

donde $\mathbf{I}$ es la matriz de identidad.

La ecuación de transporte (6) está sujeta a lo largo del contorno del mar a una condición de contorno no-dispersiva, definida como

$$-\left(\rho\mathbf{q}\omega-\mathbf{D}\nabla\omega\right)|_{x=0}\cdot\mathbf{n}=\begin{cases}\rho\mathbf{q}\cdot\mathbf{n}\omega_s & \text{if}\,\mathbf{q}\cdot\mathbf{n}<0\\ \rho\mathbf{q}\cdot\mathbf{n}\omega|_{x=0} & \text{if}\,\mathbf{q}\cdot\mathbf{n}>0\end{cases} \tag{7}$$

donde $\mathbf{n}$ es el vector unitario normal al contorno dirigido hacia fuera del dominio. Esto implica que la fracción másica de solutos es igual a la del agua salada ($\omega=1$) si el agua entra al dominio, o igual a la fracción másica de solutos residente si el agua sale del dominio.

Aproximación con interfaz abrupta

En este apartado se revisa la solución analítica de Strack, 1976. La formulación está basada en la fórmula de Ghijben-Herzberg junto con la aproximación de Dupuit. Bajo estas condiciones, el nivel es constante a lo largo de la vertical en la zona de agua dulce (sólo depende de x y y) y el flujo es nulo en la zona de agua salada (ver Figura 1). El potencial definido por Strack, nos permite escribir la ecuación de flujo como

$$\nabla_h^2\Phi=0 \tag{8}$$

donde $\nabla_h=(\partial/\partial x',\partial/\partial y')$

La solución de (8) para un pozo de bombeo adyacente a un contorno de potencial prescrito puede obtenerse superponiendo la solución de Thiem centrada en el pozo y su imagen, respectivamente. Dada la descarga específica de agua dulce desde continente y el caudal de extracción del pozo, la posición de la interfaz ξ puede ser calculada por

$$\frac{1}{2}K\xi^2\varepsilon=q'_f b'x'+\frac{Q'_w}{4\pi}\ln\left[\frac{(x'-x'_w)^2+y'^2}{(x'+x'_w)^2+y'^2}\right] \tag{9}$$

La solución de Φ permite además calcular la línea de corriente que separa el flujo de agua hacia el pozo de aquel hacia el mar. Esta línea de corriente llega a ser estanca ($q_x=0$), en el eje de simetría (y =0) y a una distancia de la costa de (Figure 1):

$$x_s=\left[1-\frac{Q_w}{\pi}\right]^{1/2} \tag{10}$$

Conforme el caudal de bombeo aumente, la penetración de la interfaz aumenta y el punto de estancamiento migra hacia el mar. Cuando se cruzan, el agua salada entra en la zona de captura del pozo, y el pozo se saliniza. El caudal crítico de extracción $Q'_w=Q'_c$ se deduce imponiendo $\xi=b'$ a una distancia de $x'=x'_s$. Por tanto, insertando (10) en (9) se deduce la ecuación implícita para el caudal crítico de extracción.

$$\lambda = 2\left[1-\frac{Q_c}{\pi}\right]^{1/2} + \frac{Q_c}{\pi}\ln\left[\frac{1-(1-Q_c/\pi)^{1/2}}{1+(1-Q_c/\pi)^{1/2}}\right] \tag{11}$$

donde Q_c $(Q'_c/(b'x'_w q'_f))$ es el caudal crítico de extracción adimensional y la constante adimensional λ se define como $\lambda = b/a$ donde b representa el espesor adimensional del acuífero ($b = b'/x'_w$) y a está definido por la ecuación (3). Cabe resaltar que el caudal crítico de extracción solo depende de las siguientes variables: la descarga específica de agua dulce desde continente, la conductividad hidráulica, el espesor del acuífero, la distancia del pozo a la línea de costa y el factor de flotación.

Metodología Numérica

Para evaluar el impacto de los mecanismos de mezcla en el caudal crítico de extracción, resolvemos numéricamente las ecuaciones de flujo y transporte con densidad variable en un acuífero confinado de extensión $1100 \times 2200 \times 50\,\mathrm{m}^3$, con un pozo totalmente penetrante a una cierta distancia de la costa. Por simetría con el eje x' y para disminuir el coste computacional, simulamos únicamente la mitad del acuífero, Figura 2b.

Los parámetros del acuífero se muestran en la Tabla 1. Las simulaciones numéricas se llevaron a cabo con el código SUTRA (Voss, 2002). Inicialmente el acuífero se simula sin bombeo, una vez el pozo se activa, el caudal de bombeo se incrementa gradualmente. Para cada test, el caudal de bombeo es constante hasta alcanzar el estado estacionario.

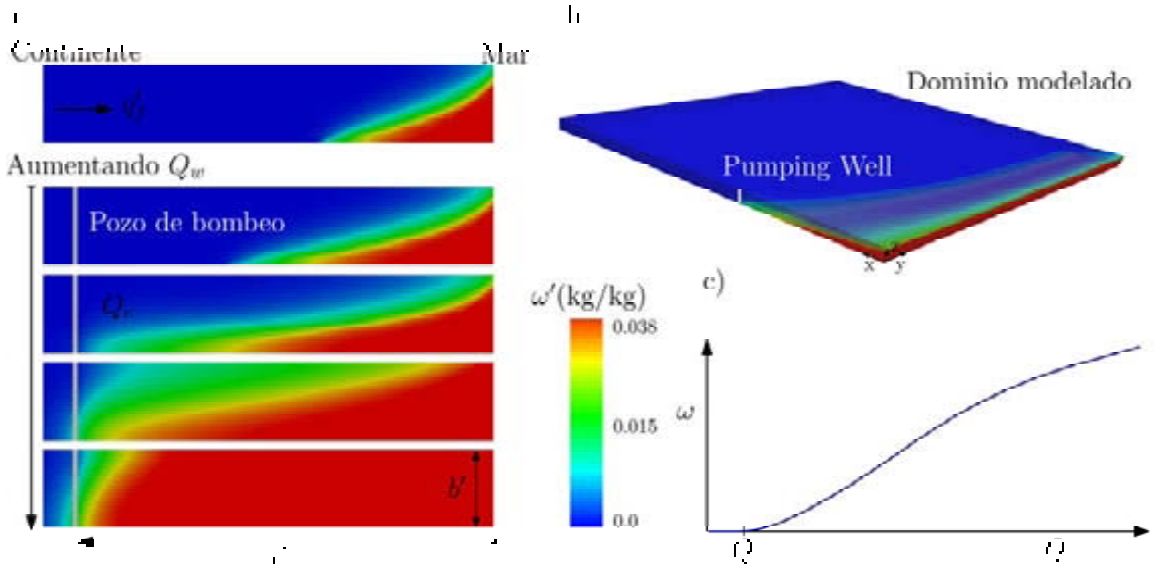


Figura 2. Descripción esquemática del caso de estudio: (a) Distribución de la fracción másica de solutos para distintos caudales de bombeo en la sección vertical que contiene al pozo (b) Dominio a modelar (c) Evolución de la salinidad en el pozo con respecto al caudal de bombeo.

Parámetro	Valor	Descripción
K	10 m/d	conductividad hidráulica (isótropa)
b'	50 m	espesor de acuífero
x'_w	200, 300, 400 m	distancia del pozo a la línea de costa
ϕ	0.2	Porosidad
$\alpha_{Lmax,med}$	10 m	Max./med. dispersividad Longitudinal
α_{Lmin}	1 m	Min. dispersividad Longitudinal
α_T	1 m	dispersividad Transversal
D_m	8.6e-5 m^2/d	coeficiente de difusión molecular
μ	86.4 kg/md	viscosidad del agua dulce
q'_f	2.5e-2 m/d	flujo prescrito en el contorno continental

Tabla 1. Parámetros para el caso base usados en las simulaciones numéricas.

MECANISMO DE SALINIZACIÓN

Si el pozo no está bombeando, se desarrolla la clásica celda de convección vertical por combinación de las fuerzas de flotación y dispersión hidrodinámica. Una vez el pozo comienza a bombear, el agua salada avanza tierra adentro. Cuando el caudal de bombeo es pequeño o moderado, el agua salada se dispersa por la base del acuífero ampliándose el ancho de la zona de mezcla en dirección longitudinal. Sin embargo, el flujo medio por encima de la cuña salada se mantiene perpendicular al gradiente de concentración. Una vez el pozo comienza a bombear agua salada, es decir, alcanzado el caudal crítico de extracción Q_c, las velocidades en el cuerpo de agua salada aumentan, incrementándose la dispersión e invalidándose la hipótesis de agua salada estática utilizada para calcular la posición de la interfaz. Si el caudal de bombeo sigue aumentando, la velocidad del agua dulce entre el pozo y el mar se reduce drásticamente causando un aumento en el ancho de la zona de mezcla. Finalmente, si persiste el aumento en el caudal de bombeo, el agua salada fluye hacia el pozo ocupando todo el espesor del acuífero, y la pendiente de la interfaz aumenta hasta llegar a una posición prácticamente vertical. Este mecanismo de salinización se ilustra en el Figura 2a

Cabe resaltar que cuando se alcanza el caudal máximo de extracción, la forma de la interfaz agua dulce-agua salada contrasta con la clásica representación tomando interfaz abrupta, Figura 1. De este modo, el fenómeno de upconing no ocurre si se bombea sobre todo el espesor del acuífero.

La salinidad alcanzada en el pozo depende del caudal de bombeo, de la distancia del pozo al mar, del espesor del acuífero y de la dispersión hidrodinámica. Evidentemente, si se aumenta la distancia del pozo al contorno de mar, el caudal crítico de extracción aumenta. Se han considerado tres valores distintos para x_w, ver Tabla 1.

Por otro lado, se ha realizado un análisis de sensibilidad a ciertos parámetros para determinar el impacto de la flotación y de la dispersión sobre la distribución en la concentración y caudal crítico de extracción. Así, se han realizado diversas simulaciones variando independientemente el espesor del acuífero (entre 9 y 50 m) y la dispersividad

longitudinal y transversal (entre 10 y 50 m, y entre 0.25 y 10 m, respectivamente). Los efectos de flotación aumentan con el espesor del acuífero, favoreciendo el avance de la cuña salina tierra adentro. Por otro lado, también se incrementan los flujos laterales alrededor del pozo. Como resultado, a mayor espesor de acuífero, menor es el caudal máximo de extracción. Con respecto a la dispersión, al aumentar la dispersividad longitudinal el ancho de la zona de mezcla aumenta, pero este aumento sólo se produce en la base del acuífero y en dirección al mar. Es decir, la porción más salina de la zona de mezcla retrocede hacia el mar, mientras la porción menos salina permanece inalterada con el aumento de la dispersividad longitudinal (Abarca et al., 2007). Por tanto, al aumentar la dispersividad longitudinal sólo se produce un cierto descenso en la salinidad en el pozo cuando el caudal de bombeo es importante. En conclusión, los resultados a partir de las simulaciones numéricas sugieren que la dispersividad longitudinal no afecta al caudal crítico de extracción. Estos resultados están en concordancia con los obtenidos por Reilly y Goodman, 1987, para el problema de upconing en estado estacionario. Por otro lado, al aumentar la dispersividad transversal el ancho de la zona de mezcla aumenta y toda la cuña salina retrocede hacia el mar. De este modo, la salinidad en el pozo se reduce y el caudal máximo de extracción aumenta. Por tanto, la dispersividad transversal juega un papel crucial en el cálculo del caudal crítico de extracción.

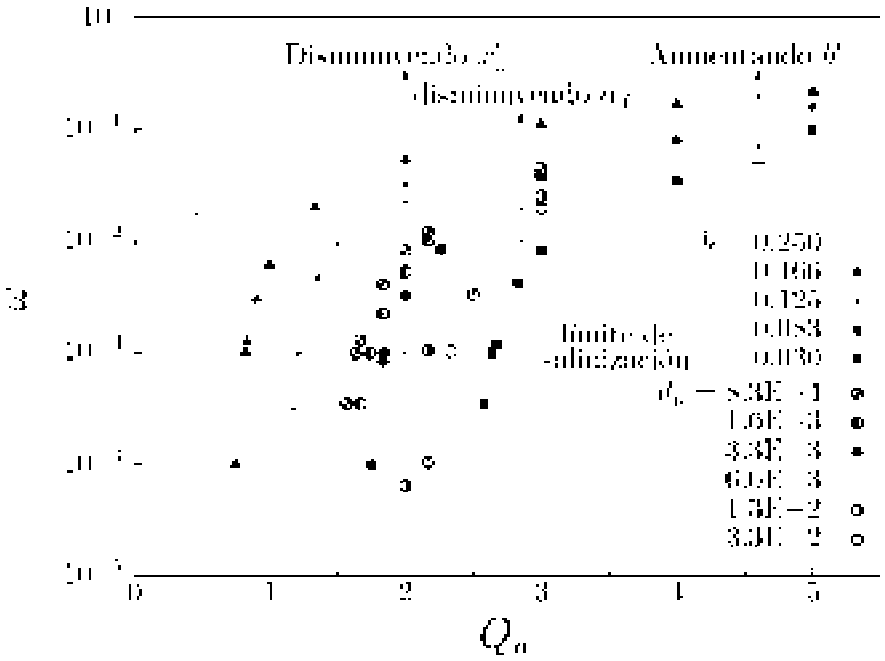


Figura 3. Salinidad en el pozo para distintos caudales de extracción mostrando el análisis de sensibilidad a x'_w, distancia del pozo a la línea de costa (caso-base), b', espesor del acuífero (para α_T =1m y x'_w =300m) y α_T ,dispersividad transversal (siendo b' =25m y x'_w =300m).

COMPARACIÓN ENTRE SOLUCIÓN ANALÍTICA Y RESULTADOS NUMÉRICOS

En este apartado, se comparan los resultados obtenidos por la ecuación de Strack para el caudal crítico, ecuación (11), con aquellos obtenidos numéricamente, Figura 4. Aunque los resultados numéricos siguen la misma tendencia que la solución analítica, existen notables diferencias entre ambos. Según lo esperado, las diferencias son mayores a mayor espesor de

acuífero, debido a las diferencias de densidad. Por otro lado, no es sorprendente que las diferencias se acentúen al aumentar la dispersividad transversal. Despreciando la mezcla entre el agua dulce y al agua salada, la aproximación de interfaz abrupta sobrestima la penetración de la cuña salina, y, por tanto, subestima el caudal crítico de extracción. Sin embargo, la aproximación de interfaz abrupta es excesivamente conservativa, y limita demasiado la extracción. Sin duda, estas diferencias pueden llegar a ser verdaderamente relevantes en acuíferos costeros en la mayoría de los cuales el abastecimiento proviene exclusivamente de las aguas subterráneas.

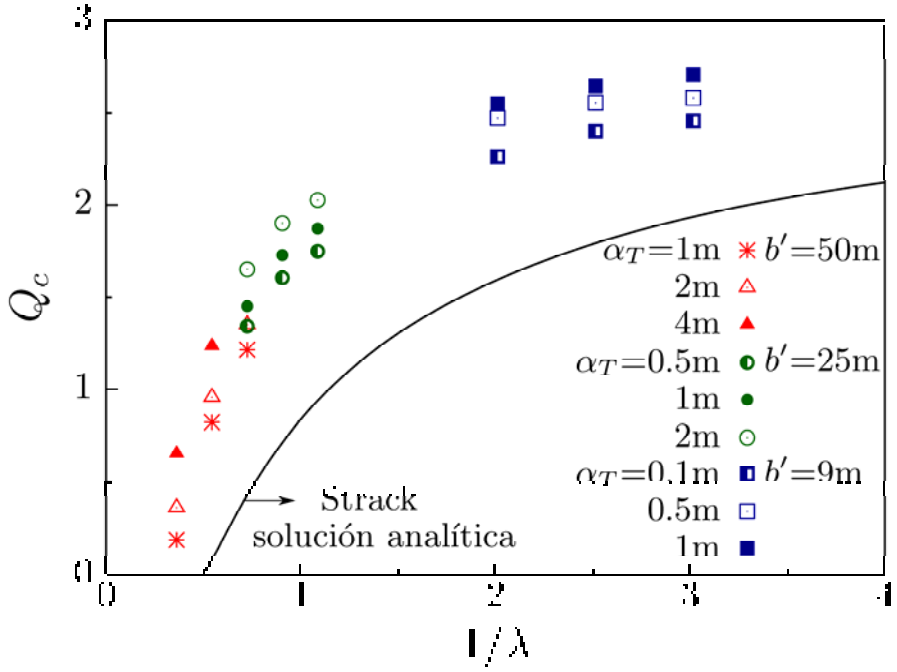


Figura 4. Comparación entre los resultados numéricos y analíticos para el caudal crítico de extracción con respecto a la constante adimensional λ.

CORRECCIÓN EMPÍRICA

Debido a la necesidad en la planificación y definición de una gestión sostenible en acuíferos costeros, se ha seguido un procedimiento sencillo para incluir la mezcla en la determinación de caudales críticos de extracción. Definimos λ_{num}, sustituyendo los resultados numéricos de Q_c obtenidos en las simulaciones en la ecuación (11). Evaluamos la desviación de λ_{num} con respecto a λ, y usamos un modelo de regresión lineal para identificar los parámetros que mejor explican esta desviación. De este modo, obtenemos un factor corrector empírico para el caudal crítico de extracción.

Básicamente, utilizamos el algoritmo de Furnival and Wilson Jr., 1974, para determinar por mínimos cuadrados el mejor modelo de ajuste con el menor número de variables posibles, proponiendo como variables independientes los parámetros adimensionales definidos en el apartado de ecuaciones fundamentales. La ecuación que mejor representa la desviación se muestra en la Figura 5.

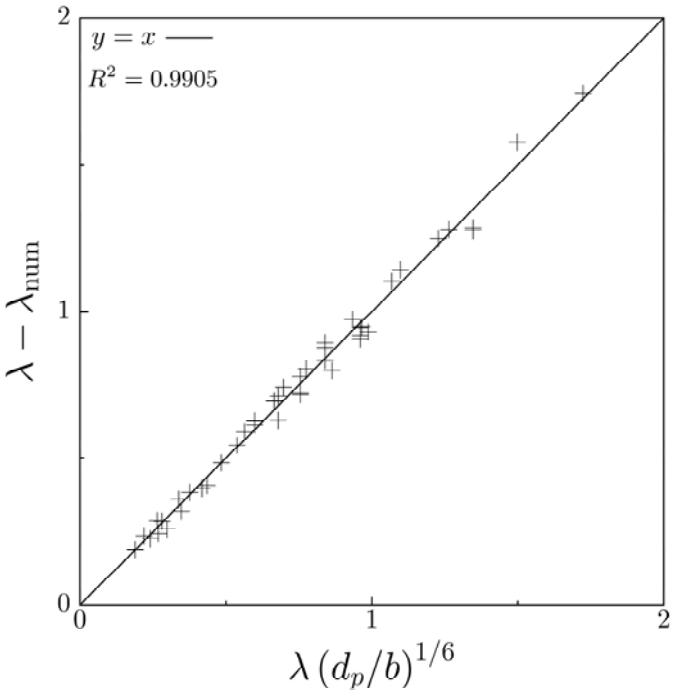


Figura 5. Regresión obtenida para la desviación de los resultados numéricos con respecto al parámetro λ obtenido a partir de los caudales críticos calculados por la solución analítica de Strack.

Acorde a todo lo explicado anteriormente, la desviación de λ_{num} con respecto a λ es debida a la dispersión, y, consecuentemente, esta desviación es sensible a la dispersividad transversal y al espesor del acuífero. Por tanto, proponemos continuar usando la ecuación (11) para estimar Q_c tan sólo reemplazando λ por

$$\lambda_d = \frac{\varepsilon^* K b'}{q'_f x'_w} \tag{12}$$

donde la única diferencia con respecto a la definición original de λ se encuentra en ε^*, que modifica para tener en cuenta el mecanismo de mezcla el factor de flotación ε como

$$\varepsilon^* = \varepsilon\left[1 - \left(\frac{\alpha_T}{b'}\right)^{1/6}\right] \tag{13}$$

La Figura 6 demuestra la validez de la ecuación (12) mostrando el caudal crítico adimensional con respecto a la constante dispersiva λ_d para diferentes valores de espesor de acuífero y dispersividad transversal. Cabe resaltar que la solución analítica con el factor corrector predice con bastante exactitud los caudales críticos de extracción teniendo en cuenta la mezcla para un amplio rango de condiciones.

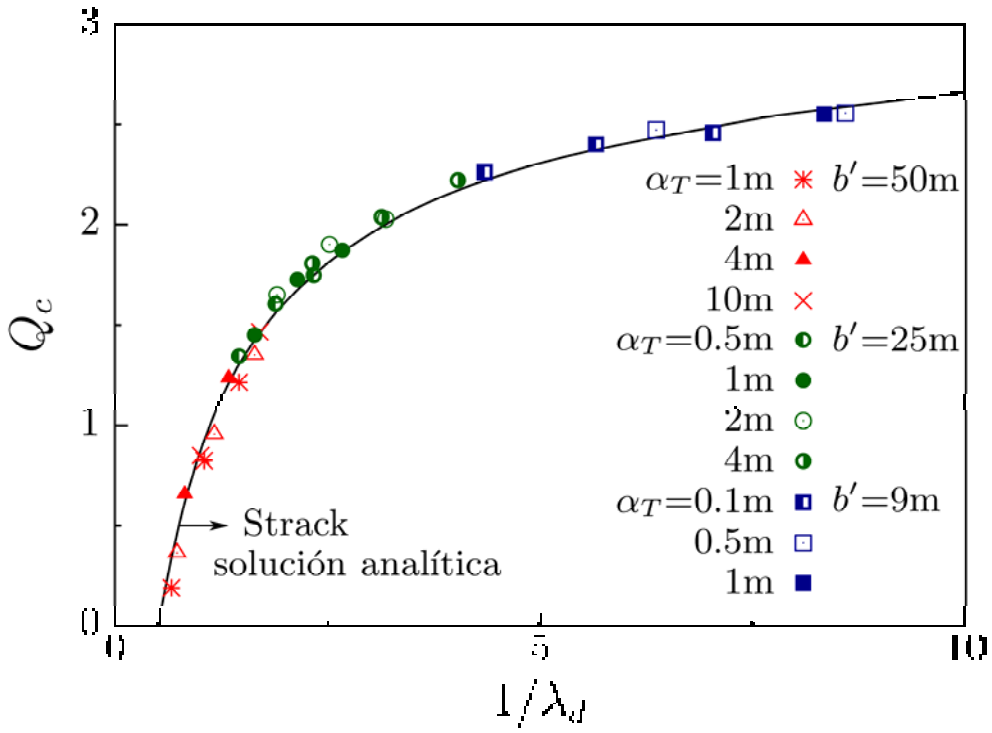


Figura 6. Caudal crítico adimensional versus la constante dispersiva λ_d ($\lambda_d = \varepsilon^* K b'/q'_f x'_w$) con $\varepsilon^* = \varepsilon\left[1-(\alpha_T/b')^{1/6}\right]$.

El hecho de que la corrección en la ecuación (13) capture los efectos de mezcla sobre el caudal crítico de extracción, sugiere que dicha expresión pueda ser utilizada además para predecir la profundidad de la interfaz. Por tanto, esto nos permite reescribir la expresión de Ghijben-Herzberg como

$$\xi = \frac{h_f}{\varepsilon^*} \tag{14}$$

La validez de esta fórmula se ha demostrado comparando los resultados numéricos de la distribución de la fracción másica de solutos con los resultados obtenidos a partir de la solución analítica corregida. Para ello, se ha considerado un acuífero de espesor b'=25m y dispersividad transversal α_T=0.25 m con un pozo totalmente penetrante a una distancia de la costa de x'_w=300m. En dicho ejercicio, se ha aumentado el caudal de bombeo (Q_w) hasta alcanzar el caudal crítico de extracción (Q_c). Como se muestra en la Figura 7, la corrección propuesta para el cálculo de la profundidad de la interfaz predice satisfactoriamente la porción más salina (entre 50 y 75% de mezcla) de la zona de mezcla.

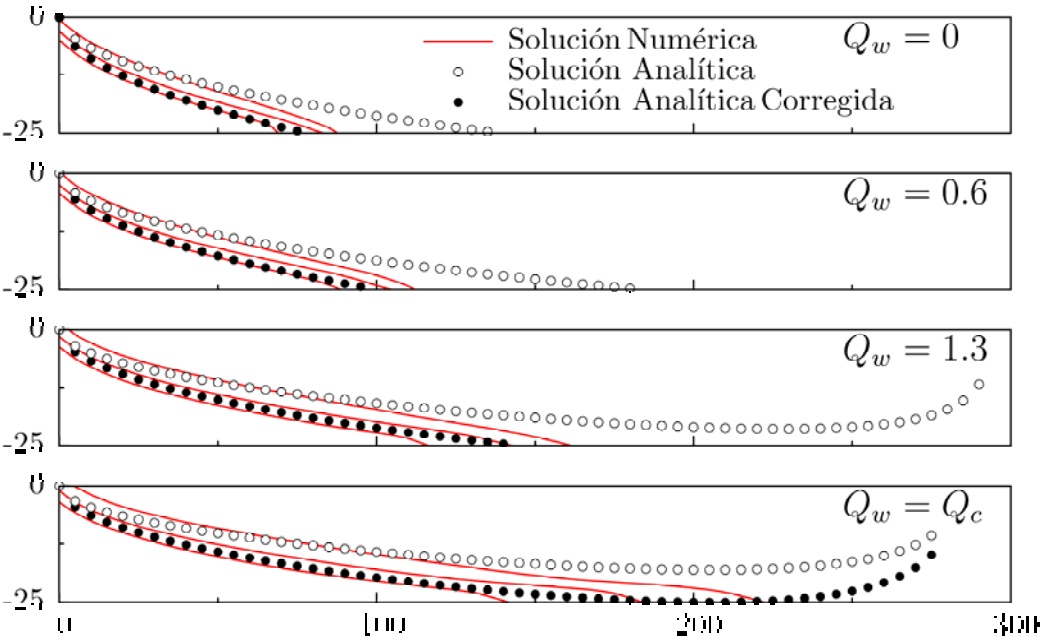


Figura 7: Cortes perpendiculares a la línea de costa de un acuífero de espesor b' =25m y dispersividad transversal α_T =0.25 m con un pozo totalmente penetrante a una distancia de x'_w =300m a la línea de costa. Mostramos la solución numérica de las simulaciones tridimensionales (las líneas continuas representan las líneas de isoconcentración del 25%, 50% y 75% de mezcla), la solución de Ghijben-Herzberg con interfaz abrupta (ecuación (9), $\xi = h_f/\varepsilon$, círculos vacíos) y la solución obtenida con la aproximación propuesta (ecuación (9), $\xi = h_f/\varepsilon^*$ con $\varepsilon^* = \varepsilon\left[1-(\alpha_T/b')^{1/6}\right]$, círculos rellenos), al aumentar el caudal de bombeo en el pozo ($Q_w = Q'_w/x'_w b' q'_f$) hasta alcanzar el caudal crítico de extracción ($Q_c = Q'_c/x'_w b' q'_f$). La solución propuesta por la ecuación (9) aproxima satisfactoriamente las isolíneas de alta concentración.

CONCLUSIONES

Debido a su simplicidad, los modelos de interfaz abrupta son ampliamente utilizados en el estudio de la intrusión marina. Sin embargo, la aproximación de interfaz abrupta desprecia la mezcla entre al agua dulce y el agua salada y, consecuentemente, sobrestima la penetración de la cuña salina y subestima los caudales crítico de extracción.

En este trabajo, investigamos el error introducido al adoptar esta aproximación. A partir de una metodología numérica, concluimos que se pueden obtener resultados realmente satisfactorios con un simple factor corrector derivado empíricamente que depende exclusivamente de la dispersividad transversal y del espesor del acuífero: $\varepsilon^* = \varepsilon\left[1-(\alpha_T/b')^{1/6}\right]$. Los resultados obtenidos demuestran que se llega a excelentes predicciones cuando se usan las aproximaciones de interfaz abrupta (tal como Ghyben-Herzberg o Strack) con ε^* en lugar de ε. Así, la profundidad de la interfaz incluyendo el factor corrector propuesto permite identificar con exactitud la porción más salina de la zona de mezcla (mezcla de agua salada del 50 y 75%).

De este modo, el factor de corrección nos permite fácilmente generalizar los resultados de interfaz abrupta, facilitando la planificación y la gestión de acuíferos costeros de una forma más realista y efectiva.

REFERENCIAS

Abarca, E. (2006), *Seawater intrusion in complex geological environments*, Ph.D. thesis, Technical University of Catalonia, Spain.

Abarca, E., and T. P. Clement (2009*), A novel approach for characterizing the mixing zone of a saltwater wedge*, Geophysical Research Letters, 36, L06,402.

Abarca, E., E. Vazquez-Sune, J. Carrera, B. Capino, D. Gamez, and F. Batlle (2006), *Optimal design of measures to correct seawater intrusion*, Water Resour. Res., 42 (9), W09,415.

Abarca, E., J. Carrera, X. Sanchez-Vila, and M. Dentz (2007), *Anisotropic dispersive henry problem*, Adv. Water Resour., 30 (4), 913-926.

Ackerer, P., A. Younes, and R. Mose (1999), *Modeling variable density flow and solute transport in porous medium: 1. numerical model and verification* , Transport In Porous Media, 35 (3), 345-373.

Ackerer, P., A. Younes, and M. Mancip (2004), *A new coupling algorithm for density driven flow in porous media*, Geophysical Research Letters, 31 (12), L12,506, doi: 10.1029/2004GL019496.

Bakker, M. (2003), *A Dupuit formulation for modeling seawater intrusion in regional aquifer systems*, Water Resour. Res., 39 (5), 1131.

Bakker, M. (2006), *Analytic solutions for interface flow in combined confined and semiconfined, coastal aquifers*, Adv. Water Resour., 29, 417-425.

Bear, J. (1972), *Dynamics of Fluids in Porous Media*, 764 pp., Elsevier, Amsterdam.

Carrera, J., J. J. Hidalgo, L. J. Slooten, and E. Vazquez-Sune (2009), *Computational and conceptual issues in the calibration of seawater intrusion models*, Hydrogeology Journal, 18 (1), 131{145, doi:10.1007/s10040-009-0524-1.

Cheng, A. H. D., D. Halhal, A. Naji, and D. Ouazar (2000), *Pumping optimization in saltwater intruded coastal aquifers*, Water Resour. Res., 36 (8), 2155-2165.

Cooper, J., H.H. (1964), *A hypothesis concerning the dynamic balance of fresh water and saltwater in a coastal aquifer*, Water-Supply Paper 1613-C, U.S. Geological Survey.

Dentz, M., and J. Carrera (2005*), Effective solute transport in temporally fluctuating flow through heterogeneous media*, Water Resour. Res., 40 (8), W08,414.

Dentz, M., and J. Carrera (2007), *Mixing and spreading in stratified flow*, Physics of Fluids, 19 (1), 017,107.

Diersch, H.-J. G., and O. Kolditz (1998), *Coupled groundwater flow and transport: 2.Thermohaline and 3D convection systems*, Adv. Water Resour., 21 (5), 401-425.

Emch, P., and W. Yeh (1998), *Management model for conjunctive use of coastal surface water and ground water*, J. Water Resour. Plan. Manage., 124 (3), 129-139.

Finney, B., Samsuhadi, and R. Willis (1992), *Quasi-3-dimensional optimization model of Jakarta basin*, J. Water Resour. Plan. Manage., 118 (1), 18-31.

Furnival, G., and R. J. Wilson (1974), *Regression by leaps and bounds*, Technometrics, 16, 499–512.

Ghyben, B. W. (1888), Nota in Verband met de Voorgenomen Putboring Nabij Amsterdam, Amsterdam, Tijdschr. Kon. Inst. Ing., pp 8-22.

Goswami, R. R., and T. P. Clement (2007), *Laboratory-scale investigation of saltwater intrusion dynamics*, Water Resour. Res., 43 (4), W04,418.

Guo, W., and C. Langevin (2002), *Seawat user's guide to seawat: A computer program for simulation of three-dimensional varible-density ground-water flow*, U.S. Geological Survey, (6), 77.

Henry, H. R. (1964), *Effects of dispersion on salt encroachment in coastal aquifers*, Water-Supply Paper 1613-C, U.S. Geological Survey.

Herzberg, A. (1901), *Die wasserversorgung einiger nordseeb□ader*, Jour. Gasbeleuchtung und Wasserversorgung, 44, 815{819, 842-844.

Kohout, F. A. (1980), Differing *positions of saline interfaces in aquifers and observation boreholes- comments*, Journal of Hydrology, 48 (1-2), 191-195.

Kue-Young Kim, K.-H. P., Chul-Min Chon (2007), *A simple method for locating the freshwater saltwater interface using pressure data*, Groundwater, 45, 723-728.

Langevin, C. D. (2003), *Simulation of submarine ground water discharge to a marine estuary: Biscayne Bay, Florida*, Ground Water, 41 (6), 758-771.

Mahesha, A. (1996a), *Transient effect of battery of injection wells on seawater intrusion*, Journal of Hydraulic Engineering, 122 (5), 266-271.

Mahesha, A. (1996b), *Steady-state effect of freshwater injection on seawater intrusion*, J. Irrigat. Drain. Eng., 122 (3), 149-154.

Mahesha, A. (1996c), *Control of seawater intrusion through injection-extraction well system*, J. Irrigat. Drain. Eng., 122 (5), 314-317.

Mantoglou, A. (2003), *Pumping management of coastal aquifers using analytical models of saltwater intrusion*, Water Resour. Res., 39 (12), 1335.

Mantoglou, A., M. Papantoniou, and P. Giannoulopoulos (2004), *Management of coastal aquifers based on nonlinear optimization and evolutionary algorithms*, J. Hydrol., 297 (1-4), 209-228.

Naji, A., A. B. D. Cheng, and D. Ouazar (1999), *Bem solution of stochastic seawater intrusion problems*, Engineering Analysis With Boundary Elements, 23 (7), 529-537.

Nordbotten, J. M., and M. A. Celia (2006), *An improved analytical solution for interface upcoming around a well*, Water Resour. Res., 42 (8), W08,433.

Park, C., and M. Aral (2004), *Multi-objective optimization of pumping rates and well placement in coastal aquifers*, J. Hydrol., 290 (1-2), 80-99.

Park, N., L. Cui, and L. Shi (2009), *Analytical design curves to maximize pumping or minimize injection in coastal aquifers*, Ground Water, 47 (6), 797-805.

Paster, A., and G. Dagan (2007), *Mixing at the interface between two fluids in porous media: a boundary-layer solution*, Journal of Fluid Mechanics, 584, 455-472.

Price, R. M., Z. Top, J. D. Happell, and P. K. Swart (2003), *Use of tritium and helium to define groundwater flow conditions in everglades national park*, Water Resour. Res., 39 (9), 1267.

Qahman, K., A. Larabi, D. Ouazar, A. Naji, and A. Cheng (2005), *Optimal and sustainable extraction of*

groundwater in coastal aquifers, Stoch. Env. Risk A., 19 (2), 99-110.

Raymond E. Volker, D. A. L., Qi Zhang (2002), *Numerical modelling of contaminant transport in coastal aquifers*, Mathematics and Computers in Simulation, 55, 35-44.

Reichard, E., and T. Johnson (2005), *Assessment of regional management strategies for controlling seawater intrusion*, 131 (4), 280-291.

Reilly, T. E., and A. S. Goodman (1987), *Analysis of saltwater upconing beneath a pumping well*, Journal of Hydrology, 89 (3-4), 169-204.

Reinelt, P. (2005), *Seawater intrusion policy analysis with a numerical spatially heterogeneous dynamic optimization model*, Water Resour. Res., 41 (5), W05,006.

Rushton, K. R. (1980), *Differing positions of saline interfaces in aquifers and observation boreholes*, Journal of Hydrology, 48 (1-2), 185-189.

Strack, O. D. L. (1976), *A single-potential solution for regional interface problems in coastal aquifers*, Water Resour. Res., 12, 1165-1174.

Tellam, J. H., J. W. Lloyd, and M.Walters (1986), *The morphology of a saline groundwater body - its investigation, description and possible explanation*, Journal of Hydrology, 83 (1-2),1-21.

Voss, C. I., and A. Provost (2002), *SUTRA, a model for saturated-unsaturated variable-density ground-water flow with solute or energy transport*, Water-Resources Investigations Report 02-4231, U.S. Geological Survey, 2002.

Willis, R., and B. Finney (1988), *Planning-model for optimal-control of saltwater intrusion*, J. Water Resour. Plan. Manage. 114 (2), 163-178.

Xue, Y. Q., J. Wu, P. M. Liu, J. J. Wang G, Q. B. Jiang, and H. W. Shi (1993), *Sea-water intrusion in the coastal area of laizhou bay, china .1. distribution of sea-water intrusion and its hydrochemical characteristics*, Ground Water, 31 (4), 532-537.

Zhang, Q., R. Volker, and D. Lockington (2001), *Influence of seaward boundary condition on contaminant transport in unconfined coastal aquifers*, Journal of Contaminant Hydrology, 49 (3-4), 201-215.

2.2.5. STUDY OF GROUNDWATER RECHARGE, GEOCHEMICAL EVOLUTION AND SALINIZATION PROCESSES IN THE COASTAL AQUIFERS OF THE SANTIAGO ISLAND (CAPE VERDE)

Maria Teresa CONDESSO DE MELO*, António Filipe LOBO DE PINA,***, Alberto MOTA GOMES** and Manuel Augusto MARQUES DA SILVA*****

(*) CVRM - Geo-Systems Centre. Instituto Superior Técnico. Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, Portugal. teresa.melo@ist.utl.pt
(**) GeoBioTec. Geosciences Department. University of Aveiro. Aveiro, Portugal.
(***) Universidade de Cabo Verde. Praia, Cape Verde, Portugal. mmsilva@ua.pt

ABSTRACT

Fresh water resources in Santiago (Cape Verde), a volcanic island of the Macarronesia region, are limited and extremely vulnerable to climate changes and management practices. Surface water circulation is often confined to the highest parts of the islands and/ or to short periods after the heavy rainfall events, which occasionally occur during the wet season. Groundwater resources are usually the principal source of fresh water for local populations and agriculture. However, due to the common water shortage problems that affect this semi-arid region, the emphasis is placed on groundwater availability rather than quality and groundwater resources face an increasing risk of salinization. Detailed hydrogeochemical studies have been carried out in order to study the origin of the groundwater salinization. This was accomplished by studying and comparing the chemical and isotopic composition of groundwater samples, through determination of ionic, molar and isotopic ratios in groundwater samples and comparing to those on seawater, and by identifying the controlling processes responsible for the downgradient changes in water chemistry, focusing on seawater mixing processes and water/ rock interactions. The results obtained confirm that groundwater salinization by intrusion of seawater occurs along the coastline but that inland, the observed salinization is the result of water-rock interaction in aquifer formations formed by submarine facies, which have high natural background salinities.

Keywords: *Volcanic islands, recharge, groundwater quality, salinization, Cape Verde*

INTRODUCTION

Santiago is a mountainous volcanic island located in the south part of the Cape Verde archipelago between 15º 20’ and 14º 50’ N parallels of latitude and 23º 50’ and 23º 20’ W meridians of longitude (Figure 1), which has very limited natural resources, including serious water shortages. It is the largest island of the Cape Verde archipelago, both in size (991 km^2)

and population (236 627 inhabitants), and where the capital, Praia, is located.

Fresh water resources in the island of Santiago are limited and extremely vulnerable to climate changes and management practices, and due to its characteristically steep relief and eroded soils, most surface water drains into the ocean immediately after the occasional rains. Groundwater resources are usually the principal source of fresh water for local populations and agriculture, but nowadays still less than one-third of the Santiago population connected to any type of water supply system and safe drinking water is, therefore, in short supply.

Figure 1. Location of the Santiago island and the Cape Verde archipelago in the mid-Atlantic Ocean some 570 km off the west coast of Africa.

HYDROGEOLOGICAL BACKGROUND

The Santiago island is mainly composed by volcanic rocks, such as alkaline basaltic rocks, phonolites, carbonatites and pyroclastes (breccia, lapilli and tuffs). The lavas occupy most of the island, with a subordinate amount of pyroclastic, phaneritic and sedimentary rocks. The carbonate rocks are present mainly in the neighbourhood of the Praia city in the south of the island and in the bays of São Francisco and Tarrafal in the southeast and northwest of the island, respectively. Metamorphic rocks are rare and are associated to incipient contact metamorphism. The intercalation between conglomerates, grainstones, breccia, and basaltic formations indicates that the island was partially submerged in previous times, having been subsequently subjected to the volcanic activity (Cabral Pinto, 2010).

Volcanism in the studied region occurred intermittently since at least Palaeogene in an environment characterized by dramatic eustatic and isostatic sea-level fluctuations and active tectonics. Periods of prolonged volcanic activity under submarine or subaerial conditions

alternated with phases of volcanic quiescence dominated by intensive erosion and deposition of sedimentary formations.

Seven main geological formations have been identified by Serralheiro (1976) in the Santiago island (Figure 2): CA - Complexo Eruptivo Interno Antigo Formation (mainly intrusive dykes of basaltic-basanite or phonolitic-trachytic composition, and carbonatite rocks); Flamengos Formation (submarine formation of basaltic-basanite lavas), CB - Órgãos Formation (sedimentary formation of primarily conglomerates), PA - Complexo Eruptivo Pico Antónia Formation (submarine and subaerial formation of basaltic-basanite lavas, pyroclasts, phonolitic-trachytic), AS - Assomada Formation (subaerial formation of basaltic-basanite lavas), MV - Monte das Vacas Formation (pyroclastic cones) and CC – Modern Sedimentary Formations (alluvium, conglomerates**,** gravels and sands).

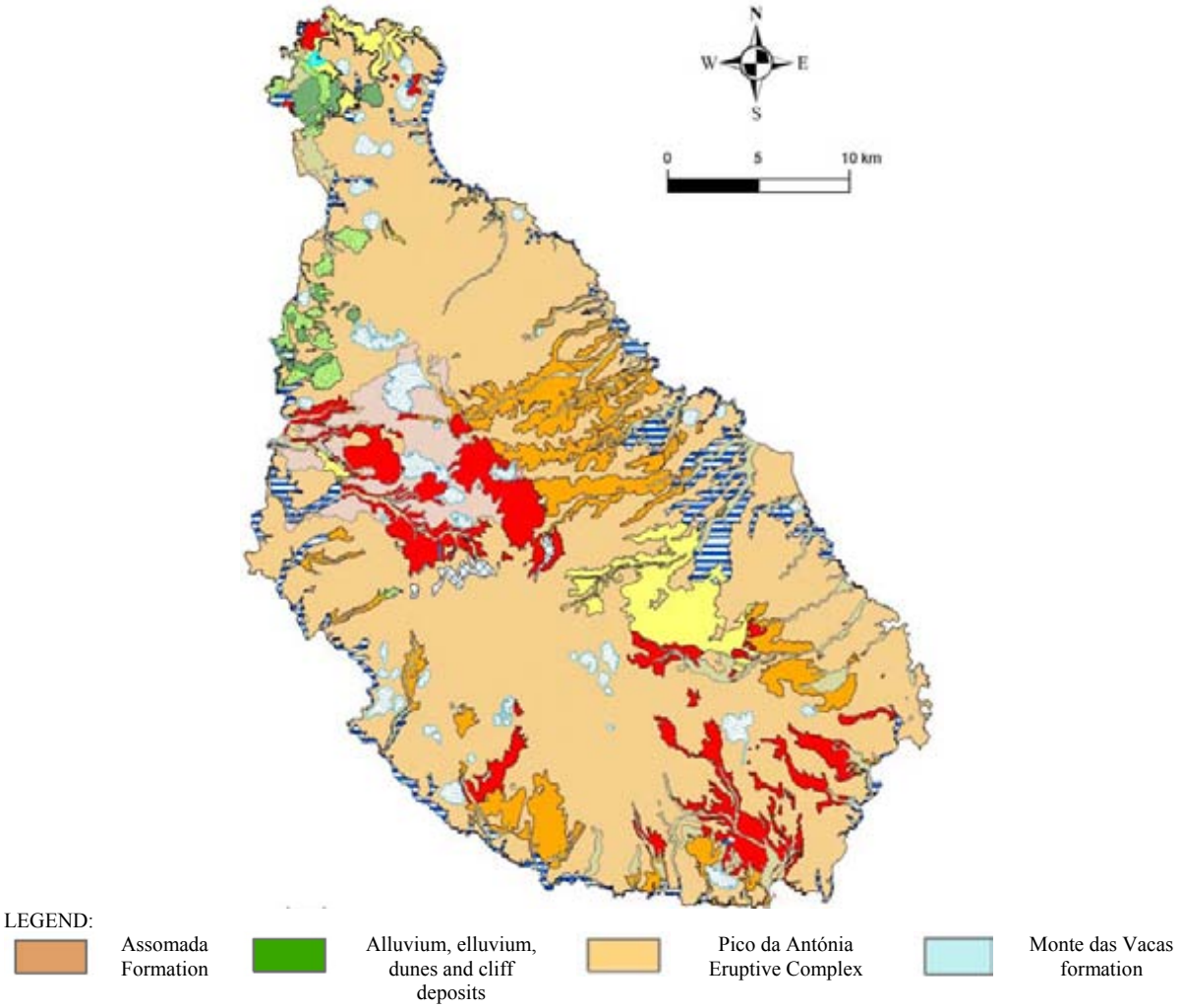


Figure 2. Geological map of the Santiago island with the legend indicating the principal geological formations with hydrogeological potential (Serralheiro, 1976).

Main hydrogeological formations

Studied volcanic formations are often very heterogeneous from the hydrogeological point of view. The principal hydrogeological formations are formed by the modern unconsolidated

sedimentary formations (mainly, alluvium and conglomerates, but also gravels and sands) that outcrop downstream the principal spring-fed streams or by volcanic formations with interstratified high permeability levels of pillow lavas and breccia.

Based on a detailed study of the geological formations and on the integration of borehole and logging data, pumping test results and inventory of water wells and springs, three main hydrogeological units have been identified by BURGEAP (1984) – the Basal Hydrogeological Unit, the Intermediate Hydrogeological Unit and the Recent Hydrogeological Unit. The principal hydrogeological characteristics and properties of the three hydrogeological units have been summarized on Table 1.

Hydrogeological Units	**Geological Formations**	**Productivity**	**Transmissivity (m^2/s)**
Basal Unit	Complexo Eruptivo Interno Antigo (CA)	Variable depending on the fracturation degree and number of dykes Completely non-productive in the areas with tuffs	0,2 to $5 \cdot 10^{-5}$
	Formação dos Flamengos (λρ)	Variable depending on the relation between pillow-lavas/breccias Completely non-productive in the areas with tuffs	0,2 to $5 \cdot 10^{-5}$
	Formação dos Órgãos (CB)	Variable depending on the percentage of pyroclastes and number of dykes	0,2 to $5 \cdot 10^{-5}$
Intermediate Unit	Complexo Eruptivo do Pico da Antónia (PA)	Layers of basaltic rocks with intercalations of pyroclastes and tuffs Predominance of tuffs and breccias Predominance of pillow-lavas Basal Breccia of thick layers	$1 \cdot 10^{-4}$ to $5 \cdot 10^{-4}$ 0,2 to $3 \cdot 10^{-4}$ 10^{-1} to $2 \cdot 10^{-2}$ 10^{-1} to $2 \cdot 10^{-2}$
	Formação da Assomada (A)	Alveolar basalt and pyroclasts Thick sucession of layers	10^{-4} to $5 \cdot 10^{-4}$
Recent Unit	Monte das Vacas (MV)	Main recharge area	-
	Alluvium (a)	Variable according to the tickness and percentage of clay Upstream – narrow valleys and small thicknesses Downstream – large valleys and coarse and thick alluvium materials.	10^{-4} to 10^{-5} 10^{-1} to $2 \cdot 10^{-2}$

Table 1. Principal hydrogeological units and properties (adapted from BURGEAP, 1974).

For this research, the actual groundwater database from INGRH (Santiago, Cape Verde) has been used to plan all the field work and groundwater sampling campaigns. From this database, 742 wells, 323 springs and 243 boreholes were selected for a detailed hydrogeological study. Samples for groundwater quality and isotopic analysis were collected from preselect wells (25), springs (40) and boreholes (68).

Conceptual model of the island

In the central part of the Santiago island, the Intermediate Hydrogeological Unit formed mainly by the Assomada and Pico da Antónia formations, constitutes the most important source of groundwater resources. This central reservoir decreases in thickness from the central part of the island towards the coast. It receives direct (or indirect) infiltration from rainfall and/ or fog condensation. It is drained by many springs and streams that flow downhill into the ocean. It may also discharge directly to the sea along the coastline where there is a positive hydraulic gradient.

The formations of the Basal Hydrogeological Unit are usually of very low permeability

and in the great majority of the island area, this hydrogeological unit is not considered to be productive. However, in the regions where this Basal Unit is crossed by a great number of dykes (Assomada, Sansão, Covão Grande, Achada Gregório, Engenho, Palha Carga and Ribeira de Sedeguma), they may work has preferential pathways to discharge from overlaying hydrogeological units, and numerous springs may appear.

The modern sedimentary formations of the Recent Hydrogeological Unit are usually high permeability geological formations (alluvium and Monte das Vacas formation) where rainfall infiltration occurs, constituting the main groundwater recharge areas of the island.

Groundwater recharge

The quantification of groundwater recharge is important in determining the size of sustainable groundwater development in the island of Santiago. But groundwater recharge presents several difficulties related to: (1) the heterogeneity of the geological media; (2) the arid to semi-arid climate; (3) the strong altitude effect in the rainfall (Figure 3); (4) the erratic and extreme characteristics of the rainfall events.

The main groundwater recharge areas are located in the most central and highest parts of the island, where: - most rainfall and fog precipitation occur; - potential and actual evapotranspiration are not so significant compared to rainfall; and, - permeable geological formations that facilitate rainfall infiltration outcrop. But recharge in the lowest parts of the island where the high permeable alluvium formations outcrop may also be important during heavy rainfall events.

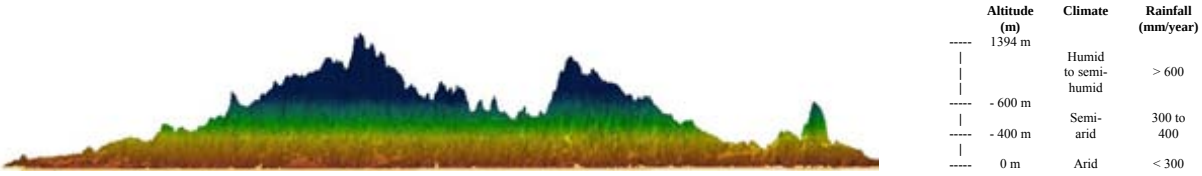


Figure 3. A cross-section of the Santiago island showing topography and the strong altitude effect on climate and annual rainfall.

The combined use of physical methods which rely on direct measurements of hydrological parameters (Penman-Grindley and water table fluctuation method) and tracer techniques applied to saturated zone studies (chloride mass balance) has been used to substantiate recharge predictions awaiting for some consistency in results.

The use of the chloride mass balance approach required the knowledge of three environmental variables: (1) the mean annual rainfall for the study region; (2) the average annual total chloride fallout; and (3) the average groundwater chloride concentrations in shallow wells the study area. The use of the water table approach clear shows that there are processes of direct recharge of rainfall events, but that indirect recharge may also occur several months after rainfall events (Figure 4).

The results show that annual recharge volumes for the island vary between 22 and 38 hm^3/year depending on the estimation method used. Recharge estimation methods based

on tracers provided more realistic values when compared to physical methods such as the Penman-Grindley method, which completely fails to estimate recharge on the low altitude arid parts of the island even in wet years. However, these recharge estimates based on field data still have an important degree of uncertainty and have to be constrained in the future using flux observations (*e.g.* groundwater ages).

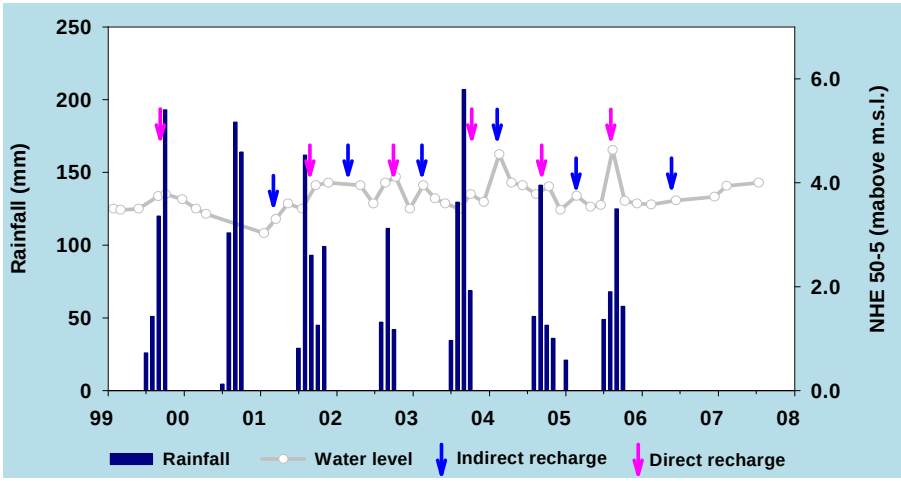


Figure 4. Identification of the impact of direct and indirect recharge processes in groundwater level.

Groundwater piezometric heads

The spatial distribution of the groundwater piezometric heads show that: (1) high hydraulic gradients exist in the central part of the island; but, that (2) the groundwater level is below mean sea level (M.S.L) in most of the eastern and southeast coast of the Santiago island, where the island is quite flat and most of the urbanization takes place (Figure 5). Besides, in this part of the island there are several stream valleys, which alluvium materials are illegally exploited for construction materials, potentiating the risk of seawater intrusion.

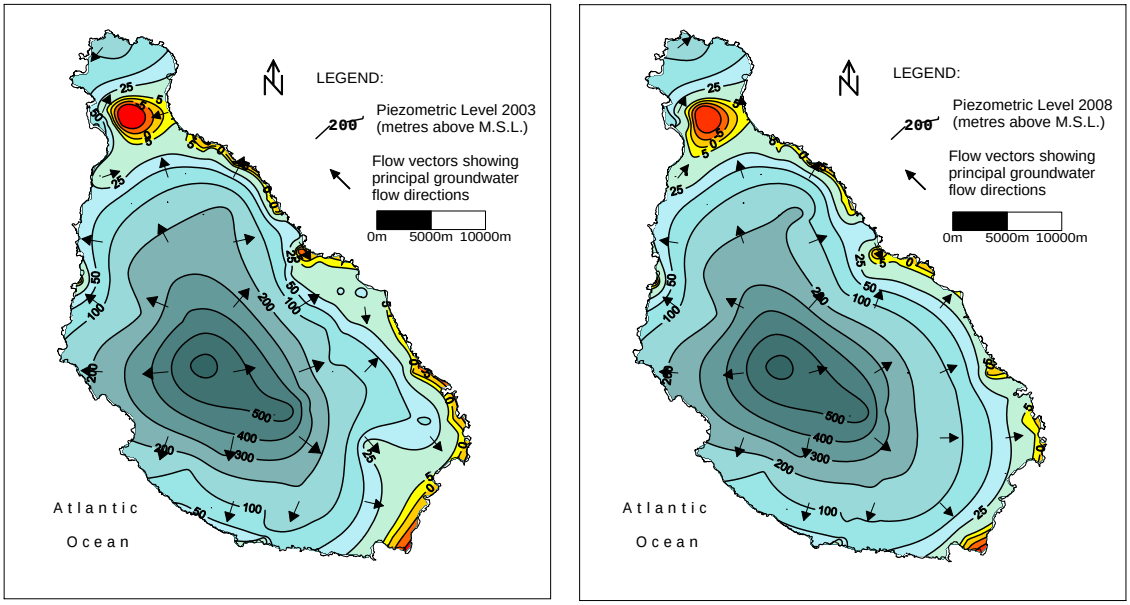


Figure 5. Groundwater piezometric heads distribution in the Santiago island: (a) 2003 and (b) 2008 showing risk areas of salinization.

HYDROGEOCHEMISTRY AND SALINIZATION PROCESSES

Groundwaters in the Santiago island display a great variability in their chemical and physical composition. They range from dilute waters (EC=362 µS/cm) with an average temperature of 26ºC to groundwaters that are generally more saline (CE~1 000–12 000 µS/cm). Groundwater samples collected along the coast often have Cl^- concentrations exceeding 500 mg/l as a result of saline intrusion (Figure 6).

Natural groundwater composition is of Na-HCO_3-Cl type in the highest parts of the island, where the Basal and Intermediate Hydrogeological Units outcrop and where most of the rainfall occurs. This chemical composition when identified in diluted groundwater samples reflects the influence of marine aerosol in the recent infiltrated groundwaters. The pH values of these groundwaters are slightly acidic (<7,0) and the typical electrical conductivities relatively low (<1000 µS/cm), in part justified by the short residence times.

Along the main groundwater flowpaths, from the highest parts of the island (recharge areas) towards the coastline (discharge areas), the time for water-rock interaction increases, increasing also the time for groundwater reaction with silicate and other minerals characteristic of the volcanic geological formations. These reactions increase bicarbonate concentration and also pH, but do not change dominant groundwater hydrochemical facies (Figure 6).

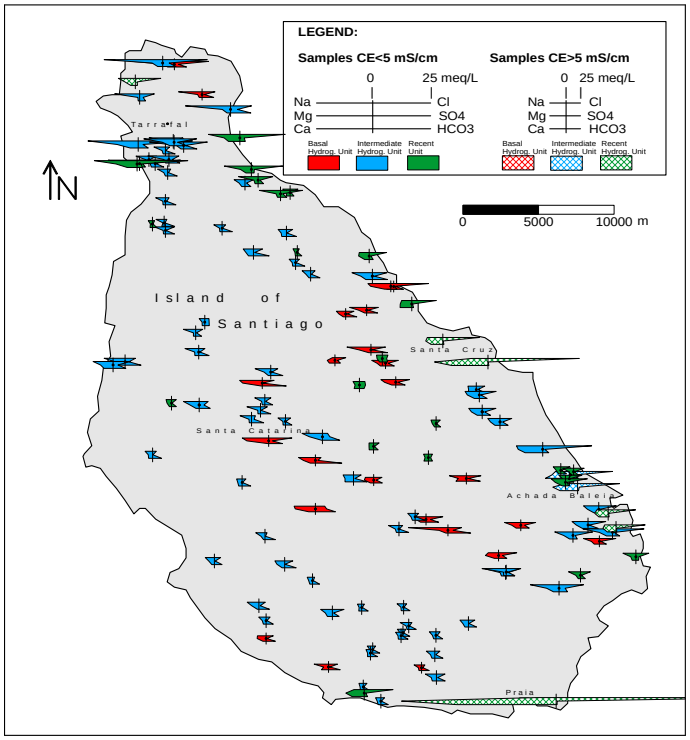


Figure 6. Distribution of the principal hydrochemical facies using Stiff diagrams in the three main hydrogeological units of the Santiago island.

Groundwaters circulating in the Recent Hydrological Unit composed of high permeability materials outcrop mainly along the coastline, at low altitudes (sometimes below M.S.L.), which makes them very vulnerable to seawater intrusion. In these areas the dominant hydrochemical facies is of Na-Cl type associated to relatively high values of electrical

conductivity (2500 to 3000 µS/cm). Mg-Cl type waters may also occur in these coastal areas.

Stable isotopic data shows a slight enrichment in shallow high salinity groundwater samples which may also indicate an additional contribution of evaporation for increasing salinities (Figure 7). Thus the geochemical results obtained show that different processes – evaporation, water-rock interaction and sea water intrusion are contributing for groundwater salinization and limiting its use for public supply, requiring a more sustainable management.

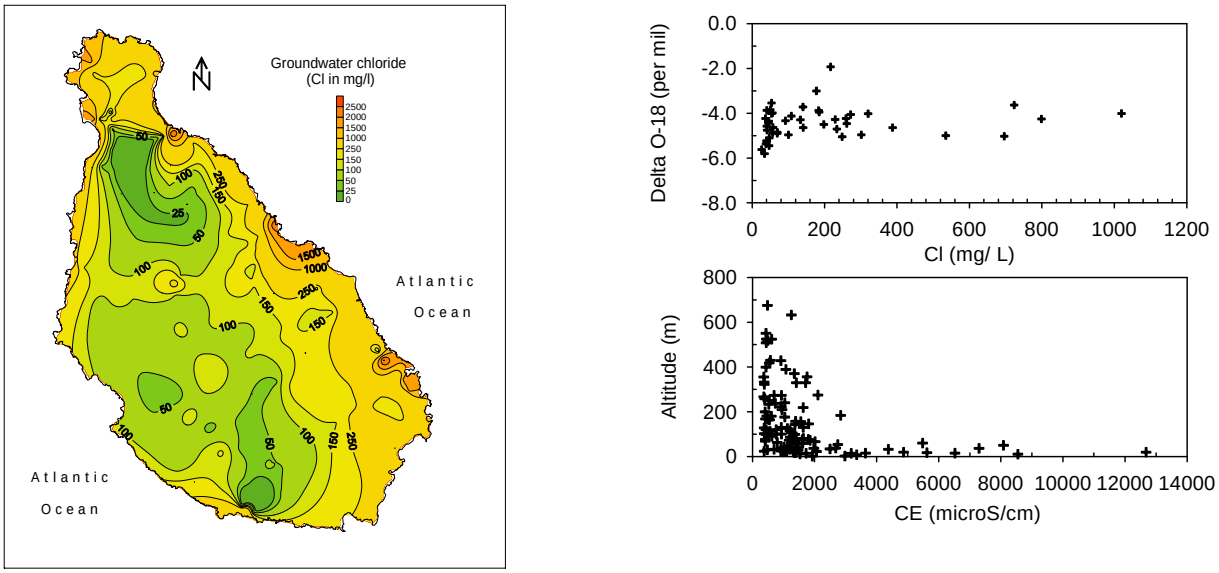


Figure 7. Groundwater chloride distribution and evolution of stable isotopic content as a function of groundwater salinity in Santiago island.

ACKNOWLEDGMENTS

M. Teresa Condesso de Melo would like to thank Prof. Emilio Custodio for all the teaching, support and discussions to improve her data interpretation and hydrogeological knowledge since 1993, when she followed the CIHS. His capability of integrating information on different hydrogeological backgrounds and subjects is unique and a lesson for present and future generations.

BIBLIOGRAPHIC REFERENCES

BURGEAP (1974) – La Mise en Valeur des Eaux Souterraines dans l`Archipel du Cap Vert, Rapport de Fin de Mission. Praia.

BURGEAP (1984) – Étude générale du massif de Serra Malagueta (Santiago). Rapport. Praia.

Cabral Pinto, M.M.S. (2010). Geochemical mapping of Santiago Island with a medium/ low sampling density. PhD tesis. University of Aveiro, 410 pp. Aveiro.

Lobo de Pina, A.F. (2008). Hidroquímica e qualidade das águas subterrâneas da ilha de Santiago - Cabo Verde. PhD tesis. University of Aveiro, 258 pp. Aveiro.

Serralheiro, A. (1976) – A geologia da ilha de Santiago. PhD tesis. University of Lisbon, 218 pp. Lisboa.

2.3. MÉTODOS DE CUANTIFICACIÓN DE LA RECARGA

2.3.1. APPLICATION OF MANAGED AQUIFER RECHARGE METHODS FOR THE EFFECTIVE MANAGEMENT OF WATER RESOURCES

Mario R. LLURIA*

(*) Senior Professional Hydrogeologist, HydroSystems, Inc. 85044 Phoenix, Arizona, U.S.A.
Mario@hydrosystems-inc.com

ABSTRACT

The increasing demand for water in the world has produced the realization that the large underground reservoirs formed by aquifers are invaluable water sources as well as water storage facilities. The natural replenishment of the aquifers occurs very slowly and persistent groundwater production causes aquifer depletion. Managed aquifer recharge (MAR) is the most effective way to correct the overdraft condition of the aquifers and during the last five decades it has become an integral component of advanced water resources management systems. In those systems such as the ones in the states of California, Arizona and Florida in the U.S.A. comprehensive conjunctive use of surface water and groundwater is extensively used as is groundwater basin management in which MAR is an essential component. Direct-surface, direct-subsurface and indirect recharge methods have contributed to groundwater augmentation in regions of intensive groundwater use. In the semiarid southwestern U.S.A., the operation of very large surface water-spreading facilities using imported water has maintained and made possible the population growth of mega cities like Los Angeles and of large cities like Phoenix, San Diego, and Tucson. In Phoenix, a technique used before the 1980s to drain urban runoff underground, was successfully modified and adapted for aquifer recharge of mainly reclaimed water. This conversion of “dry wells” to “vadose zone wells” have provided the replenishment of groundwater and eliminated the wasteful practice of reclaimed water disposal into dry river channels where a large part was lost to evaporation. The use of in-lieu or indirect recharge where an available source of surface water is exchanged for the abstraction of an equivalent volume of groundwater has protected the over drafting of aquifers and has become an effective tool in the efficient large scale management of water resources. In Florida and the Atlantic seaboard states of the U.S.A. aquifer storage and recovery (ASR) wells have provided the means for an effective management of their water resources in addition to their use for the control of seawater intrusion. During the last decade MAR techniques have undergone considerable improvement especially in the use of their supporting procedures and equipment. The use of new geophysical methods, groundwater flow and transport numerical modeling and geochemical procedures have made site selection and feasibility studies more reliable and cost-effective. Improvements in techniques and equipment are making the application of MAR more available to water providers of all sizes lowering the initial capital investment required to develop, operate, and maintain groundwater banking facilities.

Keywords: *Artificial recharge water management, conjunctive use, water districts, new recharge technology*

INTRODUCTION

The practice of introducing water by methods controlled by humans into subsurface structures capable of storing and transmitting it has been ongoing for centuries. It is the opposite of its extraction and use for a large number of human uses such as direct drinking, bathing, agriculture, and power. This practice has been commonly known as 'artificial recharge of groundwater'. Although groundwater professionals and scientists may differ in some details, there is general agreement in its concept. Several definitions follow which illustrate its meaning:

(i) Todd (1980). "Augmenting the natural movement of surface water into underground formations by some method of construction, by spreading of water or by artificially changing natural conditions."
(ii) Pettyjohn (1981). "Artificial recharge is a means of augmenting the natural infiltration of surface water into a groundwater reservoir at a rate that vastly exceeds that which would occur naturally."
(iii) Custodio (1986) and Custodio & Llamas (1986). "The set of techniques having its principal objective to allow a better exploitation of aquifers by augmenting its resources and the creation of reserves by means of a direct or indirect intervention in the hydrologic cycle".
(iv) Western States Water Council (1990). "Groundwater recharge refers to any active and artificial means of enhancing natural recharge."

For the application of artificial recharge of groundwater in water resources planning a more appropriate term was lacking. In the decade of the 2000s the use of Managed Aquifer Recharge (MAR) gain acceptance in the scientific and engineering literature and is presently used in the context of conjunctive use of surface water and groundwater. MAR is an integral component of developed water resources management systems. The term "managed recharge" possibly originated in the state of California, U.S.A., where artificial groundwater recharge was a constituent of integrated water management since the 1950s (Asano, 1985). Another term that has recently gained acceptance and now appears throughout the hydrologic literature worldwide is "Aquifer Storage and Recovery" or ASR. As with MAR, it refers to the use of artificial groundwater recharge as a component of water resources management. It is more restrictive since it specifically applies to the temporal aquifer storage of surface water using a well and its recovery by the same well. As defined by Pyne (1988), it is "the underground storage of treated drinking water in a suitable aquifer during times when the capacity of water supply facilities exceeds system demand, and subsequent recovery from the same wells to meet seasonal peak, emergency or long term demands." ASR is also restrictive, as herewith defined, in the water quality aspects as it only refers to the use of drinking (potable) water as the water source for recharge and it is also tied to operational factors such as those of water treatment plants of municipalities or privately owned water purveyors. Later, Pyne (2005) modified the definition to read "the storage of water in a suitable aquifer through a well during times when water is available, and recovery of the water from the same well during times when it is needed." The term ASR originated from its use predominantly in the State of Florida in the 1980s (Pyne & Garcia-Bengochea, 1988) for storage of potable water in

confined aquifers with highly saline native groundwater. This application was a follow up of studies on feasibility of recharge and injection tests in the Floridan aquifer system carried out in the early mid 1980s by the U.S. Geological Survey using fresh water (Merritt et al., 1983; Fitzpatrick, 1985). ASR work in Florida was also directed and have application to mitigating environmental impacts on one of the world's largest wetlands, Lake Okeechobee (Garcia-Bengochea & Muñiz, 1988). ASR could be considered a part of MAR both being water resources management procedures. This paper will focus on the use of MAR methods and their application for the improvement of the management of water resources with ASR being one of the methods. The analysis and discussion contained herewith are based on the author's professional experience of more than 25 years in the planning, design, construction, testing, and operation of MAR facilities. It will be supplemented with experiences acquired in research activities on MAR subjects, such as those in the fields of geochemistry and geophysics, and in technical exchanges and very close cooperation with colleagues in the field of groundwater recharge in different parts of the world. Case histories will be used to illustrate the application of MAR methods and to show its value as a water resources management tool.

HISTORICAL INFORMATION ON MANAGED AQUIFER RECHARGE

Although artificial groundwater recharge has been practiced for centuries, especially in arid regions like that of the Mediterranean Sea, it has been for very limited objectives such as the reactivation of natural springs. The use of retaining dams in dry river beds (wadis) where an artificial aquifer was created and later drained by hand dug galleries is another example of controlled groundwater recharge. This was a common practice throughout the Middle East region. Similar installations apparently operated in the semi-arid Southwestern U.S.A. where agricultural native civilizations like that of the Hohokam (300 B.C. to 1400 A.D.) built retaining and diversion dams on dry river channels behind which runoff was stored in river sediments and was later recovered by tunneling. In Europe, recharge was undertaken earliest in Sweden, Germany, and France in the very late 1800s and early 1900s. In the U.S.A. as early as 1895, floodwaters were spread over the alluvial fan at the mouth of the San Antonio Canyon to sustain many artesian flowing wells in the upper reach of the Santa Ana Valley in Southern California (O'Hare et al., 1986). Even earlier in 1890 recharge ponds were constructed in the banks of the South Platte River near Denver to increase the yield of infiltration galleries (Pettyjohn, 1981).The first attempts to recharge the Ogallala aquifer in the High Plains of Texas occurred in 1918.

However, the use of artificial groundwater recharge as a component of a water management program came much later in the mid 20th Century. The concept of conjunctive use of surface water and groundwater gained emphases in the 1930s and even stronger in the 1950s particularly in the State of California in the U.S.A. (Todd & Priestaf, 1997). The rapid population growth of that state after World War II, the limited water resources of this mostly semi-arid region and the high water demand for agriculture, a very strong competitor of the urban water supply, necessitated effective management solutions for the water supply challenges. Conjunctive use with groundwater augmentation and storage employing groundwater recharge became a favorable strategy to assist in solving water supply limitations. Since surface water source was needed for aquifer storage and was not available within the semi-arid region of Southern and Central California, this lead to the planning and construction of the three major water aqueducts: The Los Angeles Aqueduct, the Colorado

River Aqueduct, and the State Water Project Aqueduct. The first conveys water from Owens Valley to Los Angeles, the second delivers Colorado River Water to the Los Angeles municipalities and to San Diego and the third one conveys runoff from Sierra Nevada to the Central Valley region and to Southern California. Water from these three sources is recharged in several river channels of the Los Angeles Basin to replenish the aquifer.

In Europe, the development of conjunctive use strategies using artificial groundwater recharge chronologically parallel those in the U.S.A. An example are the facilities developed to supply the cities of Amsterdam, Leiden and the Hague which commenced in a small scale in 1940 and were enlarged in the 1950's with a combined supply of 165 million cubic meters per year (Peters, 1988). The source is water from the Rhine and Meuse Rivers which is recharged into the coastal dune aquifer. More than 75% of the potable water supply of Amsterdam comes from the Rhine River. The water is recharged in the dunes of north Holland using basins. The water for recharge is pretreated (coagulation and rapid sand filtration) and after a short residence in the dunes of approximately three months it is recovered and delivered to Amsterdam without chlorination (Ter Horst, 1998). An example of a comprehensive and highly integrated conjunctive use water resource management system is that in Orange County, California. This system consists of river water-spreading, off-channel basins, two sea water intrusion protection injection barriers and production wells (Richardson, 1988a, b). The water source is mainly secondary treated effluent supplemented by intermittent runoff from the Santa Ana River and smaller volumes of imported water purchased from the Metropolitan Water District of Southern California. The operator of this MAR system, the Orange County Water District (OCWD) commenced recharge operations in the 1930s. It is an excellent example of a self-sustaining groundwater basin using MAR methods.

MANAGED AQUIFER RECHARGE, A WATER MANAGEMENT ALTERNATIVE

The feasibility of groundwater recharge and recovery, both technical and economic, has been demonstrated in its application in many water projects. It is very site-specific and lack of the site-specific information limits its application as a water management option in many cases. It has also been proven to be a cost-effective choice to provide peaking, seasonal and emergency or drought related water supplies in arid and semi-arid regions especially those in the Southwestern U.S.A. However, MAR does not create water. Rather, it allows more efficient conjunctive use of limited water resources by providing greater control over the time and place of use (Western States Water Council, 1990). In evaluating the potential feasibility of any MAR project it is important to accept that the project will usually be a part of a wider comprehensive water management plan or strategy. Needs and interests vary and so will the purposes for the use of MAR. Usually, the main issue to be addressed will be an insufficient water supply, given current demands. There are many other very important factors involved that require consideration in assessing any water project. Some of these factors are environmental, engineering, infrastructure, geologic, hydrogeologic, geochemical, economic, financial, institutional, legal, political, and social. They all need to be addressed to make the project happen. Many are inter-related and frequently it is very difficult to rank them by priority. To evaluate the feasibility of a MAR project it is advisable to consider the questions listed below:

- What is the problem?
- What alternative solutions are available?

- Can groundwater help solve the problem?
- Are groundwater resources being mined?
- Is enough information available?
- Is there water available for recharge?
- Do local (state/province, municipality) water laws address groundwater recharge?
- Is the project economically efficient?
- Is the project financially feasible?
- Is the project socially, politically, and environmentally acceptable?

The first priority is to properly identify the problem to be addressed by the project. MAR may or may not be the adequate solution so alternative management options should be identified and evaluated. There may be more efficient, effective, and less costly alternatives available. Groundwater supplies may offer unique management advantages and there may be areas where MAR can be used to solve management and supply problems. But again like surface water storage, MAR does not create water it only permits better management of existing water supplies by storing surface water supplies in times of plenty (wet cycles) and making it available for recovery in times of shortages or droughts (dry cycles). Integrated management and conjunctive use may offer significant hydrologic and economic advantages. MAR may help resolve water supply problems without causing negative environmental or other effects or alternatively may provide economic benefits with the least social and environmental costs compared to alternative projects.

The use of MAR is suited to mitigate the problems occurring in areas where groundwater resources are being mined. In these areas without overdraft conditions, groundwater recharge and conjunctive use of groundwater and surface water offer an opportunity to make efficient use of limited water resources. To evaluate the potential application of MAR to solve a water problem sufficient hydrogeologic, geochemical, alternatives for supplying and storing water and local or regional economic conditions is necessary. If it is not available, it may have to be obtained. If this is the case in an area that has little to none groundwater exploitation obtaining this needed information may be very expensive and MAR may not be then the most cost-effective alternative. One or several water sources are needed for recharge. In most cases of MAR, the water available is usually “excess” or “surplus” water. This is the water that is available after all the direct uses of the water source/sources are satisfied. As an example in Arizona, the principal water source for aquifer storage is Colorado River water diverted from this river and conveyed via the Central Arizona Project (CAP) Aqueduct to cities and agriculture. The elevated construction, maintenance, and operation cost of this water conveyance system results in a considerable unit cost of this water to the user. Therefore, before any aquifer storage of the CAP water is realized direct use obligations need to be fulfilled. It is important to consider the project’s economic benefit by determining its cost as compared to its expected benefits. However, determining efficiency also involves social, environmental, and legal costs and benefits that may not be easily quantified in monetary terms. This then may determine that the project alternative with the greatest net monetary benefit may not be the best option to solve the problem. Of high importance to the realization of a MAR project is its financial feasibility. It involves the project beneficiary’s ability and willingness to finance and repay direct project costs. This also involves cost sharing, cost recovery, public and private funding. Project benefits may outweigh costs and it may be economically efficient, but it may not be financially feasible.

CONJUNCTIVE USE AND MANAGED AQUIFER RECHARGE

If MAR is to be used in the context of conjunctive use of surface water and groundwater it is important to clearly establish their relationship. In its general concept, conjunctive use is the management of surface and groundwater resources to ensure that the benefits of the system of these two components exceed the total benefits of the two components if they are managed separately (Sahuquillo & Lluria, 2003). There are two major types of conjunctive use systems: alternative and comprehensive. In alternative systems, also termed passive (Todd & Priestaf, 1997), the water user alternates between surface water and groundwater based upon available supplies and cost. These systems do not have active or intentional (artificial) groundwater recharge as a component. Natural recharge replenishes the aquifer. A possible member of the alternative system is the limited conjunctive use system. In this system, natural and incidental recharge replenishes the aquifer (ASCE, 2001). The water for the incidental recharge portion comes from sources such as irrigation, seepage from irrigation canals, leakage from dams, infiltration of urban runoff collected in detention basins, seepage from recreational lakes and infiltration of storm water released by dams into ephemeral streams when reservoirs are full or safety of dam regulations mandate its release. This type of water discharge from dams in Arizona for example, contributes a considerable volume to the replenishment of the aquifers due to the high hydraulic conductivity of the sediments of the dry river channels and the vadose zone. However, this infiltrated storm water, defined as incidental recharge, cannot be claimed for storage credits. If the storm flow is diverted from the river channel and delivered to basins or wells for recharge, it can then be claimed for water banking if the entity or person claiming the credits holds the surface water rights of the volume of water diverted (ADWR, 2003). In comprehensive conjunctive use systems, surface water is actively developed for deliberate groundwater recharge and groundwater abstractions are controlled. These systems are composed of units for diversion, storage, treatment, recharge, extraction, and delivery. It is for these systems that MAR is an integral component (Figure 1).

Figure 1. The GRUSP, Phoenix, Arizona. This MAR facility stores 120 million cubic meters of water a year from three sources in the Salt River Groundwater Basin.

There are many benefits that ensue from the use of MAR as a component of comprehensive conjunctive use systems. The ones directly connected to water management are:

- Provide subsurface storage for local and imported waters
- Offer a subsurface water distribution system to wells
- Restore or maintain groundwater levels in basins with intense pumping and increasing well yield
- Improvement of groundwater quality and renovation/treatment of wastewater (SAT)
- Reduce the size of areas needed for water supply systems
- Reduce evaporative losses

Some other benefits are also important but are more restricted in application as they are specific to an area or issue such as environmental factors. Some of these are:

- Prevent or mitigate sea water intrusion
- Mitigate land subsidence
- Reduce flood flows
- Mitigate groundwater contamination by plume management
- Help maintain environmental flows mandated by regulations to protect habitats

In the state of California, where the comprehensive conjunctive use systems originated and are extensively used, most of these systems have realized all or most of these benefits. These are described by Madrid (1988) for the numerous facilities operating in Southern California. This region with a population of nearly 20 million uses 2,500 million cubic meters per year of water. More than half this volume is provided by MAR as a component of comprehensive conjunctive use systems such as those operated by the Los Angeles Department of Public Works, the Orange County Water District, the United Water Conservation District, and others in San Bernardino and Riverside Counties. All these water providers work closely with the Metropolitan Water District of Southern California (MWD) which provides most of the imported water employed in the MAR operations of the local water agencies (Kendall & Sienkiewich, 1988; Sienkiewich, 1995). In chronological order as of the date that they were established the major conjunctive use systems in California are (Woodling, 2003):

- Santa Clara Valley Water District (1929)
- Orange County Water District (1933)
- United Water Conservation District (1955)
- Arvin-Edison Water Storage District (1960s)
- Los Angeles County Barriers (1970s)
- Alameda County Water District (1970s)
- Mojave Water Agency (1990s)
- Calleguas MWD (1990s)
- Kern Water Bank (1995)

Each one of these projects uses surface water-spreading as its principal MAR method for long and short term aquifer storage. This method was the most cost-effective at the time the projects started, offering the lower unit cost for storage. Since then, the increase in the cost of land in areas like Los Angeles, Orange County, Alameda County, and Santa Clara Valley (Silicon Valley) has made it difficult to expand the recharge facilities with some of the water agencies considering the use of ASR or vadose zone wells to increase the recharge capacity of their facilities. Even if surface water-spreading is the preferred MAR method many variations of this method are used which each agency deems the most appropriate based on cost, aesthetics, existing infrastructure and environmental factors. Santa Clara Valley uses recharge

basins that are mostly in parks and are also for recreation. Alameda County Water District uses inflatable rubber dams in Alameda Creek to pond water in its channel and abandoned gravel pits. Orange County Water District uses channel modification by T levees, off-channel basins, some abandoned gravel pits and some inflatable dams.

CASE HISTORIES OF WATER MANAGEMENT SYSTEMS WITH MAR COMPONENTS

A few case histories will be presented to show the effectiveness of MAR as an integral component of water resources management programs. This will also illustrate the components, structure, and operation of comprehensive conjunctive use systems. The case histories have also been selected to show that different methods of artificial groundwater recharge are used for the aquifer storage of surface water from various sources: river flows, treated effluent/reclaimed water and imported water of several origins. The case histories that have been selected are:

- Orange County Water District (OCWD)
- Santa Clara Valley Water District (SVWD)
- Los Angeles County Flood Control District (LACFCD)
- Phoenix Metropolitan Area Water Resources Management System (PMAWRMS)
- South Florida Water Management District (SFWMD)

The Orange County Water District

The Orange County Water District (OWCD) was formed in 1933 to preserve the rights of the Santa Ana River is the only river which flows through Orange County. This large urban sector is a part of the Los Angeles Metropolitan Area. OWCD is responsible for the management of the quantity and quality of the water in the Orange County Groundwater Basin (Richardson, 1988a). This provides 75% of the water demands of about 2.5 million residents. This basin has a surface area of approximately 930 square kilometers and it is bounded on the west by the Pacific Ocean. Overdraft of the aquifer system required correction measures and in the 1970s, two hydraulic barriers were constructed to mitigate sea water intrusion across two fault gaps. MAR is the essential element in maintaining the hydrologic balance in the basin and OCWD has done and continues to do an excellent job in managing the limited water resources available. OCWD has also demonstrated outstanding innovative initiative in all aspects of groundwater recharge technology. Their research in several aspects of MAR has led to solutions that are now standard for its practice. One very important area has been that of recharge basin clogging (Richardson, 1988b). The OCWD comprehensive conjunctive use system consists of production wells, recharge facilities, conveyance units, and reclaimed water treatment facilities. The recharge facilities consist of surface water-spreading grounds and injection wells. The water-spreading is carried out using in-channel and off-channel basins located in the flood channel and the conservation channel of the Santa Ana River, respectively. In addition to these, OCWD uses abandoned sand and gravel mining pits for recharge. The injection wells are only used to control the sea water intrusion in the Alamitos and the Talbert barriers near the coast (Mills, 2002). Surface recharge accounts for 76% of the Orange County Groundwater Basin replenishment. Only 3% is injected and 21% is natural recharge (Herdon, 1999). The surface water used for

managed aquifer recharge in OCWD comes from three sources: runoff from the Santa Ana River, tertiary treated reclaimed water and imported water. The reclaimed water is discharged in the Santa Ana River and has become most of the base flow during non-storm periods. The imported water is purchased from the Metropolitan Water District of Southern California and is either water from the Colorado River or the State Water Project. Since the principal water source for OCWD is reclaimed water in the Santa Ana River this causes very frequent clogging of the recharge basins necessitating down time for drying and scarification. Studies done in the 1980s indicated that the principal cause for clogging was the growth of diatoms which secrete a biopolymer that traps clay and silt particles in the soil of the bottom of the basins (Goodrich & Flowers, 1991). Further research revealed that particulate clogging was by far the dominant clogging mechanism and a Desilting System was developed. However, only the coarser fraction could be removed, with clays and colloids continuing to clog the basins (Hutchinson & Woodside, 2002). OCWD is now experimenting with pre-recharge bank filtration to solve this problem. To clean deep basins a submersible device was designed and successfully tested. This is the Basin Cleaning Vehicle (BCV) that vacuums the basin floor. In the 1980s, OCWD commenced a basin wide multi-level well monitoring program which has built a geohydrologic database that has assisted in solving many challenges presented by the complex multi-aquifer system of the Orange County Groundwater Basin (Black et al., 1988).

Santa Clara Valley Water District

The Santa Clara Valley is located south of the San Francisco Bay. In the early 1900s the area was abound with orchards and vineyards. Wells produced all the water needed for crop irrigation. The groundwater levels started to decline and severe land subsidence followed. The alarmed farmers and businessmen organized the Santa Clara Valley Water Conservation Committee. They hired famous engineer Fred Tibbets which recommended the construction of 17 surface water reservoirs to collect runoff and immediately commence replenishment of the aquifer by groundwater recharge. In 1929 the Santa Clara Valley Water Conservation District was formed. In the 1930s, six water reservoirs were built and percolation facilities were constructed. In 1968, the water conservation and flood control functions merged and formed the Santa Clara Valley Water District (SCVWD). In 1965, a pipeline started delivering water from the San Joaquin-Sacramento Delta and sufficient water was recharged to stop land subsidence. In the 1970s, SCVWD was concerned with the design and operation of their recharge facilities including water quality and multi purpose use. A report by the University of California addressed all these issues and recommended action plans (Scalmanini & Scott, 1979). In 1996, SCVWD established the Integrated Water Resources Plan (IWRP) with the goal of augmenting water conservation, water recycling, water banking, and long term water importation.

The activities of the SCVWD in their 80 years of water management succeeded in stopping groundwater level decline and stop land subsidence. MAR was the principal procedure to attain this goal. SCVWD encompasses the area popularly known as Silicon Valley. The drastic change from agriculture to high technology industry started after World War II accompanied by a tremendous population growth. Today it is one of the highest per capita income areas of the U.S.A. It enjoys very mild weather in a very attractive environmental setting. Accordingly, SCVWD constructs and maintains its recharge facilities within strict ecological standards. A visit to the recharge facilities in the city of San Jose will show that

they are located within parks or beautifully maintained green areas and are used for recreation. There are 18 recharge facilities which consist of in-stream and off-stream units. The Alamitos recharge ponds, the Penitencia recharge ponds and the Dr. Bob Gross recharge ponds are set in wooded parks that disguise well their principal function of aquifer recharge. Recharge is also done by spreading water in streams where percolation rates are high. SCVWD recharges an average of 194 million cubic meters of imported water annually. About the same volume is permitted as abstraction from the basin's aquifer system thus maintaining a hydrologic balance. Groundwater supplies constitute 50% of the water demand of the Santa Clara Valley with the balance coming from imported water. In addition to land subsidence, the aquifer overdraft of the early 1900s caused saltwater intrusion in the area adjacent to San Francisco Bay especially in the vicinity of Palo Alto. An injection barrier was designed but never implemented. An excellent analysis of the groundwater conditions and a plan for its effective management was prepared for SCVWD in 1987 (Todd, 1987) and implemented thereafter.

Los Angeles County Flood Control District

The Los Angeles County Flood Control District (LACFCD) was formed in 1915. As with OCWD and SCVWD, it has two missions: flood control and water conservation. For water conservation, it operates 15 dams, 27 groundwater recharge facilities, and 3 seawater barriers. Its jurisdiction covers what is recognized as the Los Angeles Basin and includes the city of Los Angeles. Most of the dams were built from the 1920s to 1939. Their reservoirs have a storage capacity of 146 million cubic meters. These reservoirs store storm water which is later released downstream for groundwater recharge. The MAR facilities for this water source use basins, pits, rubber dam impoundments, and releases in streambeds. The 27 water-spreading facilities cover an area of 1,012 hectares. The first ones were in operation in the 1930s. Infiltration rates of these facilities range from 0.2 to 1.5 meters per day. LACFCD maintains the water-spreading basin by drying, scrapping, and disking (Hildebrand, 2000). The main water-spreading facilities are located in or adjacent to the two major rivers that cross the Los Angeles Basin. These are the San Gabriel River and the Rio Hondo River. In addition to runoff, the LACFCD recharges reclaimed water and imported water. One example of the LACFCD water-spreading facilities is the Rio Hondo Coastal Spreading Grounds. It consists of 20 shallow off-channel basins with a wetted surface area of 174 hectares that can percolate 11 cubic meters per second. Delivery of runoff is from the adjacent Rio Hondo River using an inflatable rubber dam. This facility also recharges imported and reclaimed water. Paralleling OCWD and SCVWD, the LACFCD started in the late 1990s a program to optimize aquifer storage. This plan, named the Percolation Optimization Investigation (POI), was developed to maximize the recharge capacity of the existing spreading grounds. Similar to Orange County and to San Jose the cost of purchasing new land to expand recharge facilities is extremely high (in excess of 3 million USA dollar/hectare) in Los Angeles. Therefore, the only reasonable option is to maximize recharge in the land owned at present. The POI main objective was to identify maintenance techniques for sustaining and optimizing basin infiltration since clogging is the principal cause of loss of recharge volume and cost of operation.

Phoenix Metropolitan Area Water Resources Management System

The Phoenix Metropolitan Area has a population which exceeds 4 million and continues to have one of the fastest growing rates in the nation. It was transformed from a large agriculture area to one of the USA's major centers for high technology. Its warm climate attracts people with a desire for outdoor activities and has become a major tourist attraction. It is this large population and the expanding industrial activities that require effective management of the limited water resources in this semi-arid region to support its continued development. Although agriculture has been reduced more than 80% of its maximum production in the 1940s and 1950s, it still requires a reliable water supply and has to be included in regional water resource management plans.

Water Sources of the Phoenix Metropolitan Area

The water sources to supply the needs of this urban center and its peripheral agriculture are:

- Salt and Verde Rivers water (SRP water)
- Groundwater
- Colorado River water (CAP water)
- Reclaimed water (municipal and industrial)
- Local runoff
- Agriculture tail water

The volume and availability of SRP water and CAP water are dependent on weather conditions on the watersheds of the Salt, the Verde, and the Colorado Rivers. The supply of CAP water is also dependent on the priority of water allocation of the various states that use the Colorado River. A maximum of 2,713 million cubic meters per year can be conveyed by the Central Arizona Project (CAP) Aqueduct to Southern Arizona. SRP water deliveries to Phoenix average 1,230 million cubic meters. The balance of the water supply comes mostly from groundwater and progressively increasing municipal and industrial reclaimed water volume.

Water Management in the Phoenix Metropolitan Area

To effectively manage the volumes of water from the different sources described above and fulfill the present demands, a complex water management system is in place in the Phoenix Metropolitan Area. This system has many components which are owned and operated by several entities. The operation of this system requires planning and cooperation among various water entities to optimize the efficiency of its operation. It is regulated by state laws (ADWR, 2003).

The Water Resources Management System

The principal components of the water resources management system of the Phoenix metropolitan area are:

- The SRP water system
- The CAP water system
- The water system of the municipalities
- The agricultural irrigation system

The Salt River Project Water System

The SRP water system consists of the following components:

- Surface water storage: four reservoirs in the Salt River and two in the Verde River
- A surface water delivery unit also connected to the CAP water system
- A groundwater production unit
- An aquifer storage unit

The total surface storage capacity is 2,880 million cubic meters. There is also additional storage space of 1,850 million cubic meters in Roosevelt Lake for floodwaters. The water delivery unit consists of a diversion dam and an extensive network of two major canals and branching laterals, which cover most of the metropolitan area. All the delivery is by gravity. The groundwater unit consists of 250 high capacity wells (160 to 315 liters per second) that range in depth from 150 to 900 meters. The aquifer unit consists of two large water-spreading recharge projects, the Granite Reef Underground Storage Project (GRUSP) and the New River-Agua Fria Recharge Project (NAUSP) with a combined annual capacity of 215 million cubic meters (Lluria, 2008). The production wells can pump approximately 620 million cubic meters per year. A pilot ASR system has been tested successfully and may add an aquifer storage capacity of 50 million cubic meters per year (Macia &Lluria, 2001). The SRP has been successfully using conjunctive water management since the 1930s when the entity also became an electric utility in order to provide inexpensive power to drive the irrigation wells (Figure 2).

Figure 2. The NAUSP water-spreading facility, Glendale, Arizona. Basins and delivery channel. Here CAP, SRP and reclaimed water blend at the surface before infiltration.

The Central Arizona Project Water System

The Central Arizona Water Conservation District (CAWCD) operates the Central Arizona Project water system. It consists of the following units:

- An aqueduct of 540 kilometers long with turnout structures and a capacity of 2,713 million cubic meters per year (CAP, 2007)
- Pumping stations
- One surface reservoir (New Waddell, with 1,000 million cubic meters capacity)
- Six groundwater recharge facilities with an annual capacity of approximately 490 million cubic meters

The CAP system handles a single water source: Colorado River water (CAP water), which is pumped from a reservoir in this river and delivered to agricultural districts and to the cities of Phoenix and Tucson.

The Water System of the Municipalities

The Phoenix Metropolitan Area is a conglomerate of more than 20 municipalities. Each municipality is responsible for the treatment of the raw water to potable and the effluent as well as for the conveyance of both. Most use both SRP and CAP water and supplement the demands with groundwater from their own wells or from SRP wells. Their water systems vary in capacity according to the population they serve but are usually formed by the following components:

- Water treatment plants (WTP): filtration and disinfection
- Water reclamation plants (WRP)
- Potable water and sewage delivery units
- Wells connected directly to the potable water delivery system. Water is chlorinated at the wellhead

Two large WRPs treat the effluent of several municipalities. In addition, there are smaller plants which deliver the reclaimed water for direct use (turf irrigation in golf courses, parks, recreational lakes) or recharge the highly treated water for credits.

The Irrigation System for Agriculture

The remaining farms in the periphery of the Phoenix metropolitan area receive SRP and CAP water, which is delivered by gravity to the cultivated fields via the SRP and other irrigation districts delivery systems. Water for the industrial facilities of the area is delivered from the water system of the municipalities or the SRP system.

Management of the Water System of the Phoenix Metropolitan Area

There are several key factors in the management of the water resources to provide a safe and reliable supply of water to the Phoenix Metropolitan Area, these are:

- Water conservation
- Water importation
- Water recycling/reuse
- Aquifer water storage
- Water transmission

For water conservation, both public education and creating a fair but adequate user cost rates have been successful. The import of CAP water has provided a supplemental and reliable supply, which has considerably reduced the use of groundwater. Direct aquifer recharge has augmented the volume of groundwater for use during drought periods and has served as an effective tool to mitigate demand peaks. The GRUSP recharge facility has stored 1240 million cubic meters of water in a stressed aquifer during its sixteen years of successful operation (Lluria, 1998) and many other local MAR facilities have added to water banking. The extensive use of vadose zone wells for aquifer storage of reclaimed water has been a major contributor to aquifer replenishment in the Phoenix Metropolitan Area. The Water Campus facility is the largest facility in the world using this technology (Small, 2001). Indirect recharge programs have reduced the use of groundwater in the high water demand agricultural areas. The success of providing a safe and reliable supply of water to the sixth largest urban center in the USA is the result of the efficient operation of the Phoenix Metropolitan Area water resources management system.

South Florida Water Management District

The South Florida Water Management District (SFWMD) is one of five water districts in the State of Florida. It is responsible for the water management of a large region extending from south of the City of Orlando to the Florida Keys and encompasses Lake Okeechobee and the Everglades among the largest wetlands on earth. The region is subtropical with high annual precipitation and exposed to frequent tropical storms. Severe floods in the 1940s encouraged the Federal Government to finance a project to study and undertake measures to mitigate this problem. In 1948, the Central and Southern Project was approved by Congress to undertake a massive 20 year flood control project under the supervision of the U.S. Army Corps of Engineers (USACOE). In 1972, the Florida Legislature established the SFWMD (www.sfwmd.org). A regional water management agency is responsible for flood control, water supply, water quality, and ecological restoration. The SFWMD operates and maintains 3000 kilometers of canals and levees, 25 pumping stations and over 2,000 water control structures. It does not own nor operates wells although it has worked cooperatively with public utility water facilities to develop groundwater supply projects. The agency has funded 28 ASR projects in South Florida. Dual purpose, recharge and recovery wells for potable water and storage in saline aquifers commenced in the late 1970s and early 1980s in Central and South Florida. The U.S. Geological Survey undertook a comprehensive study and injection testing and recovery in the Upper Floridan Aquifer (Merritt et al., 1983: Fitzpatrick, 1985). Manatee County ASR testing and operation commenced in 1978 (Pyne, 1988). One very successful ASR project in southeast Florida is that for the potable water supply of Boyton Beach. A 40 centimeter diameter well recharges 65 liters/second in an interval 30 meters thick and 260 meters below land surface, (Muñiz & Ziegler, 1995). This interval is in the Suwanee Oligocene Limestone, a hydro-stratigraphic unit of the Floridan Aquifer System (FAS). This well started operation in 1991.

A large water management project is under way within the SFWMD. This is the Comprehensive Everglades Restoration Plan (CERP). This plan is described as the world's largest ecosystem restoration effort. It has also as principal objectives ensuring clean and reliable water supplies and providing flood protection. It has numerous components, among them a proposal to construct 330 ASR wells to provide a flexible water storage and supply for Lake Okeechobee, the Everglades and large urbanized areas in South Florida. The water source for the ASR component of the CERP is treated stormwater that will be stored in the FAS for later recovery during dry weather cycles (Verrastro & Brown, 2007).

EXAMPLES OF MAR PROJECTS

A few selected MAR projects are succinctly described to illustrate both their technology and their positive impact in water resources management. They all are components of comprehensive conjunctive use systems.

The Granite Reef Underground Storage Project

In the late 1980s, the Central Arizona Project Aqueduct conveying water from the Colorado River was completed to Phoenix. There was insufficient surface storage capacity at that time in the Salt River Valley for any unused portion of the Central Arizona Project (CAP) water. Storage in the distant reservoirs of the Salt and Verde Rivers would have been very costly (Lluria, 1987a). This prompted the Salt River Project (SRP) and several municipalities to work together in developing a large underground water storage facility. A study completed in 1986 had selected favorable sites in the Salt and Agua Fria Rivers for in-channel groundwater recharge. This methodology appeared to be the most applicable for the underground storage of large volumes of water in the Salt River Valley. The GRUSP facility was built in 1994.

One of the most important factors that have contributed to the successful operation of the GRUSP is the very favorable hydrogeologic characteristics of the site. It is located on the periphery of the large Salt River Valley tectonic basin where high energy sediments were deposited as a thick alluvial fan. These coarse grained unconsolidated sands and gravels have high permeability and water storage capacity (Lluria, 1987b). This allows rapid recharge rates of large volumes of water with limited impacts to groundwater mounding. The storage of the area of hydrologic impact of GRUSP exceeds 5,000 million cubic meters. The quality of the native groundwater in the aquifer underlying the site is very good as a result of natural recharge during flood events of the Salt River for hundreds of years. The original water sources for recharge at GRUSP were CAP water and Salt and Verde Rivers water. In 2007, reclaimed water was added.

Four recharge basins with a total of 70 hectares were built in 1994 (Lluria & Fisk, 1995). In 1999, two more basins were added and one more in 2005 increasing the recharge surface to 90 hectares. Water is delivered to the basins from SRP's South Canal by a 3 kilometers long delivery channel. All the delivery units and recharge units are constructed in the channel of the Salt River of river bed material and are subjected to damage or destruction during storm water releases from Granite Reef Dam. The very coarse sediments at the site provide recharge

rates that range from 0.5 to 2 meters per day. Inflows to the facility are measured at a dedicated turnout structure in the water delivery channel and those of the reclaimed water at the end of the pipeline. The water from the SRP canal and the water reclamation mixes before being delivered to the recharge basins.

The GRUSP has operated successfully for 17 years having stored in the aquifer in excess of 1,240 million cubic meters (Lluria, 1998). The facility is used for both short term and long term storage. Although the facility has operated efficiently and with cost-effectiveness, there have been some issues that required attention. Of these the damage caused by storm water releases in the channel of the Salt River are of concern because of the cost of reconstruction. Four flood events have partially damaged the facility. These were in the winters of 1995, 2005, 2008, and 2010. Measures that have been successful in mitigating damage consist of breaching some of the structures to route the flows and minimize erosion. In 1994, a sanitary landfill was completed one mile north of the GRUSP site. Groundwater mounding under this landfill is controlled by regulating inflow, rotating the operating recharge basins, and increasing the hydraulic gradient from the landfill by pumping some of the SRP's high capacity wells. Surface seeps to nearby mining pits are suppressed by decreasing the water depth in the closer recharge basins and by eliminating the use of portions of the basins that have preferential flow pathways connecting with the gravel pits. Evapotranspiration losses are minimized by a systematic control of the vegetation in the delivery and recharge units of the facility. The principal benefit of the operation of the GRUSP groundwater basin has been its contribution to the replenishment of the aquifer of the Salt River Valley. The recharge operation has produced favorable changes in the quality of the groundwater in the proximity of the site with considerable reduction in its content of arsenic and nitrate (Lluria, 1999). Being the first project in the Phoenix area it was able to store a large volume of CAP water which otherwise would have been lost to Arizona. The addition of GRUSP as a component of the large SRP water resources has improved its operational flexibility and resulted in better water management practices for several municipalities. GRUSP is an excellent example of close interagency cooperation including a Native American Community. The very small construction, operation, and maintenance costs coupled with the accessibility via the proximal SRP water delivery system of several water sources results in a very cost-effective recharge operation. GRUSP's operation has demonstrated that it is an economic efficient and financially feasible project and further demonstrates the economic and financial flexibility of MAR as a significant water supply alternative for efficiently meeting base demands.

The Water Campus Facility

The City of Scottsdale, one of the municipalities of the Phoenix Metropolitan Area, developed an innovative water reclamation facility which is known as The Water Campus. Its uniqueness consist of the use of vadose zone recharge wells to store in the aquifer advanced treatment municipal effluent of potable grade. Initial testing of these wells started in 1993 (Marsh et al., 1995) and full-scale operation of a vadose zone well field commenced in 1998. There are 27 vadose zone wells (VZW) connected to the recharge system and an additional 27 of these for emergency use in case of treatment plant failure. The VZWs are 55 meters in depth bored to 1.2 meters in diameter. Their eductor pipe ranges in diameter from 15 to 46 centimeters. Some wells are equipped with VOV (variable orifice valve), some with fixed orifice plates (OP) easily removable from the surface (Small, 2001). The orifice plate controls the rate of flow (recharge) of each well and allows for an efficient management of the

recharge operation. Both the VOV and changeable OP were used for the first time in this project. The treatment process used for the water recharged in the VZWs is conventional tertiary reclamation followed by microfiltration, reverse osmosis, and UV disinfection. The Water Campus also has a conventional water treatment (filtration and disinfection) plant that treats the Colorado River (CAP) water to drinking standards. This water has been recharged using VZWs but now it is being stored in the underlying alluvial aquifer using ASR wells. With time of use, the VZWs decrease in recharge capacity (Gastelum, et al., 2009). Innovative techniques to prolong the useful life of the VZWs are under development and being tested at the Water Campus Facility (Figure 3).

Figure 3. The Water Campus facility, Scottsdale, Arizona. Drilling a vadose zone recharge well with a bucket auger rig.

NEW TECHNOLOGIES TO IMPROVE THE PERFORMANCE OF MANAGED AQUIFER RECHARGE

The methods to intentionally transmit and store water in an aquifer, which are direct subsurface recharge and a combination of both, are still used today as they were decades ago. Improvements have been in the application of new technologies to enhance their efficiency and cost-effectiveness. Just a few examples have been selected and will be very briefly discussed to illustrate their contribution in increasing the performance of MAR operations. They are included in one or more of five areas that are essential in the development and operation of MAR projects. These are:

- Site selection
- System design
- Operation
- Maintenance
- Data acquisition, data processing and monitoring

Site Selection

Determining the geology and hydrogeology of possible sites where MAR projects can be located is of utmost importance. Before investments are made in acquiring the land and before undertaking costly detailed studies, such as drilling, there should be sufficient information that indicates that the site or sites selected will receive and store in the aquifer the target

volume of water in the desired period of time. Sequence Stratigraphy is a very valuable tool to assist in the selection of sites in alluvial aquifers that have adequate storage capacity and hydraulic conductivity. This method developed for the oil industry, combines the type of sediments, their spatial distribution with their depositional environment to obtain a very complete three dimensional model of the subsurface stratigraphy (Ehman & Cramer, 1997). This technique was successfully used in determining the hydrostratigraphy and complex geometry of the aquifer system in the area of the Dominquez Gap sea water intrusion hydraulic barrier in the coast of Los Angeles, California. It was also applied with very satisfactory results in evaluating the hydrostratigraphy and aquifer architecture for siting MAR facilities in the Livermore-Amador Groundwater Basin in California (Ehman et al., 2005). For groundwater recharge to fractured bedrock aquifers the use of tectonic analysis combined with surface and borehole geophysical methods are a powerful site selection tool (Lluria, 1988). Surface geophysical methods like gravity, controlled source audio-frequency magnetotellurics (CSAMT), and aeromagnetics have been used successfully for regionally screening sites suitable for large water-spreading facilities in alluvial groundwater basins in Arizona. Transient electromagnetics (TEM) is an excellent technique for imaging the subsurface stratigraphy and evaluate the infiltration capacity of sites selected for basin recharge in fluvial depositional environments (Lluria, 2002). Temporal gravity surveys can evaluate the recharge potential of sites and be used as a monitoring procedure during MAR operations (Pool & Schmidt, 1997).

System Design

The innovations on the design of a MAR system combine both increased performance and visual attraction. Long narrow shallow basins have demonstrated increased infiltration and reduced mounding compared to deep circular or square ones. These are empirical observations but seem to hold for most alluvial sediments. Where aesthetics is imperative the shape of recharge basins can be conformed to the surroundings trying to optimize the recharge function by, for example, removing the less permeable or perhaps the more contaminated surface soils. Two excellent cases for which functionality, ecology, and visual appeal have been combined in a MAR project are those of the City of Avondale and of the Town of Gilbert in Arizona. The City of Avondale developed the Crystal Lakes Project. Here river water flows through wetlands in aesthetically shaped lakes where the water is naturally filtered and further treated by soil aquifer processes when recharged to be later recovered by wells for potable use. The wetlands and basins are lakes within a residential community. The Riparian Preserve at Water Ranch of the Town of Gilbert recharges reclaimed water in basins that are within a park and a desert habitat of wildlife. This facility combines water conservation, environmental preservation, and education.

Operation

The introduction of automation in the operation of surface water-spreading facilities has made these facilities more efficient and cost-effective by improving the delivery of water to the recharge basins and reducing the number of man-hours required. The use of programmable logic controllers (PLC) permitted the regulation of inflows to basins based on real-time data collected at the site and thus optimize the total recharge volume of the facility (Figure 4). Mobile wellhead filtration and disinfection units are now available that permit the

recharge of raw water, such as stormwater or canal water, to be recharged directly without clogging the well (Macia et, al., 1995). For ASR the development of several types of downhole flow valves have made well recharge free of entrained air and cavitation problems. These valves have permitted a wider range of recharge rates and pressures.

Figure 4. The MBT Ranch MAR facility, outside the Phoenix area. Elongated recharge basins recharge CAP water to an alluvial aquifer.

Maintenance

The use of environment friendly chemicals to control algae has reduced the clogging problems of recharge basins. This has also been attained by using certain types of fish such as tilapia and white amur. Vegetation controls, using selective chemicals, has also reduced evapotranspiration losses from desilting and recharge basins. ASR wells loose recharge and pumping capacity by clogging with chemical precipitates, biological growth and introduced particulates and need rehabilitation. An innovative procedure to treat this problem is using a procedure called Agua Freed (Small et al., 2007). It consists of introducing gaseous carbon dioxide in several zones of the well screen. This procedure freezes the groundwater which causes disinfection and dislodging of encrustation. This is then followed by swabbing and airlifting and final removal by over pumping.

Data Acquisition, Data Processing and Monitoring

The accelerated advance of electronics and information technology has made many contributions to improve the acquisition and processing of data for MAR projects especially in the area of remote communication. This has permitted obtaining real-time information to make decisions on project operation. Communications via microwave and satellite systems permit the collection of water level and inflow rates into recharge basins. In an ASR well the pressure transducer, the inflow meter and the inflow valve connected to a PLC will control the recharge rate and maintain the elevation of the mound at a desired level. If clogging occurs, the inflow rate to the well will accommodate to the changed condition.

CONCLUSIONS

Even though artificial recharge of groundwater has been used by water practitioners and professionals for over one hundred years and in some regions of the world even longer, its application has been only to solve specific groundwater problems. Its use as a component of an integrated water resources management system started in the two decades before World War II with more extensive development beyond the 1950s. The rapid population growth of the State of California at that time and its limited surface water supply accelerated the use of conjunctive use of surface water and groundwater for which managed aquifer recharge (MAR) is an essential component. The use of comprehensive conjunctive use became the water resources management preferred practice for the large metropolitan areas and agriculture districts of California once imported water became available. This was possible for southern California at the completion of the Colorado River Aqueduct and that of the State Water Project. When Colorado River water became a source of water for southern Arizona after the completion of the Central Arizona Project Aqueduct in the 1990s, MAR projects were very rapidly completed throughout this region. This expansion in the use of MAR will continue next into New Mexico when the water rights on the Rio Grande are settled. The public acceptance for the use of reclaimed water has also increased the use of MAR. This technology not only provides storage but also further treatment of this water. The growth in the use of MAR as part of water resources management is also rapid in Europe, Australia and many parts of Asia and now has an early start in some countries of Latin American. It has become a reliable, proven, and needed technology for urban water resources management as demonstrated in its application in achieving sustainability in areas like the Los Angeles Metropolitan Area, the San Francisco Bay Area, and the Phoenix Metropolitan Area in the United States and the cities of Amsterdam and Berlin in Europe. It has also helped sustain extensive agricultural production in the Central Valley of California and large irrigation districts in Arizona as well as mining in Western Australia. Numerous technical innovations introduced in the last two decades have made MAR projects more efficient and cost-effective making it accessible to smaller urban communities, agriculture, and industry. Well technology has advanced considerably as a result of the use of aquifer storage and recovery and vadose zone wells for both short and long term aquifer storage and soil aquifer treatment of reclaimed water.

ACKNOWLEDGEMENTS

The author wishes to recognize the groundwater recharge professionals that preceded his MAR practice and from which he obtained all the necessary knowledge and guidance. Some of these were pioneers in the development of this technology in the world and in Arizona among them Dr. Herman Bouwer of the U.S. Water Conservation Laboratory, Dr. L. Gray Wilson of the University of Arizona, and Mr. Gary G. Small of the Salt River Project. Special recognition is given to Professor Emilio Custodio of the Universitat Politécnica de Catalunya a pioneer in MAR technology for Spain and an outstanding scientist and educator.

BIBLIOGRAPHIC REFERENCES

ADWR, (2003). Arizona laws relating to water: Arizona Department of Water Resources Special Publication, West Group.

ASCE, (2001). Standard guidelines for artificial recharge of groundwater. EWRI Standard 34-01, American Society of Civil Engineers, 106pp.

Asano, T., (1985). Artificial Recharge of Groundwater. Butterworth Publishers, Boston, 767 pp.

Black, W.H., Goodrich, J.A. and Patton, F.D., (1988). Groundwater monitoring for resource management: In, Johnson, A.I. and Finlayson, D.J., eds., Artificial Recharge of Groundwater, Proceeding of the International Symposium, American Society of Civil Engineers, p.446 - 454

CAP, (2007). The physical system: Central Arizona Project system map. Published by the Central Arizona Water Conservation District.

Custodio, E., (1986). Recarga artificial de acuíferos: Ministerio de Obras Públicas, Informaciones y Estudios no. 45, p.11.

Custodio, E. and Llamas, M.R. (1986). Hidrología Subterránea; Ed. Omega, Barcelona 2nd Edición, p. 19.1-0.1.

Ehman, K.D., and Cramer, R.S., (1997). Application of sequence stratigraphy to evaluate groundwater resources: In, Kendall, D.R., Proceeding of AWRA Symposium on Conjunctive Use of Water Resources: Aquifer Storage and Recovery, American Water Resources Association, p. 221 – 230.

Ehman, K.D., Rooze, T., Lunn, D., Blake, R., Cramer, R., Figuers, S. and Stevens, K., (2005). Sequence stratigraphy controls on surface to groundwater recharge in the Chain-of-Lakes Area, Livermore-Amador Groundwater Basin, California: In, Proceedings of the Workshop on Artificial Recharge: Nexus of Quantity and Quality in California, Groundwater Resources Association of California.

Fitzpatrick, F.J., (1985). Tests for injecting, storing and recovering freshwater in a saline artesian aquifer, Lee County, Florida: U.S. Geological Survey, Water Resources Investigations Report 85-4249, 53pp.

Garcia-Bengochea, J.I. and Muñiz, A., (1988). Aquifer storage recovery (ASR): potential solution to the eutrophication of Florida's Lake Okeechobee: In, Johnson, A.I. and Finayson, D.J., eds., Artificial Recharge of Ground Water, Proceedings of the International Symposium, American Society of Civil Engineers, p. 122 – 131.

Gastelum, J., Lluria, M.R. and Small, G.G., (2009). Vadose zone recharge wells: Ten years later at the City of Scottsdale's Water Campus Facility: In, Managing Hydrologic Extremes, American Institute of Hydrology and Arizona Hydrological Society, p. 190 – 202.

Goodrich, J.A. and Flowers, A.D., (1991). Twenty first century methods of cleaning deep recharge lakes: In, Proceedings of the Fifth Biennial Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, W.R.R.C., University of Arizona, p.103 – 115.

Herndon, R.L., (1999). Hydrogeologic aspects of recharging 250,000 acre-feet a year in Orange County, California: The Latest on Artificial Recharge Workshop, American Groundwater Trust, Scottsdale, Arizona

Hildebrand, G., (2000). Optimizing recharge operations in Los Angeles County: In, Workshop on Innovations in Artificial Recharge: Augmenting local groundwater supplies, Association of Groundwater Agencies of California

Hutchinson, A.S. and Woodside, G.D., (2002). The Santa Ana River: The challenge of maximizing the use of an urban river: In, Dillon, P.J., ed, Management of Aquifer Recharge for Sustainability, A.A. Balkema Publishers, Lisse, p.509 - 514

Kendall, D.R. and Sienkiewich, A. (1988). Conjunctive use opportunities in Southern California: In, A.I. Johnson and Finlayson, D.J., eds, Artificial Recharge of Groundwater, Proceedings of the International Symposium, American Society of Civil Engineers, p. 385 – 395.

Lluria, M.R., (1987a). Artificial groundwater recharge in the Phoenix area: A cost- effective solution to the storage of surplus water supplies: In, Water Resources Planning and Management Division Annual Conference Abstracts, American Society of Civil Engineers.

Lluria, M.R., (1987b). Design of an artificial groundwater recharge system to an alluvial aquifer of the Basin and Range Province based on geologic determinants: Abstracts with Programs, The Geological Society of America, 748 pp.

Lluria, M.R., (1988). Exploration of fractured bedrock aquifers in the Basin and Range Physiographic Province of Arizona based on tectonic determinants. In, Proceedings of the International Conference on Fluid Flow in Fractured Rocks, Georgia State University, 397-414.

Lluria, M.R., (1998). Successful operation of a large aquifer storage facility: In, Peters, J. H.,ed., Artificial Recharge of Groundwater, A.A. Balkema, Rotterdam, p.41 - 45

Lluria, M.R., (1999). Hydrogeochemistry and groundwater quality impacts on the receiving aquifer of a large water-spreading recharge facility. In, Proceedings of the Ninth Biennial Symposium on the Artificial Recharge of Groundwater, Arizona Hydrological Society, p. 225 – 236.

Lluria, M.R., (2002). Geophysics for site selection, monitoring and operation of groundwater recharge projects: In, Dillon, P.J., ed., Management of Aquifer Recharge for Sustainability, A.A. Balkema Publishers, Lisse, p. 547-552.

Lluria, M.R., (2008). Water spreading in the desert: Southwest Hydrology volume 7, number 3, p.28 – 29.

Lluria, M.R. and Fisk, M., (1995). A large aquifer storage facility for the Phoenix area: In, Johnson, A.I. and Pyne, R.D.G., eds. Proceedings of the Second International Symposium, Artificial Recharge of Groundwater II, American Society of Civil Engineers, p. 129 – 138.

Macia, N.F. and Lluria, M.R., (2001) Development of an extensive well recharge and recovery system for a large utility: In, Proceedings of the Tenth Biennial Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, Arizona Hydrological Society, p.81 – 88.

Macia, N.F., Lluria, M.R. and Pyde, R.A., (1995). In situ filtration of untreated water for injection: In, Johnson, A.I., and Pyne, R.D.G., eds., Proceedings of the Second International Symposium, Artificial Recharge of Groundwater II, American Society of Civil Engineers, p. 270 – 279.

Madrid, C., (1988). Artificial groundwater recharge in Southern California: In, Johnson, A.I. and Finlayson, D.J., eds., Artificial Recharge of Groundwater, Proceedings of the International Symposium, American Society of Civil Engineers, p. 378 – 384.

Marsh, F.L., Dueker, L.L. and Small, G.G., (1995). Recharge well technology at the Water Campus Project, Scottsdale, Arizona: In, Johnson, A.I. and Pyne, R.D.G., eds., Artificial Recharge of Groundwater II, Proceedings of the Second International Symposium, American Society of Civil Engineers, p.220 – 230.

Merritt, M.L., Mayer, F.W., Sonntag, W.H. and Fitzpatrick D.J., (1983). Subsurface storage of freshwater in south Florida: A prospectus: U.S. Geological Survey Water Resources Investigation Report 83-4214, 69 pp.

Mills, W.R., (2002). The quest for water through artificial recharge and wastewater recycling: In, Dillon, P.J., ed., Management of Aquifer Recharge for Sustainability, A.A. Balkema Publishers, Lisse, p.3 - 10

Muñiz, A. and Ziegler, W.B., (1995). Aquifer storage and recovery in southeast Florida: In, Johnson, A.I. and Pyne, R.D.G., eds., Artificial Recharge of Groundwater II, Proceedings of the Second International Symposium, p.311 – 317.

O'Hare, M.P., Fairchild, D.M., Paris, A.H. and Cantor, W.C., (1986). Artificial Recharge of Groundwater: Status and potential in the contiguous United States: Lewis Publishers, Inc., 419 pp.

Peters, J.H., (1988). Artificial recharge and water supply in The Netherlands: In, Johnson, A.I. and Finlayson, D.J., Artificial Recharge of Groundwater: Proceedings of the International Symposium, American Society of Civil Engineers, p.132 – 144.

Pettyjohn, W.A., (1981). Introduction to artificial groundwater recharge: National Water Well Association EPA Series, p.3.

Pool, D.R., and Schmidt, W., (1997). Measurement of groundwater storage change and specific yield using the temporal gravity method near Rillito Creek, Tucson, Arizona: U.S. Geological Survey Water Resources Investigation Report 97-4125, 30 pp.

Pyne, R.D.G., (1988). Aquifer storage recovery: A new water supply and groundwater recharge alternative: In, Johnson, A.I. and Finlayson D.T. eds. Artificial Recharge of Groundwater, Proceedings of the International Symposium, American Society of Civil Engineers, p. 107 – 121.

Pyne, R.D.G., (2005). Aquifer Storage Recovery: A guide to groundwater recharge through wells: ASR Press, Gainsville, Florida, 608 pp

Pyne, R.D.G. and García-Beugochea, J.I. (1988). Aquifer storage recovery: New water supply alternative: American Water Works Association Conference, Orlando, Florida, June 1988

Richardson, L., (1988a). Ground Water Recharge at the Orange County Water District: In, Johnson, A.I. and Finlayson, D.J., eds., Artificial Recharge of Groundwater, Proceedings of the International Symposium, American Society of Civil Engineers, p.107 – 121.

Richardson, N.L., (1988b). Infiltration maintenance in recharge facilities of Orange County Water District, In, Johnson, A.I. and Finlayson, D.J., eds., Artificial Recharge of Groundwater, Proceeding of the International Symposium, American Society of Civil Engineers, p.435 – 445.

Sahuquillo, A. and Lluria, M.R., (2003). Conjunctive use as a potential solution for stressed aquifers: social constraints: In, Llamas, R. and Custodio, E., eds., Intensive Use of Groundwater: Challenges and Opportunities, A.A. Balkema Publishers, Lisse, p.157 – 175.

Scalmanini, J.C. and Scott, V.H., (1979). Design and operation criteria for artificial groundwater recharge facilities: University of California, Davis, unpublished report to the Santa Clara Valley Water District, 93 pp.

Sienkiewich, A., (1995). Groundwater storage in Southern California: In, A.I. Johnson and Pyne, R.D.G., eds., Artificial Recharge of Groundwater, II, Proceedings of the Second International Symposium, American Society of Civil Engineers, p.20 – 27.

Small, G.G., (2001). Groundwater recharge technology: In, Proceedings of the Tenth Biennial Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, Arizona Hydrological Society, p. 249 – 253.

Small, G.G., Huber, R.D., Gastelum, J. and Ault, C., (2007). Fountain Hills Sanitary District: ASR well rehab-it's a must: In, Fox, P., ed., Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Acacia Publishing, Inc., p. 412 – 422.

Ter Horst, G., (1998). The role of artificial recharge of groundwater for the water supply of Amsterdam: In, Peters, J.H., ed., Artificial Recharge of Groundwater, A.A. Balkema, Rotterdam, p.XV – XV1.

Todd, D.K., (1987). Groundwater management in Santa Clara Valley: D.K. Todd Consulting Engineers, Inc. Unpublished report for the Santa Clara Valley Water District, 182 pp.

Todd, D.K., (1980). Groundwater Hydrology: John Wiley and Sons, Inc., New York, 458 pp

Todd, D.K. and Priestaf, I., (1997). The role of conjunctive use in groundwater management: In, Kendall, D.R., ed., Proceedings of AWRA Symposium on Conjunctive Use of Water Resources: Aquifer Storage and Recovery, American Water Resources Association, p.139 – 145.

Verrastro, R.T. and Brown, C., (2007). Aquifer storage and recovery at the South Florida Water Management District: CERP and beyond: In, Fox, P., ed., Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Acacia Publishing, p. 321 – 334.

Western States Water Council, (1990). Groundwater recharge projects in the Western United States: Report to the Bureau of Reclamation, p. I-3

Woodling, J.K., (2003). Conjunctive use in California: Past, present and future: Proceedings of the Symposium Artificial Recharge in California: Technical and policy challenges, San Jose, California, Groundwater Resources Association of California.

2.3.2. APLICACIÓN DE MÉTODOS EN LA ZONA NO SATURADA PARA CUANTIFICAR LA RECARGA. EJEMPLOS BAJO AGRICULTURA INTENSIVA

Joaquín JIMÉNEZ-MARTÍNEZ* y Lucila CANDELA**

(*) Geosciences Rennes UMR 6118 CNRS. Université de Rennes I. 35042 Rennes, France.
joaquin.jimenez-martinez@univ-rennes1.fr
(**) Departamento de Ingeniería del Terreno, Cartográfica y Geofísica. Universidad Politécnica de Cataluña. Jordi Girona, 1-3, Módulo D-2. 08034 Barcelona.
lucila.candela@upc.edu

RESUMEN

La gran variedad de técnicas existentes para el cálculo de la recarga pueden agruparse en función de la zona hidrológica estudiada, pudiéndose distinguir métodos basados en la medida del agua o una propiedad asociada en superficie, en la zona no saturada y en la zona saturada. Para suelos con vegetación, autóctona o cultivada, y en climas áridos y semi-áridos, las técnicas aplicadas en la zona no saturada son las más apropiadas al abordar de forma detallada el intercambio suelo-planta-atmósfera. Estos métodos permiten estimar la recarga potencial, puesto que en algunos casos la presencia de flujos laterales puede condicionar que parte del drenaje no alcance el nivel freático. Para reducir la incertidumbre asociada es necesario calcular la recarga mediante diferentes técnicas. En regiones áridas y semi-áridas, es habitual la agricultura intensiva debido a las condiciones ambientales existentes, sin embargo, dada la escasez de recursos hídricos superficiales también es común que los acuíferos constituyan la principal fuente de agua. En estas regiones, los métodos para el cálculo de la recarga se basan frecuentemente en valores potenciales de evapotranspiración. Sin embargo, para periodos de tiempo suficientemente largos e incluso bajo condiciones de regadío la evapotranspiración real puede ser inferior a la potencial. En este trabajo se describen diversas técnicas para el cálculo de la recarga potencial en zonas de agricultura intensiva, aplicadas en la zona no saturada, y basadas en la combinación de experiencias de campo con modelos numéricos.

Palabras clave: *recarga, zona no saturada, clima semiárido, agricultura intensiva*

INTRODUCCIÓN

La valoración precisa de la recarga es de vital importancia para evaluar la disponibilidad de recursos hídricos y la vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación (Scanlon et al., 2002). En regiones áridas y semiáridas, donde por lo general la recarga es puntual (*e.g.* cauces efímeros, ramblas), su estimación resulta particularmente compleja e incierta. También se debe destacar que aunque se considera que la recarga distribuida por la precipitación tiene

menor relevancia en este tipo de climas, valores pequeños de recarga distribuida sobre grandes superficies pueden constituir una contribución volumétrica importante al acuífero (Kearns & Hendrickx, 1998). Por otro lado, la existencia de cultivos agrícolas dificulta la estimación de la recarga, lo que requiere adaptar o modificar las técnicas.

Se pueden identificar un gran número de procesos y factores que controlan la recarga. Entre ellos se pueden destacar los procesos atmosféricos (precipitación, evaporación), vegetativos (profundidad de raíces, transpiración, intercepción), edáficos e hidráulicos en la zona no saturada (capacidad de infiltración). Por lo que respecta a su cuantificación, los métodos empleados se agrupan en tres categorías dependiendo de que su aplicación consista en medir el agua o una propiedad asociada en superficie (incluido el suelo), la zona no saturada (objeto de este trabajo), o la zona saturada. Su elección es función de la escala espacial y temporal y del objetivo perseguido. Por lo general, las técnicas basadas en la zona no saturada son las más habituales en regiones áridas y semiáridas.

Las técnicas de zona no saturada, al igual que las de aguas superficiales y zona saturada, descritas de forma detallada por Hendrickx & Walker (1997), Scanlon et al. (1997), Gee & Hillel (1998) y Zhang (1998) se basan en parámetros físicos (*e.g.* lisímetros), trazadores (*e.g.* calor, históricos, ambientales), y modelos numéricos (Figura 1). En general, proporcionan estimaciones de la recarga potencial basadas en el drenaje producido bajo la zona radicular. La existencia de flujo lateral puede limitar la aplicabilidad si el drenaje no alcanza el nivel freático.

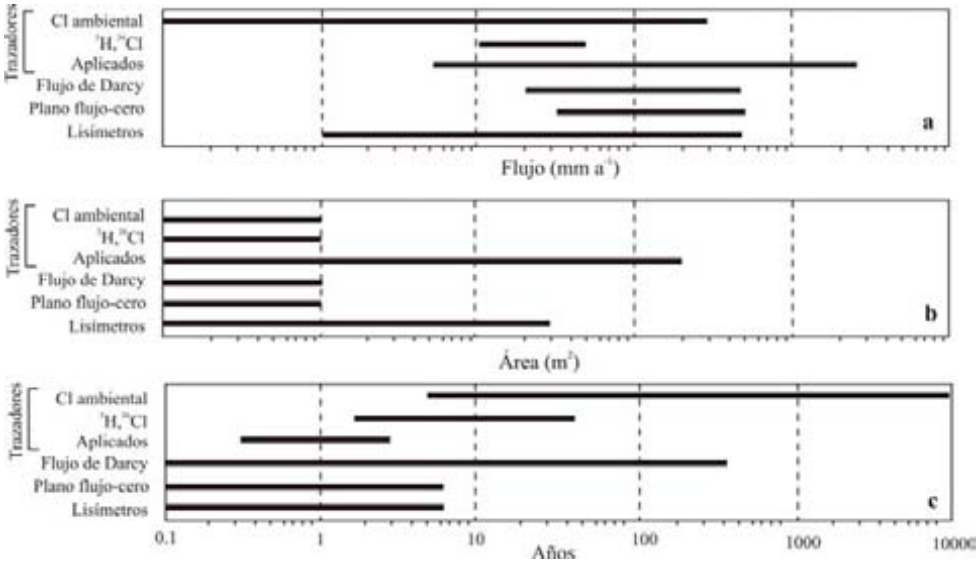


Figura 1. Técnicas aplicadas en la zona no saturada (modificado de Scanlon et al., 2002). (a) Rango de flujo. (b) Representatividad espacial. (c) Representatividad temporal.

Los métodos de estimación de la recarga a escala regional, generalmente a partir de técnicas basadas en el comportamiento del agua subterránea, no proporcionan la precisión suficiente para evaluar la variabilidad de la recarga a escala local.

El análisis de los estudios llevados a cabo por diversos autores indica que la recarga en regiones húmedas es mayor que en las áridas; que la presencia de vegetación produce su reducción (Gee et al., 1994); que la recarga es mayor en zonas cultivadas que en bosques

(Prych, 1998); y es mayor en suelos con textura grosera que fina (Cook & Kilty, 1992).

Sin embargo, la mayor dificultad se presenta en las áreas agrícolas dada la gran variabilidad espacial y temporal debido al tipo de laboreo (Ndiaye et al., 1997), estadios de crecimiento, rotación, necesidades hídricas y métodos de riego asociados a los cultivos existentes. Aunque un buen número de trabajos han tratado de cuantificar la recarga a partir de cultivos (Ghulam & Bhutta, 1996; Dawes et al., 1997; Zhang et al., 1999; Kendy et al., 2003; Brunner et al., 2004; Wang et al., 2008) este aspecto todavía se encuentra en fase de desarrollo. Los valores de recarga obtenidos a partir de estudios en zonas de regadío indican una dependencia conjunta de la precipitación y del riego (media 15%). El trabajo realizado por O'Connell et al. (2003) muestra que para periodos de barbecho el drenaje profundo se incrementa en unos 2 mm a^{-1} aproximadamente si se compara con sistemas permanentemente cultivados y para un amplio rango de precipitación (134-438 mm a^{-1}). En estudios similares se observa una reducción de la recarga asociada a la intensificación de cultivos y su rotación (Latta & O'Leary, 2003; Sadras & Roget, 2004). Por todo ello, tanto la agricultura de regadío cómo la de secano, producen un gran impacto sobre la recarga y en consecuencia sobre los recursos hídricos (Scanlon et al., 2006).

RECARGA EN ZONAS CON REGADIO INTENSIVO

Para cuantificar uno de los componentes más inciertos del balance hídrico, la recarga de acuíferos en zonas de agricultura intensiva, se presenta la aplicación de diversos métodos basados en la combinación de experiencias de campo y modelación numérica, centrados en cultivos hortícolas anuales. Las experiencias de campo se realizaron en el Campo de Cartagena (SE España), cuya principal actividad económica es la agricultura intensiva. Para ello se emplearon métodos basados en el estudio de la recarga potencial en la zona no saturada.

Área de estudio y prácticas agrícolas

La llanura del Campo de Cartagena se extiende sobre una superficie de 1440 km^2 en la Región de Murcia, (SE España). El clima de tipo mediterráneo semi-árido presenta una temperatura media de 18ºC y una precipitación media anual de 300 mm, producida principalmente en primavera y otoño, y distribuida en unos pocos eventos intensos y de gran variabilidad espacial y temporal. La evapotranspiración potencial oscila entre 800 y 1200 mm a^{-1} (Sánchez et al., 1989). La agricultura constituye el principal uso de suelo. El regadío cubre una superficie de 299 km^2 (128 km^2 de cultivos hortícolas anuales, principalmente lechuga y melón; 34 km^2 cultivos hortícolas perennes, principalmente alcachofas; 137 km^2 de árboles frutales, principalmente cítricos) (CARM, 2008) (Tabla 1).

Para la realización del estudio se definieron tres parcelas experimentales sometidas a prácticas agrícolas comunes en el Campo de Cartagena, incluyendo la rotación de cultivos hortícolas (lechuga y melón), riego por goteo y necesidades hídricas (Tabla 1). En el caso de los cultivos hortícolas estivales (*e.g.* melón), se aplicó una cobertura de plástico para reducir la evaporación directa desde el suelo e incrementar la eficiencia del riego.

Cultivo	Altura media (cm)	Profundidad máxima de raíces (cm)	Espaciado de márgenes (m)	Riego por goteo		Necesidades hídricas (m^3 ha^{-1} a^{-1})
				Espaciado de emisores (cm)	Caudal (l h^{-1})	
Lechuga / Melón	30 / 30	30-50 / 80-150	1	30	4	3287,8 / 6169,2
Alcachofa	70	60-90	1,7	40	4	6622,8
Cítricos	300	80-150	6	25-125	4	6407,1

Tabla 1. Características de los principales cultivos y sistema de riego en el Campo de Cartagena (fuente Allen et al., 1998 y CARM, 2007).

Técnicas aplicadas en la zona no saturada

Flujo no saturado

Los mecanismos que gobiernan el flujo transitorio en el medio no saturado son complejos. Durante el drenaje y redistribución del agua en la zona radicular, el flujo puede ser inducido por la vegetación; la distribución de las raíces no es uniforme y la extracción de agua por parte de éstas puede jugar un papel dominante en el proceso de infiltración y redistribución del agua que podría constituir recarga.

Para la aplicación de este método, se instrumentó una parcela experimental con el objeto de controlar la dinámica del agua en la zona radicular y bajo esta. La instrumentación consistente en instalar tensiómetros y TDRs (Reflectrometría Dominio Tiempo) para obtener datos del potencial matricial o succión y del contenido de humedad del suelo a diferente profundidad. En la parcela se llevaron a cabo cultivos hortícolas anuales (lechuga y melón) en rotación desde el 7 de Febrero de 2007 al 21 de Agosto de 2008 (Jiménez-Martínez et al., 2009).

La evapotranspiración potencial se calculó a partir de Allen et al. (1998), mediante un coeficiente de cultivo (K_c) que caracteriza la toma de agua por la planta y la evaporación respecto a un cultivo de referencia. Para cultivos hortícolas anuales es necesario considerar la variación de K_c en estadios de crecimiento y longitud de estos. Al no disponer de datos correspondientes al índice foliar, la evapotranspiración potencial se modeló a partir de una función sigmoidal. Para reducir la evaporación directa en la superficie del suelo se asumió como condición de contorno un valor umbral de succión. El crecimiento de raíces se simuló de acuerdo a una función logística, alcanzando la máxima profundidad al final del estadio de desarrollo del cultivo (Allen et al., 1998).

Para simular el flujo y la extracción de agua por las raíces se utilizó el código HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2005), que permite calcular el flujo mediante la ecuación de Richards. La extracción de agua por parte de la raíces se calculó mediante el modelo de Feddes (Feddes et al., 1978), que limita la extracción para condiciones de suelo seco o sobresaturado.

La Figura 2 muestra los valores de contenido de agua y de succión medidos a diferentes profundidades en el perfil del suelo, junto con los valores simulados a partir del modelo para el cultivo estival de melón.

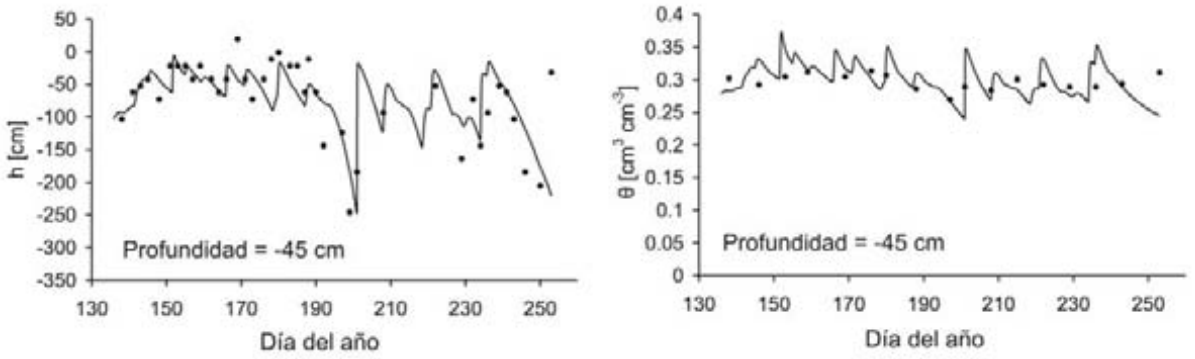


Figura 2. Succión (h) y contenido de agua del suelo (θ) medidos (puntos) y simulados (líneas) a 45 cm de profundidad para uno de los cultivos (melón). Se representa el periodo de días sucesivos desde 17 de Mayo a 10 de Septiembre de 2007; el día 1 fue el 1 de Enero de 2007 (modificado de Jiménez-Martínez et al., 2009).

Transporte multifásico de tritio

Una característica de los métodos isotópicos es el poder integrar todos los procesos que afectan de forma conjunta al flujo de agua en la zona no saturada (Allison et al., 1994; Dugner et al., 1995). El tritio, trazador *quasi*-ideal, es químicamente idéntico al hidrógeno y en consecuencia interactúa directamente con el agua y las substancias orgánicas. El agua tritiada (HTO_l), tiene un carácter volátil o fase gaseosa (HTO_g), que le permite difundirse fácilmente en agua o moverse con esta, tanto en fase líquida como vapor. Si el suelo esta cubierto por vegetación, la extracción de agua por las plantas y la perdida de tritio por intercambio de vapor con la atmósfera a través de los estomas (Kline & Stewart, 1974), constituyen un importante sumidero del tritio almacenado en el suelo. Aunque isotópicamente diferentes, las moléculas de agua y agua tritiada tienen un comportamiento similar. Por ejemplo, no existe fraccionamiento isotópico durante la absorción de agua por la raíces, aunque existen excepciones para algunas especies vegetales (Ellsworth & Williams, 2007). Sin embargo, existen diferencias entre la evaporación y el llamado proceso de "reemisión nocturna". La reemisión es un mecanismo que actúa durante la noche y depende de la concentración de HTO_l en la parte superior del suelo y la concentración de HTO_g en el aire adyacente a la superficie (Ingraham & Criss, 1993). Durante el día, la reemisión esta acoplada al proceso de evaporación (Täschner et al., 1997).

A la segunda parcela experimental del estudio se le aplicó a modo de lluvia una solución tritiada y se realizaron perfiles de concentración en el suelo a partir de muestreos destructivos. Los cultivos hortícolas anuales (lechuga y melón) se fueron rotando desde el 17 de Mayo de 2007 al 21 de Agosto de 2008.

La modelación del transporte ascendente y descendente de tritio próximo a la superficie del suelo generalmente requiere modelos complejos y una detallada información, ya que la variación de la concentración de tritio es muy rápida y muy sensible a numerosos factores interrelacionados, incluyendo la cantidad de lluvia, evapotranspiración o profundidad de raíces. El ensayo de trazador con tritio se simuló mediante SOLVEG (Yamazawa & Nagai, 1997; Yamazawa, 2001), un modelo numérico que permite simular transporte de calor, agua y agua tritiada, ambas en fase líquida y vapor, a través de un suelo desnudo, así como el intercambio suelo-atmósfera. El código fue modificado y adaptado a las condiciones experimentales descritas, incluyendo los procesos de cubrimiento del suelo, crecimiento de

raíces y extracción de agua por estas.

La Figura 3 muestra los valores de concentración de HTO_l medidos a diferentes profundidades, junto con los valores simulados a partir del modelo para tres momentos del experimento.

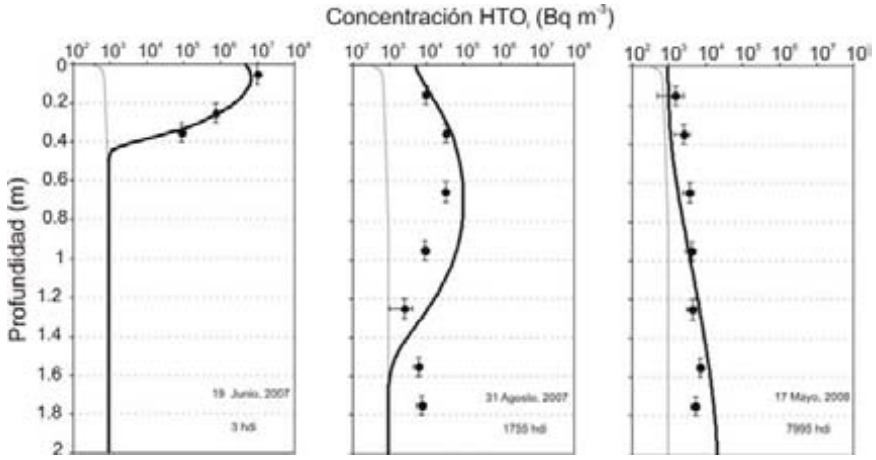


Figura 3. Perfiles de concentración de tritio liquido (HTO_l) medido (puntos) y simulado (líneas). Desviación típica (barras horizontales) e intervalo muestreado (barras verticales) para los valores medidos. El perfil de concentración inicial esta representado por la línea de puntos. hdi: horas después de la inyección.

Balance en el suelo, en la zona no saturada y en el acuífero

El método de fluctuación del nivel freático se incluye dentro de las técnicas aplicadas en la zona saturada o acuífero. Se basa en la premisa de que los ascensos de nivel freático son debidos únicamente al agua de recarga procedente de la zona no saturada. El retardo entre la aplicación de agua, precipitación y/o riego, y la llegada del agua al acuífero durante un evento de recarga es crítico en esta técnica. Su aplicación es válida para cortos periodos de tránsito del drenaje por la zona no saturada (horas o pocos días). Si el flujo en el acuífero no es significativamente más lento que el flujo no saturado, entonces el método presenta poca validez (Healy & Cook, 2002). Sin embargo, esta técnica también permite caracterizar el flujo a través del medio no saturado.

La mayor limitación de este método es la total dependencia de la precisión con la que son cuantificadas las componentes de la ecuación del balance de agua en el suelo. Esta limitación es crítica cuando la magnitud de la recarga es pequeña en comparación con otras variables, en particular con la evapotranspiración. Algunos autores cuestionan la fiabilidad de esta técnica en regiones áridas y semi-áridas. Sin embargo, si el balance hídrico se calcula a escala diaria, la precipitación excede la evapotranspiración en un solo día, el método permite obtener resultados válidos, incluso en regiones áridas (Scanlon et al., 2002).

Este tercer método se aplicó a una parcela experimental de grandes dimensiones (10000 m^2) bajo cultivo hortícola con rotación (lechuga y melón) a lo largo de nueve años hidrológicos (Octubre 1999-Septiembre 2008). El registro del nivel freático en la parcela se obtuvo a partir de un piezómetro situado en el centro de la misma (Jiménez-Martínez et al., 2010).

Las oscilaciones del nivel freático a lo largo de los nueve años se simularon mediante el código VisualBALAN (Samper et al., 2005), que permite realizar un balance hídrico a partir de los procesos producidos en tres sub-modelos o zonas hidrológicas: a) suelo (hasta la profundidad de raíces), b) zona no saturada, y c) zona saturada (acuífero).

La Figura 4 muestra los valores de nivel freático en la parcela, junto con los valores simulados a partir del modelo, para los periodos seleccionados de calibración y validación.

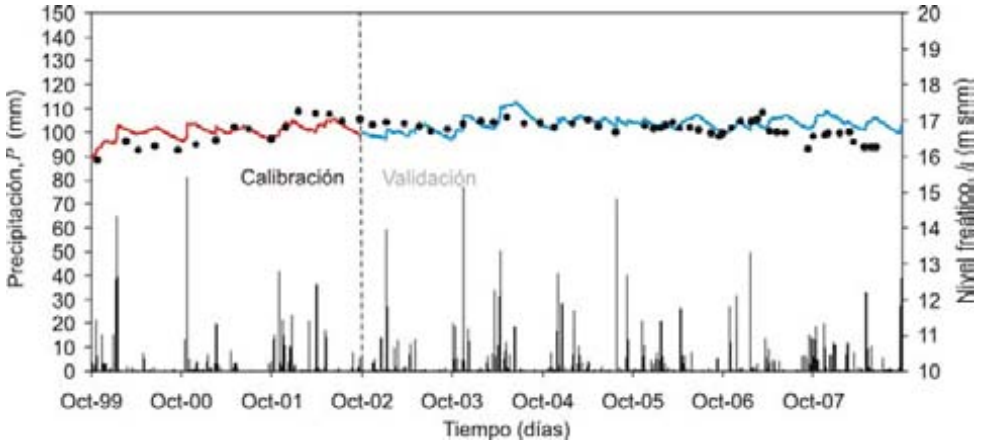


Figura 4. Nivel freático medido (puntos) y simulado (calibración: línea roja; validación: línea azul) en la parcela experimental de cultivos hortícolas anuales. La precipitación diaria es mostrada con barras (modificado de Jiménez-Martínez et al., 2010).

Discusión

Las estimaciones de recarga obtenidas a partir de los tres métodos aplicados presentan valores similares, siendo la recarga media obtenida para cultivos hortícolas (rotación de lechuga y melón) de 496±53 mm para el año hidrológico Octubre de 2007-Septiembre de 2008. Se observa una ligera sobreestimación para el valor por *flujo no saturado* (Tabla 2). Respecto al método del *balance*, la recarga media obtenida para el periodo estudiado (Octubre de 1999-Septiembre de 2008) es de 397±70 mm. Los métodos de *flujo no saturado* y *transporte multifásico de tritio*, aplicados a una escala temporal menor, resultaron fiables en comparación con el método de *balance*, este último aplicado para un intervalo de tiempo mucho mayor.

Cultivo	*I* (mm)	*P* (mm)	*I*+*P* (mm)	Recarga					
				Flujo no saturado		*Transporte multifásico de tritio*		*Balance*	
				(mm)	(%)	(mm)	(%)	(mm)	(%)
Lechuga (Septiembre-Diciembre)	206 (206)	197 (189)	403 (395)	275	68.2	194	48.1	209	52.9
Lechuga (Enero-Abril)	123 (269)	61 (45)	184 (314)	48	26	57	30.9	49	15.6
Melón (Mayo-Agosto) (con cubierta de plástico)	617 (471)	80 (81)	697 (522)	238	34.1	225	32.3	194	35.1
Recarga total año hidrológico 2007-2008	946 (946)	338 (315)	1284 (1231)	561	43.7	476	37.1	452	36.7

Tabla 2. Valores simulados de recarga potencial a partir del total de agua aplicada para cada cultivo. *P*: precipitación; *I*: riego; entre paréntesis se indican los valores utilizados para el método de *balance*; %: porcentaje de recarga respecto de *I*+*P*.

A lo largo del periodo de estudio la evapotranspiración real fue siempre inferior a la potencial, dado que la humedad en el suelo fue insuficiente para satisfacer la transpiración potencial, a pesar de las altas dosis y frecuencia de riego.

Aunque las prácticas agrícolas por parte de los agricultores son las adecuadas dada la alta eficiencia del riego, los valores de recarga obtenidos son elevados. La distribución de la lluvia en pocos eventos de intensidad muy variables en el espacio y en el tiempo, común en regiones semi-áridas, y por otro lado el constante elevado contenido de agua en el suelo, favorecen la percolación profunda durante los intensos eventos lluviosos. Mejorar la gestión de riego a partir del conocimiento del contenido de agua en el suelo y las condiciones meteorológicas es un aspecto clave para reducir significativamente la recarga. Sin embargo, este aspecto no parece una tarea fácil, considerado el régimen de precipitación existente en este tipo clima.

REFERENCIAS

Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Raes, D. y Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements.* Irrigation and Drainage. Paper No. 56, FAO, Rome, Italy.

Allison, G.B.; Gee, G.W. y Tyler, S.W. (1994). Vadose-zone techniques for estimating groundwater recharge in arid and semiarid regions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 6-14.

Brunner, P.; Bauer, P.; Eugster, M. y Kinzelbach, W. (2004). Using remote sensing to regionalize local precipitation recharge rates obtained from the Chloride Method. *J. Hydrol.* 294 (4), 241-250.

CARM (2007). *El Agua y la Agricultura en la Región de Murcia*. Un Modelo de Eficiencia. Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia. 111 pp.

CARM (2008). Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia. Estadísticas Agrárias. Disponible en: <http://www.carm.es>.

Cook, P.G. & Kilty, S. (1992). A helicopter-borne electromagnetic survey to delineate groundwater recharge rates. *Water Resour. Res.* 28, 2953-2961.

Dawes, W.R.; Zhang, L.; Hatton, T.J.; Reece, P.H.; Beale, G. y Packer, I. (1997). Evaluation of a distributed parameter ecohydrological model (TOPOG_IRM) on a small cropping rotation catchment. *J. Hydrol.* 191, 64-86.

Dunger, V. (1995). Methodical aspects of modelling the water and tritium balance of the unsaturated zone. Isotopes Environ. *Health Stud.* 31, 29-46.

Ellsworth, P.Z., & D.G. Willmans (2007). Hydrogen isotope fractionation during water uptake by woody xerophytes. *Plant Soil 291*, 93-107.

Feddes, R. A.; Kowalik, P.J. y Zaradny, H. (1978). *Simulation of Field Water Use and Crop Yield*. John Wiley and Sons, NY.

Gee, G.W. & Hillel, D. (1988). Groundwater recharge in arid regions: review and critique of estimation methods. *Hydrol. Process.* 2, 255-266.

Gee, G.W.; Wierenga, P.J.; Andraski, B.J.; Young, M.H.; Fayer, M.J. y Rockhold, M.L. (1994). Variations in water balance and recharge potential at three western desert sites. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 63-71.

Ghulam, Z.H. & Bhutta, M.N. (1996). A water balance model to estimate groundwater recharge in Rechna Doab, Pakistan. *Irrig. Drain Syst.* 10, 297-317.

Healy, R.W. & Cook, P.G. (2002). Using groundwater levels to estimate recharge. *Hydrogeol. J.* 10, 91–109.

Hendrickx, J. & Walker, G. (1997). *Recharge from precipitation*. En: Simmers I (ed.) Recharge of phreatic aquifers in (semi-)arid areas. AA Balkema, Rotterdam, 19-98.

Ingraham, N.L. & Criss, R.E. (1993). Effects of surface area and volume on the rate of isotopic exchange between water and water vapor. *JGR* 98 (D11), 20547-20553.

Jiménez-Martínez, J.; Skaggs, T.H.; van Genuchten, M. Th. y Candela, L. (2009). A root zone modeling approach to estimating groundwater recharge from irrigated areas. *J. Hydrol.* 367, 138-149.

Jiménez-Martínez, J.; Candela, L.; Molinero, J. y Tamoh, K. (2010). Groundwater recharge in irrigated semi-arid areas: Quantitative hydrological modelling and sensitivity analysis. *Hydrogeol. J.*18, 1811-1824.

Kearns, A.K. & Hendrickx, J.M.H. (1998). *Temporal variability of diffuse groundwater recharge in New Mexico.* Tech. Rep. No. 309, 43 pp., N.M. Water Resour. Res. Inst., Socorro.

Kendy, E.; Gérard-Marchant, P.; Walter, M.T.; Zhang, Y.; Liu, C. y Steenhuis, T.S. (2003). A soil-water-balance approach to quantify groundwater recharge from irrigated cropland in the North China Plain. *Hydrol. Process.* 17, 2011-2031.

Kline, J.R. & Stewart, M.L. (1974). Tritium uptake and loss in grass vegetation which has been exposed to an atmospheric source of tritiated water. *Health Physics* 26, 567-573.

Latta, J. & O'Leary, G.J. (2003). Long-term comparison of rotation and fallow tillage systems of wheat in Australia. *Field Crops Research* 83, 173-190.

Ndiaye, B.; Molenat, J.; Hallaire, V.; Gascuel, C. y Hamon, Y. (2007). Effects of agricultural practices on hydraulic properties and water movement in soils in Brittany (France). *Soil and Tillage Research* 93, 251-263.

O'Connell, M.G.; O'Leary, G.J. y Connor, D.J. (2003). Drainage and change in soil water storage below the root-zone under long fallow and continuous cropping sequences in the Victorian Mallee. *Hydrol. Process.* 54, 663-675.

Prych, E.A. (1998). *Using chloride and chlorine-36 as soil-water tracers to estimate deep percolation at selected locations on the U.S. Department of Energy Hanford Site*, Washington, U.S. Geol. Surv. Water Supply Pap., 2481, 67 pp.

Sadras, V.O. & Roget, D.K. (2004). Production and environmental aspects of cropping intensification in a semiarid environment of southeastern Australia. *Agron. J.* 96, 236-246.

Samper, J.; Huguet, Ll.; Ares, J. y García-Vera, M.A. (2005). Manual de usuario. *VisualBALAN v.2.0: Código interactivo para la realización de balances hidrológicos y la estimación de la recarga.* 150 pp.

Sánchez, M.I.; López, F.; Del Amor, F. y Torrecillas, A. (1989). La evaporación y evapotranspiración en el Campo de Cartagena y Vega Media del Segura. Primeros resultados. *Anales de Edafología y Agrobiología*, 1239-1251.

Scanlon, B.R.; Tyler, S.W. y Wierenga, P.J. (1997). Hydrologic issues in arid systems and implications for contaminant transport. *Rev Geophys* 35:461-490.

Scanlon, B.R.; Healy, R.W. y Cook, P.G. (2002). Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeol. J.* 10, 18-39.

Scanlon, B.R.; Keese, K.E.; Flint, A.L.; Flint, L.E.; Gaye, C.B.; Edmunds, W.M. y Simmers, I. (2006). Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrol. Proscess.* 20, 3335-3370.

Šimůnek, J.; van Genuchten, M.Th. y Šejna, M. (2005). *The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variability Saturated Media, Version 3.0.* Department of Environmetal Sciences University of California Riverside, Riverside, California, USA. 270 pp.

Täschner, M.; Bunnenberg, C. y Raskob, W. (1997). Measurements and modeling of tritium reemission rates after HTO depositions at sunrise and at sunset. *J. Environ. Radioactivity* 36, 219-235.

Wang, B.; Jin, M.; Nimmo, J.R.; Yang, L. y Wang, W. (2008). Estimating groundwater recharge in Hebei Plain, China under varying land use practices using tritium and bromide tracers. *J. Hydrol.* 356, 209-222.

Zhang, L. (1998). *The basics of recharge and discharge*. CSIRO, Collingwood, Australia

Zhang, L.; Dawes, W.R.; Hatton, T.J.; Hume, I.H.; O'Connell, M.G.; Mitchell, D.C.; Milthorp, P.L. y Yee, M. (1999). Estimating episodic recharge under different crop/pasture rotations in the Mallee region. Part 2. Recharge control by agronomic practices. *Agric. Water Manage.* 42, 237-249.

Yamazawa, H. (2001). A one-dimensional dynamical soil atmosphere tritiated water transport model. *Environmental Modelling and Software* 16, 739-751.

Yamazawa, H. & Nagai, H. (1997). *Development of one-dimensional atmosphere-bare soil model.* JAERI-Data/Code 97-401.

2.3.3. CARACTERIZACIÓN ISOTÓPICA DE LA RECARGA EN EL CURSO INFERIOR DEL VALLE DEL RÍO HUASCO, REGIÓN DE ATACAMA, CHILE

Christian HERRERA*, Pía AVALOS*, Hugo FERNÁNDEZ*, Carlos ARAOS* y Constanza ROJAS*

(*) Universidad Católica del Norte. Av. Angamos 0610. Antofagasta, Chile. cherrera@ucn.cl

RESUMEN

Este trabajo presenta los resultados de un estudio isotópico realizado en el curso inferior del valle del río Huasco. El área de estudio se localiza en el desierto de Atacama y se caracteriza por presentar una aridez significativa con una precipitación media anual que sólo alcanza los 50 mm. Con el objetivo de estimar la recarga se ha establecido un balance de cloruros entre el agua de lluvia y los principales puntos de muestreo (manantiales y pozos). El estudio isotópico de las precipitaciones muestra una variación importante del $\delta^{18}O$. El estudio de la composición isotópica de las aguas de manantiales con las distintas rectas altitudinales indica que la recarga se correlaciona con los eventos de lluvia con una composición isotópica $\delta^{18}O$ más enriquecida. Se plantean algunas hipótesis que explicarían esta correlación. El análisis de la composición isotópica de $\delta^{18}O$ del agua de lluvia y la altitud, muestra que la recarga se produce entre los 1400 y 2000 m.s.n.m.

Palabras clave: *recarga, isótopos, río Huasco, Chile*

INTRODUCCIÓN

La Cuenca Hidrográfica del río Huasco se localiza en la Tercera Región de Atacama, norte de Chile, entre las coordenadas 6857634 y 6821059 N, y 27124 y 346040 E. El área de estudio corresponde al tramo entre el Embalse Santa Juana y el puerto de Huasco (Figura 1). El área de la cuenca es de 9850 km^2, y el escurrimiento de las aguas es continuo hasta su desembocadura en la ciudad de Huasco. En el poblado de Alto del Carmen, el valle se divide en dos, el Valle del Tránsito por el norte, y el Valle del río del Carmen por el sur. Por estos dos valles fluyen cursos importantes de agua, afluentes del río Huasco.

El clima es árido y se caracteriza por un aumento máximo de las precipitaciones junto con una disminución de la temperatura en invierno. Existe déficit hídrico durante más de la mitad del año.

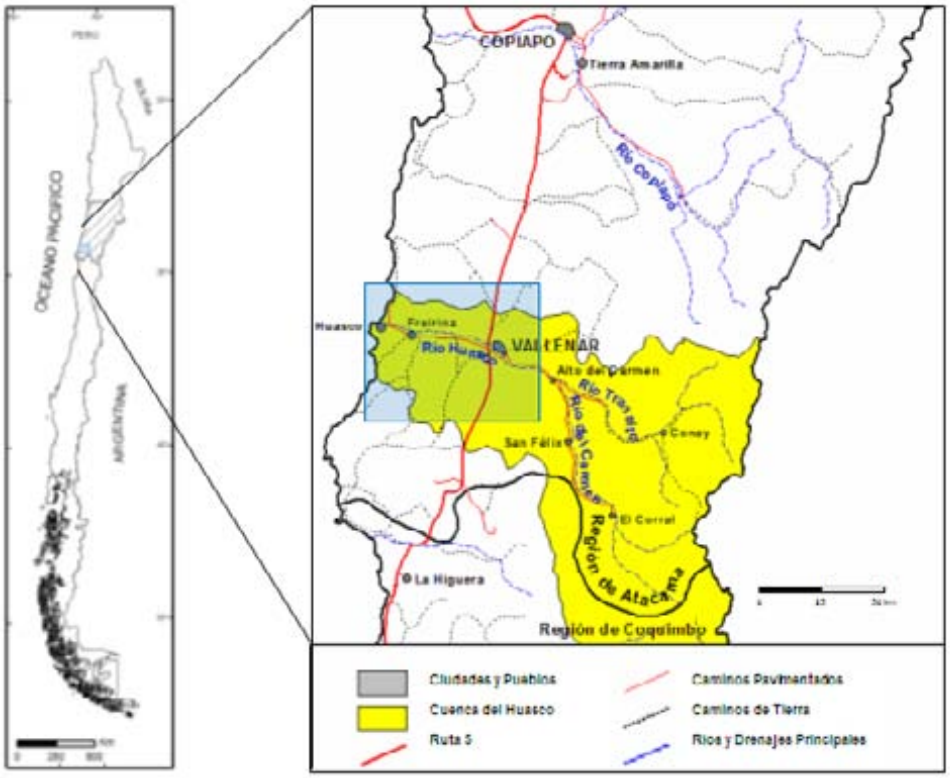


Figura 1. Situación del área de estudio (recuadro azul).

UNIDADES HIDROGEOLÓGICAS

Las unidades hidrogeológicas se definieron en base a criterios hidroquímicos e hidrodinámicos y, en parte, a las características litológicas de los rellenos clásticos como porosidad, grado de compactación, cementación y presencia de finos (Figura 2).

Unidad 1: Acuíferos de alta a media importancia hidrogeológica, compuesta por depósitos fluviales, moderadamente consolidados y no cohesivos asociados al curso del río Huasco, por lo que forman parte del lecho actual, terrazas adyacentes y bancos presentes en el curso desde Huasco Bajo hasta Vallenar. La tranmisividad obtenida en esta unidad muestra una variabilidad espacial importante, siendo de 0,5 a 1,3 m^2/día en las cercanías de borde costero hasta 44 m^2/día en la cercanía de Vallenar.

Unidad 2: Acuíferos de media a baja importancia hidrogeológica, compuesta por depósitos fluvio-aluviales (Gravas del Huasco) y aluviales. La mayoría de estos depósitos se localizan en los faldeos de las vertientes del valle y corresponden a los depósitos acumulados de los distintos abanicos aluviales. Los ensayos de bombeo realizados en esta unidad dan valores de transmisividad que varían entre 0,8 y 3,9 m^2/día.

Unidad 3: Acuíferos de baja a nula importancia hidrogeológica. Corresponde a las rocas que conforman el basamento rocoso del valle. La mayoría de las rocas que componen esta unidad corresponden a rocas volcánicas antiguas y rocas intrusivas. Corresponden a unidades de baja permeabilidad y en la cual no se han reconocido acuíferos. Es posible que localmente debido a la fracturación asociada a fallas, existan zonas con mayor permeabilidad.

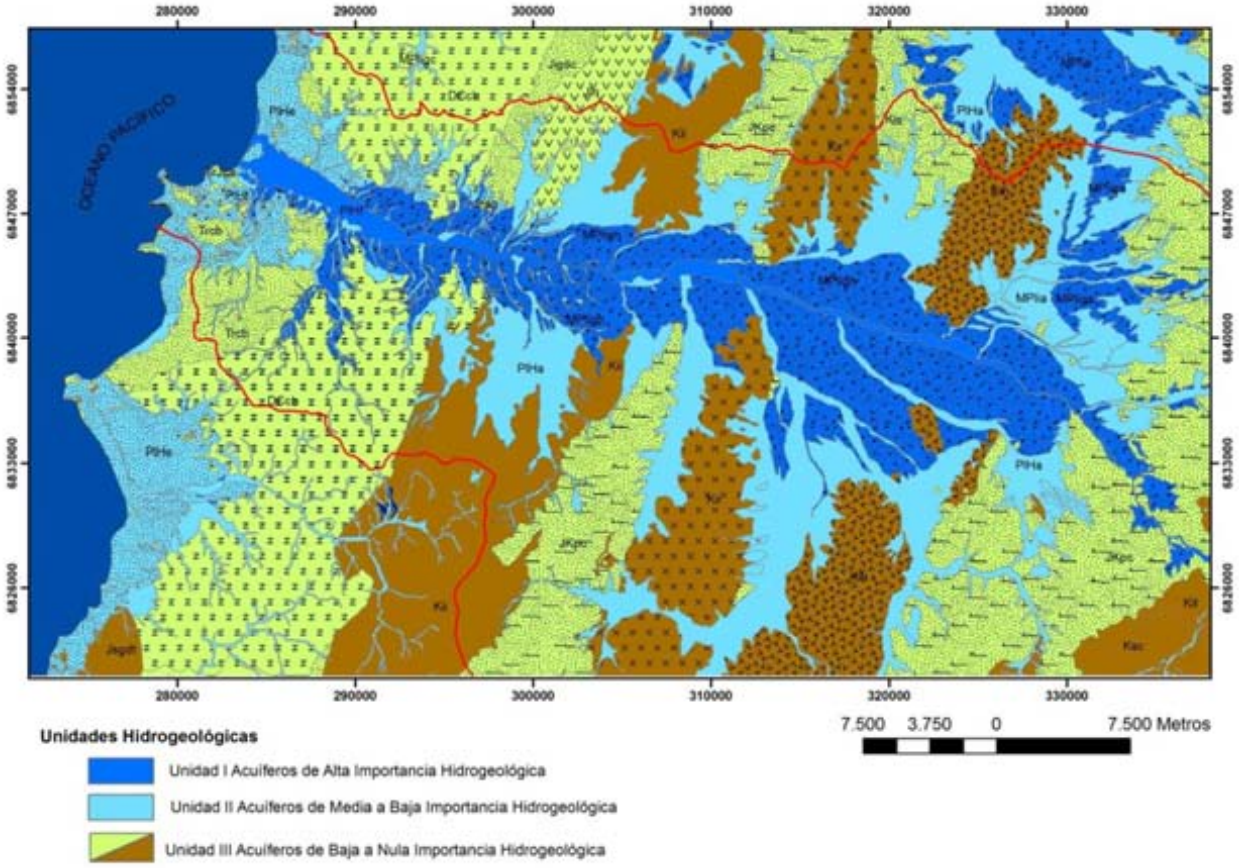


Figura 2. Unidades hidrogeológicas presentes en el curso inferior del valle del río Huasco.

BALANCE DE CLORURO

Dentro de las técnicas ambientales utilizadas para la estimación de la recarga, aquellas basadas en el transporte de sustancias disueltas conservativas desde la superficie del terreno al nivel freático son los más aplicadas. El ión que mejor cumple estas condiciones es el ión cloruro (Custodio y Llamas, 1983). El método se basa en la comparación del aporte de cloruro en la lluvia con respecto al contenido de cloruro que transporta la recarga al nivel freático. Para la realización del balance de cloruros se requiere conocer la aportación media de cloruro del agua de lluvia, la recarga y la escorrentía. Debido a la falta de datos, y para tener una idea de la recarga, se ha realizado un primer balance sin considerar la existencia de escorrentía superficial.

Para realizar el balance de cloruros en la zona, se instalaron seis colectores de agua de lluvia, los cuales fueron debidamente preparados e instalados en lugares estratégicos y de fácil acceso, para evaluar las variaciones de la concentración del ión cloruro a distintas distancias del mar y a distintas altitudes. Los resultados muestran una importante variación de los contenidos de cloruro de las precipitaciones, los cuales varían entre los 0,5 y 118 mg/L, estando la mayoría de los valores comprendidos entre 0,54 y 5,1 mg/L. Se escapa de esta tendencia una muestra obtenida en la estación de Huasco Bajo, la cual por su proximidad al mar es la que presenta una mayor concentración iónica (118 mg/L). Se han calculado dos valores medios de la concentración de cloruros. Un valor incluye todas muestras obtenidas y

otro descarta los valores extremos. El valor medio de las concentraciones de cloruros de la lluvia es de 15,5 mg/L. Descartando los valores extremos el contenido medio de cloruro baja a 4,2 mg/L. Ambas concentraciones medias de cloruro han sido utilizadas para calcular la recarga por precipitaciones y así obtener un rango de variación de la recarga usando esta metodología.

En general, las concentraciones de cloruro más elevadas de las precipitaciones corresponden a la primera muestra de agua de lluvia que ocurre después de un largo período sin precipitaciones. La razón de este fenómeno es que el colector de agua de lluvia se ha juntado una cantidad importante de deposición seca, la cual es disuelta cuando ocurren las precipitaciones. Así, el agua que se infiltra hacia el acuífero tiene una mayor salinidad.

La tendencia general es que los contenidos de cloruro de las precipitaciones son mayores a medida que las muestras están más próximas al litoral. La precipitación en el área de recarga de cada manantial se ha estimado a partir de un mapa de isoyetas elaborado por la Dirección General de Aguas (DGA, 1987). La Tabla 1 presenta los valores de cada uno de los parámetros utilizados en el balance de cloruros y el valor estimado de la recarga.

En el curso inferior del valle de Huasco se han utilizado las muestras obtenidas en los sondeos de Maitencillo. Estas muestras representan el agua de la recarga que se infiltra en los abanicos aluviales de los márgenes del valle del río Huasco. En el curso medio-superior del valle de Huasco se ha utilizado la concentración de cloruro del agua de algunos manantiales como representativa del agua de recarga.

Punto	**Precipitación media anual en Vallenar (mm)**	**Cp**	**Cr**	**R (mm)**
Pozo Maitencillo	31	4,2	218	0,6
Pozo Maitencillo	31	15,5	218	2,2
Pozo Faenadora	31	4,2	23,4	5,5
Pozo Faenadora	31	15,5	23,4	20
Manantial Tongoy	31	4,2	775	0,2
Manantial Tongoy	31	15,5	775	0,6
Manantial Ojos de Agua	31	4,2	258	0,5
Manantial Ojos de Agua	31	15,5	258	1,86
Manantial Huasco Bajo	31	4,2	280	0,5
Manantial Sur Maintencillo	31	4,2	398	0,3

Tabla 1. Parámetros utilizados en el balance de cloruros y valores de recarga obtenidos. Cp = contenido de cloruro de la precipitación; Cr = contenido de cloruro del agua de la recarga (mg/L); R= recarga (mm).

ISOTOPÍA DE LAS AGUAS

Los datos utilizados para la caracterización isotópica de la precipitación fueron obtenidos íntegramente en esta investigación. En la Tabla 2 se presentan los datos de $\delta^{18}O$ y δD de 22 muestras de agua de lluvia, las cuales se tomaron en las localidades de Corral, San Félix, Alto del Carmen, Junta de Valeriano, Orito, Vallenar y Huasco Bajo. En la tabla podemos ver que los datos isotópicos muestran un amplio rango de valores que van desde -15,69 ‰ a 1,41 ‰ para el $\delta^{18}O$ y entre -114,1 ‰ y 1,4 ‰ para el $\delta^{2}H$.

Lluvia	**Altitud (m)**	**Fecha de muestreo**	**δ^2H** (‰ SMOW)	**$\delta^{18}O$** (‰ SMOW)
Corral	1673	22-07-2007	-47.9	-6.89
		30-06-2008	-98.8	-13.35
		25-08-2008	-91.2	-12.77
		10-09-2008	-21	-4.03
San Félix	1126	22-07-2007	-21.7	-1.84
		30-06-2008	-78	-10.32
		27-08-2008	-80.9	-11.84
		10-09-2008	-1.9	1.41
Alto del Carmen	845	30-06-2008	-69	-8.64
		27-08-2008	-66.4	-9.90
		10-06-2008	1.4	1.15
Junta de Valeriano	1882	07-01-2008	-99.7	-13.73
		23-08-2008	-114.1	-15.69
		10-06-2008	-27.5	-5.73
Orito	1025	07-02-2008	-42.9	-6.57
		22-08-2008	-57.9	-9.26
		10-05-2008	-15.1	-3.93
Vallenar	452	07-02-2008	-29.9	-3.74
		26-08-2008	-45.6	-7.04
		10-03-2008	-7.6	-2.75
Huasco Bajo	27	07-02-2008	-18.2	-2.89
		22-08-2008	-34.8	-6.25

Tabla 2.- Datos isotópicos de las precipitaciones de la cuenca de Huasco.

La Figura 3 presenta la relación de $\delta^{18}O$ vs. δ^2H, donde se observa que los datos caen relativamente cerca de la línea meteórica mundial, salvo dos valores que son isotópicamente más pesados y mostrarían indicios de evaporación. Se observan tres agrupaciones principales de datos de la lluvia. El primer grupo corresponde a las muestras tomadas en junio y agosto de 2008, las cuales muestran valores isotópicos más ligeros. El segundo grupo corresponde a las muestras tomadas en julio de 2007, las cuales muestran un leve enriquecimiento isotópico respecto al primer grupo. Por último se observa un tercer grupo de muestras con aguas isotópicamente más enriquecidas y que tienen un aparente fraccionamiento isotópico por evaporación.

Descartando las muestras que presentan claro enriquecimiento por evaporación se deduce la línea meteórica local mediante interpolación lineal por mínimos cuadrados como: $\delta^2H = 8\delta^{18}O + 10{,}2$ ($n = 19$; $r^2 = 0{,}99$). Esta línea meteórica local para el Valle del río Huasco se aproxima mucho a la línea meteórica mundial definida por Craig (1961).

Al comparar la composición isotópica de $\delta^{18}O$ y δ^2H del agua de lluvia con la composición isotópica del agua de los manantiales muestreados en el curso inferior del valle del río

Huasco, se observa que la composición isotópica de las aguas de los manantiales se ajusta bien con la composición isotópica de las muestras de lluvia isotópicamente más enriquecidas. Sólo un manantial situado más al Este presenta una composición más ligera y cabe la posibilidad que sea alimentado por aguas recargadas en el curso superior del valle.

El escaso número de datos isotópicos de precipitación existentes en la zona de estudio y la gran variabilidad temporal de la composición isotópica no han permitido establecer una tendencia clara de la composición isotópica de la precipitación respecto a la altitud. Sin embargo, a partir de dos eventos de precipitación de los que se cuenta con numerosos datos isotópicos, se han podido establecer algunas características de interés.

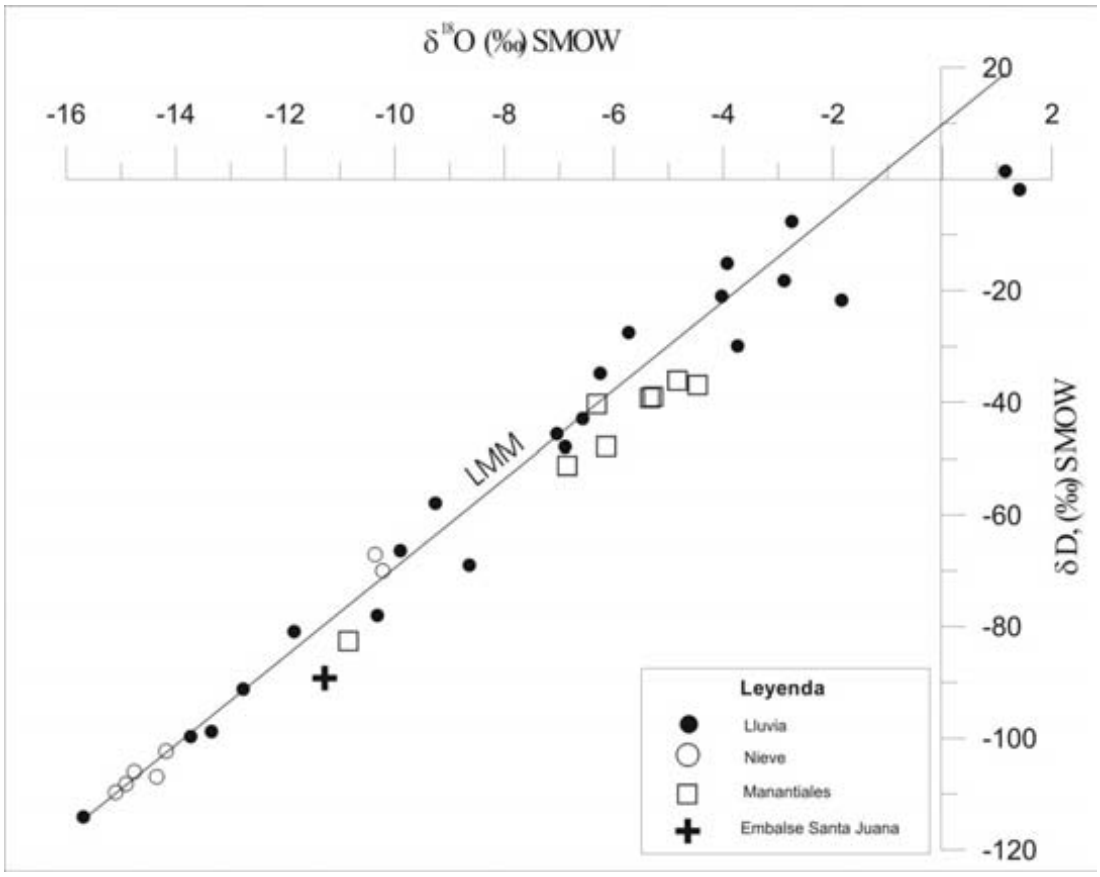


Figura 3. Relación $\delta^{18}O/\delta^{2}H$ (‰) SMOW correspondientes a todos los análisis de agua de lluvia, nieve y manantiales de la cuenca del río Huasco. LMM = Línea Meteórica Mundial.

La Figura 4 presenta la relación entre la composición isotópica ($\delta^{18}O$) y la altitud (m) de las muestras de precipitación, a partir de la cual se pone de manifiesto que las mayores precipitaciones ocurridas en los meses de junio, julio y agosto de 2008 son las que presentan una composición isotópica más ligera. La menor cantidad de precipitaciones ocurridas en el invierno de 2007 son las que presentan una composición isotópica más enriquecida.

Los gradientes altitudinales obtenidos para $\delta^{18}O$ oscilan entre -0,45 y -0,53 ‰/100 m y son muy altos respecto de los gradientes isotópicos esperados para la zona centro-norte de Chile. Estos gradientes isotópicos resultan más coherentes con otros gradientes altitudinales reconocidos en el norte grande de Chile (Herrera *et al.*, 2006). Estos gradientes de composición isotópica obtenidos en el área de estudio son altos si se comparan con los

existentes en otras regiones del mundo y que, en general, oscilan en torno a 0,25‰ / 100 m (Plata, 1994). Aravena *et al*. (1999) también han descrito elevados gradientes isotópicos respecto de la altitud para las precipitaciones de verano reconocidas en la Pampa del Tamarugal (norte Grande) y en el que el gradiente altitudinal de $\delta^{18}O$ alcanza hasta -1‰ / 100 m. En el caso de las precipitaciones muestreadas en el área de estudio, no resulta claro un efecto de variación de la composición isotópica de $\delta^{18}O$ asociado a la estacionalidad de las precipitaciones.

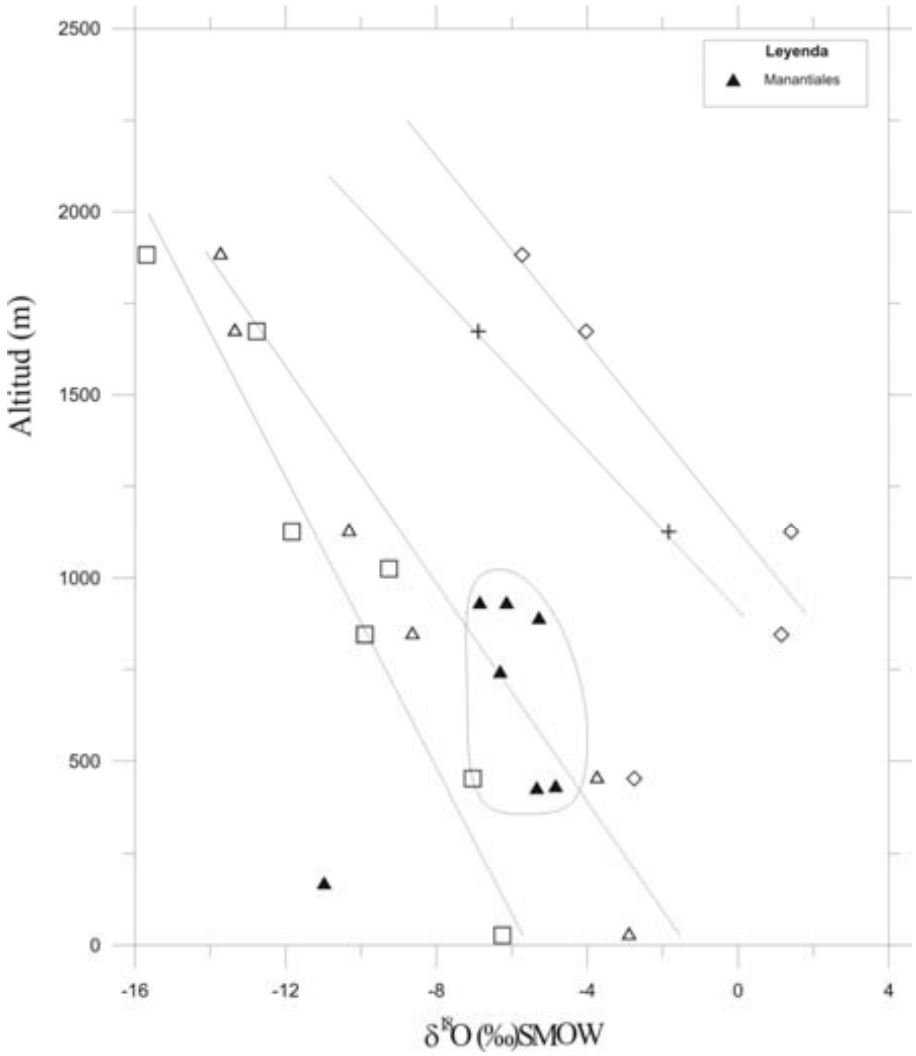


Figura 4. Relación $\delta^{18}O$ (‰) SMOW vs. altitud correspondiente a los distintos eventos de precipitaciones registrados en la cuenca del río Huasco y comparación con muestras de manantiales.

Es difícil considerar gradientes isotópicos tan elevados de $\delta^{18}O$ a partir de sólo el fraccionamiento isotópico de masas de humedad procedentes del Océano Pacífico. Por lo tanto, se espera que este gradiente isotópico tan elevado corresponda a precipitaciones que incorporan humedad procedente de la Amazonía, la cual presenta composiciones isotópicas más ligeras como las reconocidas en las precipitaciones más orientales.

Las muestras de precipitación tomadas a mayor altitud (Junta de Valeriano) presentan marcadas diferencias en la composición isotópica para cada uno de los eventos de precipitación. Así el rango en la composición isotópica de $\delta^{18}O$ en este punto varía entre -

5,73 y -15,69‰. Es probable que estas marcadas diferencias isotópicas de ^{18}O correspondan a distintos orígenes de las masas de humedad que las originan y, así, las precipitaciones isotópicamente más ligeras incorporen humedad proveniente de la Amazonía y las precipitaciones más enriquecidas incorporen más humedad proveniente del Océano Pacífico.

A partir de las rectas altitudinales obtenidas del estudio de la relación isotópica ($\delta^{18}O$) y la altitud (m) se puede estimar la altitud de la recarga de las aguas subterráneas entre los 1500 y 2000 m s.n.m.

CONCLUSIONES

La recarga estimada a partir de un balance de cloruros en el curso inferior del valle de Huasco varía entre 0,2 y 5,5 mm y representa entre el 1 y 18% de las precipitaciones que se registran en el área de estudio. No obstante, las estimaciones de la recarga a través de balances hidrometeorológicos dan valores entre 0,2 y 0,6 mm.

La isotopía de $\delta^{18}O$ y $\delta^{2}H$ de las precipitaciones muestran una variación muy importante de valores que puede ser atribuida a la procedencia de las masas de humedad que originan las lluvias. Así, las precipitaciones con una composición isotópica de $\delta^{18}O$ y $\delta^{2}H$ más ligera incorporarían humedad procedente de la Amazonía, mientras que las precipitaciones más enriquecidas serían originadas por masas de humedad procedentes del Océano Pacífico.La composición isotópica de $\delta^{18}O$ y $\delta^{2}H$ de las aguas de los manantiales reconocidos en el curso inferior del valle de Huasco se ajusta bien con la composición isotópica de las aguas de lluvia originadas por frentes originados en el Océano Pacífico.

REFERENCIAS

Aravena, R.; Susuki, O.; Peña, H.; Pollastri, A.; Fuenzalida, H. and Grilli, A. (1999). *Isotopic composition and origin of the precipitation in Northern Chile*. Applied Geochemistry, 14(4): 411-422.

Craig, H. (1961). *Isotopic variations in the meteorics waters*. Science, 133: 1702-1703.

Custodio, E.; Llamas, M.R. (1983). *Hidrología Subterránea*. Editorial Omega, Vol. No. 2, 2350 pp. Barcelona

DGA (1987). *Balance Hídrico de Chile*. Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas.

Herrera, C.; Pueyo, J.J.; Saez, A. y Valero, B. (2006). *Relación de aguas superficiales y subterráneas en el área del lago Chungará y lagunas de Cotacotani, norte de Chile: un estudio isotópico.* Revista Geológica de Chile, Santiago, 33(2): 299-325.

Plata, A. 1994. *Composición isotópica de las aguas subterráneas de la Península Ibérica*. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, 139 pp. Madrid.

2.3.4. EVALUACIÓN DE LA RECARGA DIFUSA Y CONCENTRADA EN MACIZOS CARBONATADOS MEDIANTE TÉCNICAS FÍSICAS Y DE TRAZADORES: RESULTADOS OBTENIDOS EN SIERRA DE GÁDOR (SURESTE DE ESPAÑA)

Francisco J. ALCALÁ*, Albert SOLÉ-BENET, Yolanda CANTÓN***, Luis RIBEIRO*, Sergio CONTRERAS****, Ana WERE*****, Penélope SERRANO-ORTIZ**, Juan PUIGDEFÉBREGAS** y Francisco DOMINGO****

(*) Geo-Systems Centre/CVRM. Instituto Superior Técnico. 1049-001 Lisboa, Portugal.
francisco.alcala@ist.utl.pt
(**) Estación Experimental de Zonas Áridas, CSIC. 04120 Almería
(***) Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Almería. 04120 Almería
(****) Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC. 30100 Murcia
(*****) Department of Hydrology and Geo-environmental Sciences. Vrije Universiteit Amsterdam. 1081 HV Amsterdam, The Netherlands

RESUMEN

Algunos manantiales locales que drenan la recarga potencial en tránsito (R_T) en Sierra de Gádor (SE de España), han permitido evaluar la aplicabilidad del balance de masa del ión cloruro atmosférico (CMB) para estimar R_T en macizos carbonatados heterogéneos. La influencia del clima sobre R_T se ha evaluado en el año hidrológico 2003-04 (con precipitación (P) cercana a la media) y en el año seco 2004-05. R_T a escala de pequeña cuenca se comparó con R_T obtenida mediante balance hídrico en el suelo (SWB) a escala puntual, tras medir la evapotranspiración real (E) mediante la técnica de *Eddy Covariance*. En 2003-04, R_T varió entre 0,35 y 0,40 de P anual, y en 2004-05 varió desde <0,05 de P en la medianía hasta 0,20 a cota alta. La diferencia entre métodos fue ~5% en ambos años. A partir del contenido de humedad en el suelo se determinó la fracción de recarga difusa (R_D) y, por diferencia con R_T, la recarga concentrada (R_C) a escala puntual en ambos años. R_D anual fue 0,16 de P en 2003-04 y ~0,01 de P en 2004-05. El método de CMB aplicado a escala de pequeña cuenca permite validar R_T a escala puntual a la vez que aporta estimaciones en lugares sin posibilidad de calcular R_T con métodos de SWB, incluso durante episodios de marcada aridez climática.

Palabras clave: *recarga, difusa, concentrada, macizo carbonatado, semiárido, SE España*

INTRODUCCIÓN

En la mayoría de regiones montañosas carbonatadas semiáridas existen condiciones para la

generación de recarga difusa (R_D) y concentrada (R_C) que contribuyen de forma variable a la recarga potencial total (R_T) (Wood et al., 1997; Simmers et al., 1997). Aunque su división no es clara, y admitiendo una fracción relevante de R_C en R_T, se puede decir que R_C está menos afectada por la evapotranspiración (E) que R_D y puede incluir parte de la escorrentía infiltrada en lugares preferenciales (Custodio et al. 1997). En estas zonas, la variación estacional y altitudinal del clima se combina con ciclos climáticos globales para aumentar R_T desde <0,1 de P anual a baja altitud hasta >0,5 de P a mayor altitud, con una proporción variable de R_D y R_C (Gee & Hillel, 1988). Las técnicas hidrodinámicas y de balance de agua en el suelo (SWB) son las más utilizadas para estimar R_T desde climas áridos a húmedos y a diferentes escalas espacio-temporales. Su complejidad y precisión dependen del número de variables que puedan instrumentalizarse (Simmers et al., 1997; Scanlon et al., 2006). R_T suele presentar una magnitud residual frente a P y E, y por tanto su resultado puede ser incierto y sesgado cuando se utilizan métodos semi-empíricos para estimar E, especialmente en regiones con clima árido (España et al., 2011). En este sentido, es recomendable utilizar métodos alternativos para comparar las estimaciones (De Vries & Simmers, 2002; Scanlon et al., 2006).

En macizos carbonatados montañosos, la descarga de una fracción de la recarga en tránsito a través de manantiales locales - a veces efímeros – que drenan pequeños acuíferos colgados permite estudiar R_T mediante el balance de masa del ión cloruro atmosférico (CMB). Esta técnica ha sido muy utilizada para estimar R_T en regiones llanas semiáridas continentales (Scanlon et al., 2006). Su uso en zonas costeras montañosas debe considerar el alto gradiente espacial de la deposición atmosférica de cloruro (Alcalá & Custodio, 2008a) y la posibilidad de que el agua subterránea muestreada integre la recarga producida en diferentes partes del territorio y altitudes, aumentando la incertidumbre de estimación de R_T (Custodio, 2010).

Por otra parte, R_T y R_D se pueden cuantificar con precisión a escala puntual en lugares experimentales mediante métodos basados en el balance de agua en el suelo (Simmers et al., 1997; Eliers et al., 2007), como procedimiento alternativo a la separación de hidrogramas. La estimación precisa de R_T en unos pocos lugares limita la posibilidad de validar resultados regionales de E obtenidos mediante teledetección o interpolación de la variable. El método de CMB puede complementar el número de estimaciones necesarias para regionalizar R_T.

Este trabajo muestra (1) la aplicabilidad del método de CMB para estimar R_T a escala de pequeña cuenca en acuíferos carbonatados montañosos en clima semiárido, y (2) el reparto esperable de R_T entre R_D y R_C a esa escala espacial. Para ello, (1) se evalúa la influencia climática en la estimación de R_T en dos años hidrológicos contrastados, el año medio 2003-04 y el inusualmente seco 2004-05, y (2) se comprueba que es mínima la diferencia entre R_T obtenida mediante los métodos de CMB y SWB para el mismo período y rango de elevación, para proponer como orientativo el reparto de R_T entre R_D y R_C calculado a escala puntual.

ÁREA DE ESTUDIO

Sierra de Gádor (altitud máxima de 2246 m s.n.m.) es un macizo carbonatado de 670 km^2 situado al SW de la provincia de Almería (SE de España). Es la principal zona de recarga de los acuíferos profundos del Campo de Dalías, una llanura semiárida costera de 360 km^2 donde se capta agua subterránea para el riego de 260 km^2 de invernaderos y el abastecimiento de 250.000 habitantes (Figura 1). Sierra de Gádor consiste en una serie potente de calizas y dolomías triásicas sobre un basamento metapelítico pérmico-triásico de menor permeabilidad

perteneciente a las Unidades de Gádor y Felix (Complejo Alpujárride, Zona Interna Bética). El acuífero carbonatado triásico continúa bajo el Campo de Dalías, donde queda confinado por calcarenitas y margas mio-pliocenas y coluviales cuaternarios (Domínguez, 2000).

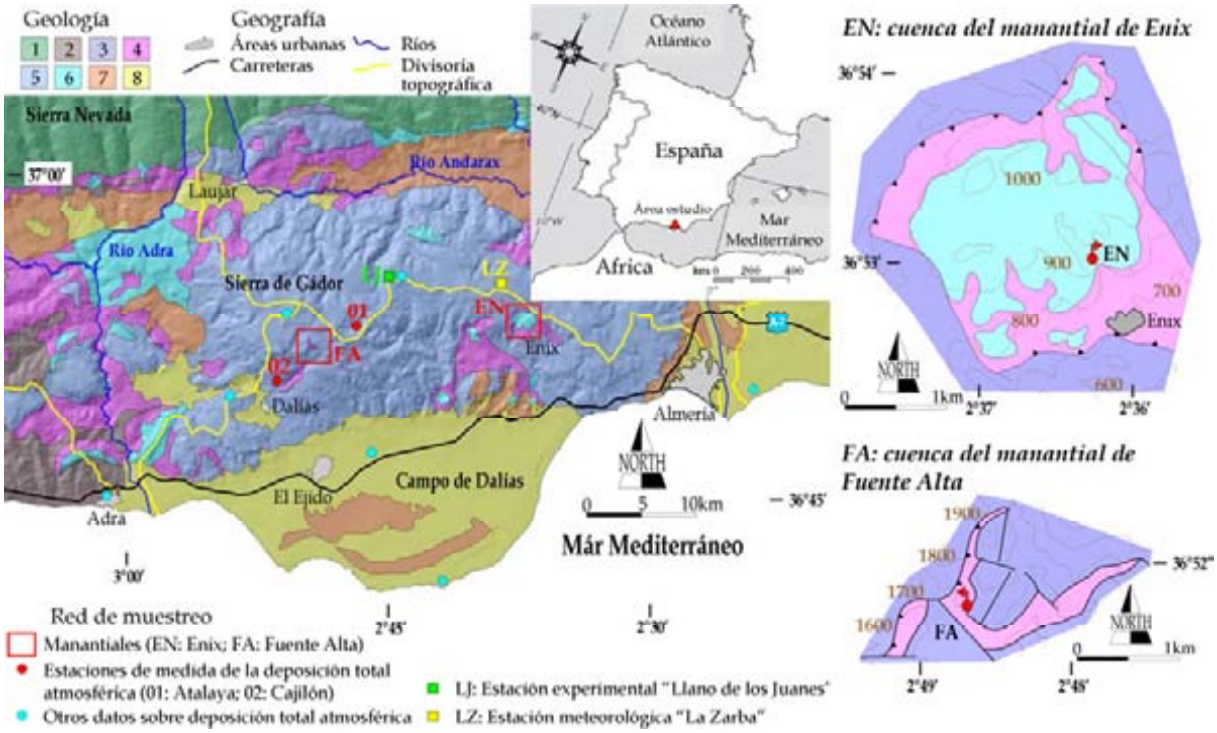


Figura 1. Localización y esquema geológico de Sierra de Gádor, modificado de Alcalá et al. (2011); a la derecha se muestra un esquema de detalle de dos manantiales locales estudiados (EN Enix, FA Fuente Alta). (1) Esquistos paleozóicos (N); (2) Esquistos paleozóicos (A); (3) Mármoles triásicos (N); (4) Filitas pérmicas-triásicas (A); (5) Calizas y dolomías triásicas (A); (6) Calizas triásicas (A); (7) Sedimentos neógenos; (8) Sedimentos cuaternarios. Complejos tectónicos Nevado-Filábride (N) y Alpujárride (A) de la Zona Interna Bética.

El clima semiárido regional modula una alta variabilidad intra e interanual de la precipitación, cifrada en torno al 38% de la precipitación anual en la estación meteorológica La Zarba (36º55'00"N, 2º38'21"W, 1219 m s.n.m.; Figura 1), con un registro de 30 años. Los valores promedio oscilan desde 215 mm año^{-1} en el Campo de Dalías hasta 650 mm año^{-1} en la cumbre de Sierra de Gádor, con volúmenes máximos mensuales en otoño y mínimos en verano. La temperatura media anual es de 18 ºC en la plana costera y de 9 ºC en la cumbre, lo que induce una tasa de evapotranspiración de ~0,5 de P anual en la cumbre y de ~0,85 de P anual en las zonas bajas (Contreras et al., 2008).

A partir del análisis de isótopos estables en la precipitación y el agua subterránea, se ha deducido un rango principal de recarga entre 1000 m s.n.m. y la cumbre (Vallejos et al., 1997; Alcalá et al., 2007). Dentro de este rango de altitud, se han seleccionado los manantiales locales de Fuente Alta (36º52'02' N, 2º48'36" W, 1735 m s.n.m.) y Enix (36º52'58" N, 2º36'11" W, 825 m s.n.m.) para evaluar R_T mediante el método de CMB en los años hidrológicos 2003-04 y 2004-05. Estos manantiales drenan pequeños acuíferos colgados que interceptan parte de la recarga total potencial (R_T) en tránsito que debería llegar al nivel freático regional en el futuro.

En el Llano de los Juanes (36º55'56" N, 2º44'55' W, 1600 m s.n.m.), un sitio cercano de

ÍNDICE

investigación dentro de este rango de altitud (Figura 1), se han cuantificado R_T diaria mediante métodos de SWB y R_D diaria a partir del contenido de agua en el suelo para evaluar la fracción de R_D y R_C en R_T. Se ha comprobado que la estructura geológica, la litología, el tipo y propiedades del suelo y la cubierta vegetal de las cuencas de los manantiales de Fuente Alta y Enix y del Llano de los Juanes es similar, lo que permite comparar tasas y mecanismos de recarga entre ambas escalas de observación.

MÉTODOS

Estimación de la recarga total, difusa y concentrada a escala puntual

El Llano de los Juanes es un área endorreica. En régimen estacionario de humedad en el suelo, para un período suficientemente largo como un año hidrológico (octubre a septiembre), el balance hídrico en el suelo se puede expresar como:

$$P = E + R_D + R_C \tag{1}$$

donde P = precipitación, E = evapotranspiración real; R_D = recarga difusa producida en un medio poroso; R_C = una combinación de mecanismos de recarga desde *quasi*-difusa afectada de forma variable por E hasta concentrada en macro-poros, fracturas, etc. Los términos se expresan en mm y se refieren a un período diario de balance. La suma de R_D y R_C representa la recarga total potencial (R_T). Los detalles sobre la medida de E mediante la técnica de *Eddy Covariance* pueden consultarse en Serrano-Ortiz et al. (2009).

El cálculo de R_T considera que el suelo deja de drenar cuando su contenido de humedad (θ) recupera la capacidad de campo (θ_{FC}) tras un evento de P. Para cuantificar R_T diaria, se midió P, E y θ diarias y se simuló la condición de humedad del suelo durante todo el año (Rushton et al., 2006). El contenido de agua del suelo se calcula en cada paso de tiempo a partir del valor previo, como:

$$R_T = \theta_D \text{ (para } \theta_D < 0) \text{ y } R_T = 0 \text{ (para } \theta_D \geq 0) \tag{2}$$

$$\theta_D = \theta_{PD} - P + E \tag{3}$$

donde θ_D = déficit diario de humedad necesario para que el suelo alcance la θ_{FC} (θ a -33 kPa); θ_{PD} = θ_D el día anterior. El primer valor de θ_{PD} = 131 mm se obtuvo calibrando las estimaciones hasta que la suma de R_T diaria coincidió con el valor anual de R_T.

R_D fue calculada a escala de evento de P a partir de datos de θ medidos cada 30 minutos a 6 y 25 cm de profundidad, asumiendo que un evento *i* de R_D comienza cuando θ alcanza θ_{FC} y termina cuando θ vuelve a decrecer bajo θ_{FC} (Eliers et al., 2007). θ(t) = contenido de humedad promedio del suelo en el tiempo *t* en cada profundidad del suelo. Si $\theta(t) > \theta_{FC}$ entonces:

$$R_{Di} = \int_0^t \left(\theta(t) - \theta_{FC}\right) dt \tag{4}$$

donde θ(t) es parte de θ_{FC} al final de cada evento R_{Di}. La suma de los R_{Di} eventos proporciona

la tasa anual de R_D. Los detalles sobre la medida de θ y la simulación de R_T y R_D aparecen en Cantón et al. (2010). R_C diaria fue calculada como diferencia de R_T y R_D diarias.

Estimación de la recarga total a escala de pequeña cuenca

El reducido rango de elevación de las cuencas de los manantiales de Fuente Alta y Enix propicia similares condiciones de contorno que en el Llano de los Juanes. La diferente escala espacial afecta a los resultados si existe diferente litología, vegetación, estado del suelo, etc. Este no es el caso, y por tanto es esperable similar magnitud de R_D y R_C en R_T a largo plazo.

En régimen estacionario de humedad en el suelo y de aporte de sales atmosféricas, el balance de masa de cloruro atmosférico (CMB) durante un año hidrológico se puede expresar transformando la ecuación [1] como:

$$P \cdot C_P = R_D \cdot C_{RD} + R_C \cdot C_{RC} \pm F \qquad (5)$$

donde C = concentración media de cloruro de cada término del balance durante el intervalo de muestreo (C_P para P), o la concentración media de un número de muestras en el intervalo (C_{RD} y C_{RC} para R_D y R_C). F = otras fuentes de cloruro como contribuciones litológicas, o minerales precipitados en el suelo durante largos periodos de sequía anteriores. A largo plazo, la descarga de los manantiales locales se supone igual a la media ponderada de R_T en la cuenca, con fracciones desconocidas de R_D y R_C, que se suponen bien mezcladas en la zona no saturada antes de la descarga. Se supone que: (1) es corto el tiempo de tránsito medio de R_T por la zona no saturada; (2) los procesos de difusión, dispersión, etc. no modifican las condiciones de muestreo; (3) el aporte de cloruro de la humedad del suelo se adiciona a R_T; y (4) F es insignificante. Así R_T se estima mediante la transformación de la ecuación [5] en:

$$P \cdot C_P = R_T \cdot C_{RT} \qquad (6)$$

donde $A_P = P \cdot C_P$ es la deposición total de cloruro en el período de estudio (g m^{-2}) medida en colectores abiertos que recogen el aporte de cloruro por la precipitación y por la deposición seca la misma muestra, o la tasa anual cuando se suman períodos sucesivos hasta completar un año (g m^{-2} $año^{-1}$) (Alcalá & Custodio, 2008a). La frecuencia de muestreo del agua subterránea se determinó a partir de su tiempo medio de renovación. A partir de la geometría, espesor saturado y parámetros hidráulicos del acuífero, y asumiendo un flujo de tipo pistón (*plug*), Alcalá et al. (2011) determinaron una frecuencia de entre 1 y 3 meses para el muestreo de ambos manantiales.

El muestreo de la deposición total atmosférica en los colectores de Atalaya (36º52'36" N, 2º45'28" W, 1702 m a.s.l.) y Cajilón (36º50'28" N, 2º47'27" W, 438 m a.s.l.) entre octubre de 2003 y octubre de 2005 se realizó trimestralmente para asegurar que se cubre todo el periodo potencial de renovación del agua subterránea (Figura 1). Los detalles sobre el muestreo, el análisis de cloruro en muestras de deposición atmosférica y manantiales y la precisión alcanzada aparecen en Alcalá & Custodio (2008b).

RESULTADOS

R_T y R_D a escala puntual en el área experimental del Llano de los Juanes

La suma de los balances de agua diarios para los años 2003-04 y 2004-05 ha permitido obtener los valores mensuales y anuales de R_T (Figura 2a). Casi el 70% de R_T anual en 2004 se produjo entre febrero y mayo; en 2005 toda la R_T se produjo en marzo. R_T fue 189,1 mm en 2003-04 (0,37 de P) y 7,8 mm en 2004-05 (0,04 de P).

R_D anual fue ~ 81,3 mm (0,16 de P) en 2003-04 y de ~2,3 mm (0,01 de P) en 2004-05 (Figura 2a). Los resultados muestran que en estos suelos delgados, el efecto hidráulico de R_D se demora varios días, mientras que R_C es coetánea a los eventos de P.

R_T a escala de pequeña cuenca en manantiales locales

En los colectores de Atalaya y Cajilón, los valores acumulados de P (mm) y su contenido en C_P (mg L^{-1}) permitieron obtener valores trimestrales de deposición total atmosférica de cloruro. Su suma durante un año proporciona la tasa anual (A_P). En 2003-04, A_P fue 0,73 y 0,89 g m^{-2} $año^{-1}$ en Atalaya y Cajilón, mientras que en el año 2004-05 A_P fue 0,45 y 0,47 g m^{-2} $año^{-1}$ (Figura 3).

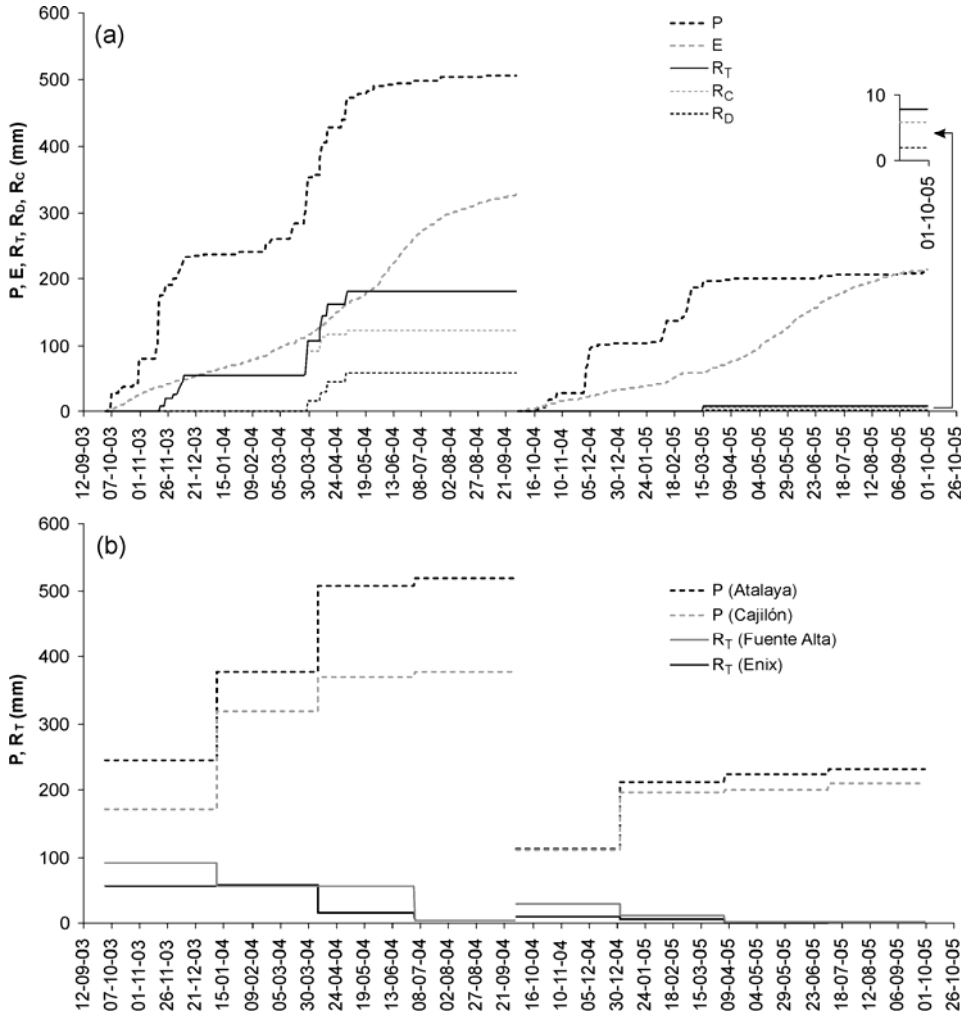


Figura 2. P (precipitación), E (evapotranspiración real), y recarga total (R_T), difusa (R_D), y concentrada (R_C) para los años hidrológicos 2003-04 y 2004-05. (a) valor diario acumulado de P, E, R_T, R_D y R_C en el Llano de los Juanes. (b) P trimestral acumulada en los colectores de Atalaya y Cajilón y R_T trimestral calculada a partir de los valores de deposición total de Cl (corregidos respecto de la altitud) en los citados colectores y los valores de C_{RT} registrados en los manantiales de Fuente Alta y Enix.

A partir de las series temporales disponibles de 3-4 años de A_P, Alcalá et al. (2007) y Alcalá & Custodio (2008a) calculan un gradiente exponencial de disminución espacial de A_P hacia el interior de 0,5 g m^{-2} $año^{-1}$ km^{-1} en la costa hasta 0,05 g m^{-2} $año^{-1}$ km^{-1} en el interior. A partir de 10-15 km de la costa, el gradiente espacial de A_P pasa a ser lineal. Esto permite expresar la variación espacial de A_P en términos de variación altitudinal para determinar el valor medio ponderado de A_P en la cuenca vertiente de los manantiales de Fuente Alta y Enix a partir de los valores de A_P medidos en los colectores de Atalaya y Cajilón. La variación estacional de R_T en los manantiales de Fuente Alta y Enix se obtiene a partir de los valores corregidos de A_P y del valor de C_{RT} promedio de varias medidas realizadas durante ese periodo (Figura 3). R_T anual fue 209 y 132 mm en el año 2003-04, y 44 y 9 mm en el año 2004-05 en los manantiales de Fuente Alta y Enix.

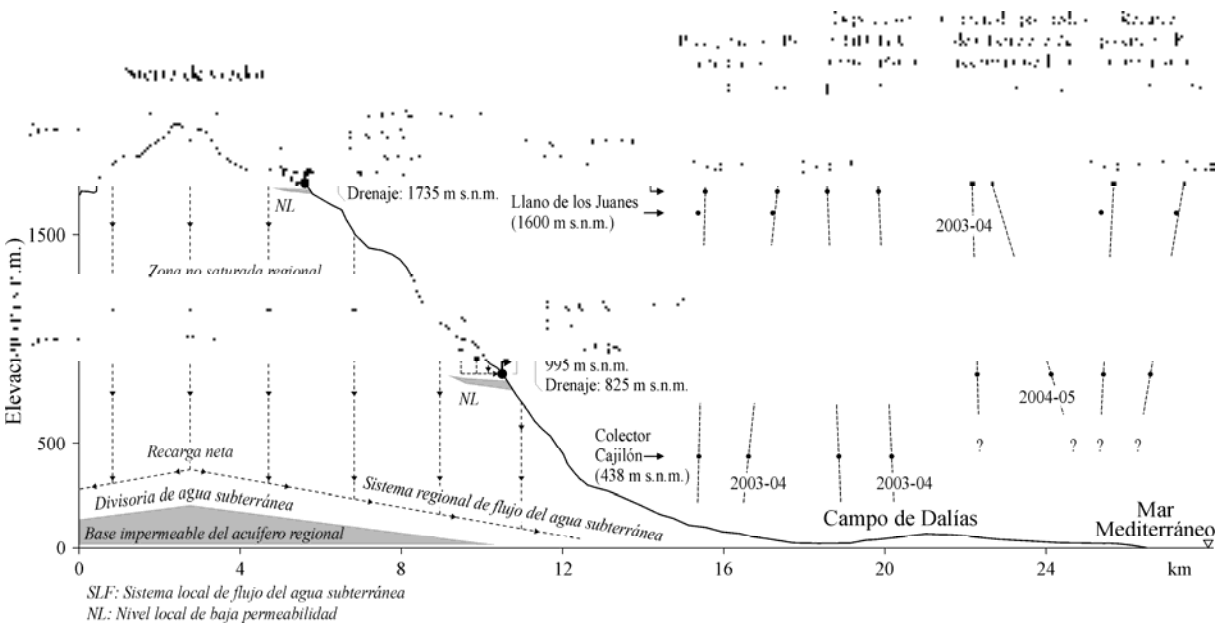


Figura 3. Proyección de los manantiales de Fuente Alta y Enix, los colectores de Atalaya y Cajilón, y la estación del Llano de los Juanes sobre una sección topográfica desde la cumbre de Sierra de Gádor hasta la costa. Sobre el modelo hidrogeológico regional simplificado, las líneas discontinuas representan las líneas de flujo regional de R_T a través de la zona no saturada y las líneas de flujo local de R_T integradas en el punto de descarga de los citados manantiales. Se incluye la variación lineal con la altitud de las tasas anuales de P, A_P, C_{RT} y R_T para los años 2003-04 y 2004-05.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En macizos carbonatados con relieve abrupto y geología compleja en climas áridos, es previsible que la magnitud de R_T tienda a ser algo superior que la estimada para la recarga neta que alcanza el nivel freático regional. La diferencia puede alcanzar hasta el 30% (Andreu et al., 2011) cuando el nivel freático regional es profundo, la zona no saturada incluye niveles de menor permeabilidad que favorecen la transferencia lateral entre acuíferos de parte de R_T, o existe una orografía abrupta que induce una descarga – a veces en forma difusa - de una parte de R_T ya cuantificada a distinta altitud. Esta situación requiere combinar métodos físicos, hidrodinámicos, de balance hídrico, de trazadores y de modelación numérica en la zona superficial, no saturada y saturada para calcular con precisión R_T y la recarga neta.

R_T anual a escala de pequeña cuenca estimada mediante el método de CMB y a escala puntual mediante el método de SWB (midiendo E con la técnica de *Eddy Covariance*) representan entre 0,35 y 0,40 de P anual para el año hidrológico medio 2003-04. La diferencia entre métodos es ~5%. En el año seco 2004-05, R_T aumenta desde <0,05 de P a cota media (800-1200 m s.n.m.) hasta 0,20 de P a mayor altura (>1700 m s.n.m.), con similar diferencia entre métodos. La evolución temporal de R_T con ambas técnicas es similar, y ambas se consideran precisas para estimar tasas bajas de R_T (incluso <0,05 de P anual ~200 mm). Las técnicas de trazado permiten validar la estimación de R_T basada en técnicas físicas y obtener nuevas estimaciones en lugares no instrumentalizados cuando existen manantiales locales donde aplicar con precisión el método de CMB. Esto, que es bien conocido en zonas semiáridas permeables llanas y homogéneas - donde es intuitivo poder despreciar la escorrentía en el balance hídrico (Simmers et al., 1997; Wood et al., 1997) –, constituye un paso para mejorar la estimación de R_T en zonas semiáridas montañosas heterogéneas cuando

la estimación se puede realizar en pequeños manantiales locales. La aplicación requiere asegurar que toda la recarga producida en al cuenca vertiente equivale a la descarga medida en el manantial. Sin embargo, pueden existir limitaciones en años húmedos cuando la escorrentía suele suponer más de 0.1 de P anual en macizos carbonatados (Frot et al., 2008) y el flujo de cloruro por la escorrentía puede alcanzar casi una tercera parte de A_P (Alcalá & Custodio, 2008c).

La similitud de R_T a escala puntual y de pequeña cuenca apunta hacia una similitud de la magnitud de R_D y R_C a escala de pequeña cuenca, donde no es posible obtener estimaciones directas. Determinar como varía R_D y R_C a lo largo del tiempo en pequeños acuíferos colgados con baja interacción agua-roca – cuya descarga representa una fracción de la recarga en tránsito - puede informar sobre la variabilidad esperable del fondo químico del agua subterránea y de la ciclicidad de llenado-vaciado en macizos carbonatados. La relación R_C/R_D aumenta conforme aumenta la aridez climática. La variación de la salinidad asociada, trazada mediante el contenido de C_{RT} medido en los manantiales, está controlada por una contribución variable de R_C (recarga cuyo C_{RC} está menos afectado por evapoconcentración salina) y R_D (recarga cuyo C_{RD} está más afectado por evapoconcentración salina) inducidas por el clima. La relación promedio anual de C_{RT} entre 2003-04 y 2004-05 en los manantiales de Fuente Alta y Enix fue de 0,27 y 0,16. Esta relación (1) aumenta a medida que disminuye la aridez climática con la altitud; (2), proporciona el factor de salinidad adquirida por R_T en esos lugares (o elevaciones) (~3,5 en Fuente Alta y ~6 en Enix) entre un año medio y un año seco posterior; (3) se puede utilizar para modelar la salinidad de la recarga neta que alcanzará el nivel freático regional después de producirse un conjunto de eventos de R_T bajo diferentes condiciones climáticas a diferente altitud. Estas aplicaciones requieren medidas precisas y bien distribuidas espacialmente de la deposición total atmosférica a lo largo de la ladera.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el ofrecimiento de los editores para participar en esta publicación homenaje al Profesor Emilio Custodio. Esta investigación está financiada por los proyectos de la FCT PTDC/CLI/72585/2006, de la CICYT CGL2006-11619/HID, y de la Junta de Andalucía P06-RNM-01732, RNM-332 y RNM-3721. El primer autor agradece al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Investigación de Portugal la concesión del contrato C2008-IST/CVRM.1 del Programa "Ciência 2008".

REFERENCIAS

Alcalá, F.J.; Custodio, E.; Contreras, S.; Araguás, L.J.; Domingo, F.; Pulido-Bosch, A.; Vallejos, Á. (2007). *Influencia de la aridez climática, la altitud y la distancia al mar sobre el contenido en cloruro y en $\delta^{18}O$ del agua de recarga y del agua subterránea en macizos carbonatados costeros del SE peninsular español. Caso de Sierra de Gádor*. Coastal aquifers intrusion technology: mediterranean countries (TIAC'07). 1: 871-885. IGME. Madrid.

Alcalá, F.J. & Custodio, E. (2008a). Atmospheric chloride deposition in continental Spain. *Hydrological Processes* 22(18): 3636-3650.

Alcalá, F.J. & Custodio, E. (2008b). Using the Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin of salinity in aquifers in Spain and Portugal. *Journal of Hydrology* 359(1-2): 189-207.

Alcalá, F.J. & Custodio, E. (2008c). Flujo de cloruro por la escorrentía directa en España. *Ingeniería del Agua* 15(1): 5-11.

Alcalá, F.J.; Cantón, Y.; Contreras, S.; Were, A.; Serrano-Ortiz, P.; Puigdefábregas, J.; Solé-Benet, A.; Custodio, E.; Domingo, F. (2011). Diffuse and concentrated recharge evaluation using physical and tracer techniques: results from a semiarid carbonate massif aquifer in southeast Spain. *Environmental Earth Sciences*. 62(3): 541-557.

Andreu, J.M.; Alcalá, F.J.; Vallejos, Á.; Pulido-Bosch, A. (2011). Recharge to aquifers in SE Spain: different approaches and new challenges. *Journal of Arid Environments*. doi:10.1016/j.jaridenv.2011.01.011.

Cantón, Y.; Villagarcía, L.; Moro, M.J.; Serrano-Ortíz, P.; Were, A.; Alcalá, F.J.; Kowalski, A.S.; Solé-Benet, A.; Lázaro, R.; Domingo, F. (2010). Temporal dynamics of soil water balance components in a Mediterranean carbonate range in SE Spain: estimation of potential recharge. *Hydrological Sciences Journal*. 55(5): 737-753.

Contreras, S.; Boer, M.M.; Alcalá, F.J.; Domingo, F.; García, M.; Pulido-Bosch, A.; Puigdefábregas, J. (2008). An ecohydrological modelling approach for assessing long-term recharge rates in semiarid karstic landscapes. *Journal of Hydrology* 351: 42-57.

Custodio, E. (2010). Estimation of aquifer recharge by means of atmospheric chloride deposition balance. *Contributions to Science* 6(1): 81-97.

Custodio, E.; Llamas, M.R.; Samper, J. (1997). *La evaluación de la recarga a los acuíferos en la Planificación Hidrológica*. IAH Grupo español /ITGE. Madrid. 455 pp.

De Vries, J.J. & Simmers, I. (2002). Groundwater recharge: an overview of processes and challenges. *Hydrogeology Journal* 10(1): 5-17.

Domínguez, P. (2000). *Funcionamiento hidrogeológico y mecanismos de intrusión marina en sistemas carbonatados de estructura compleja: aplicación al Acuífero Inferior Noreste (AIN) del Campo de Dalías (Almería)*. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya. Barcelona. 417 pp.

Eliers, V.H.M.; Carter, R.C.; Rushton, K.R. (2007). A single layer soil water balance model for estimating deep drainage (potential recharge): An application to cropped land in semi-arid North-east Nigeria. *Geoderma* 140: 119-134.

España, S.; Alcalá, F.J.; Pulido-Bosch, A.; Vallejos, Á. (2011). ArcE: a GIS tool for modelling actual evapotranspiration. *Computers & Geosciences*. doi:10.1016/j.cageo.2011.03.008.

Frot, E.; Van Wesemael, B.; Solé-Benet, A.; House, M.A. (2008). Water harvesting potential in function of hillslope characteristics: A case study from the Sierra de Gador (Almeria province, south-east Spain). *Journal of Arid Environments* 72(7): 1213-1231.

Gee, G.W. & Hillel, D. (1988). Groundwater recharge in arid regions: Review and critique of estimation methods. *Hydrological Processes* 2: 255-266.

Rushton, K.R.; Eilers, V.H.M.; Carter, R.C. (2006). Improved soil moisture balance methodology for recharge estimation. *Journal of Hydrology* 318: 379-399.

Scanlon, B.R.; Keese, K.E.; Flint, A.L.; Flint, L.E.; Gaye, C.B.; Edmunds, M.; Simmers, I. (2006). Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrological Processes* 20(15): 3335-3370.

Serrano-Ortiz, P.; Domingo, F.; Cazorla, A.; Were, A.; Cuezva, S.; Villagarcía, L.; Alados-Arboledas, L.; Kowalski, A.S. (2009). Interannual CO_2 exchange of a sparse Mediterranean shrubland on a carbonaceous substrate. *Journal of Geophysical Research* 114, G04015, doi:10.1029/2009JG000983.

Simmers, I.; Hendrickx, J.M.H.; Kruseman, G.P.; Rushton, K.R. (1997). *Recharge of phreatic aquifers in (semi)arid areas*. International Contributions to Hydrogeology 19. IAH. Balkema. Rotterdam. 292 pp.

Vallejos, A.; Pulido-Bosch, A.; Martín-Rosales, W.; Calvache, M.L. (1997). Contribution of environmental isotopes to the knowledge of complex hydrologic systems. A case study: Sierra de Gador (SE Spain). *Earth Surface Processes and Landforms* 22: 1157-1168.

Wood, W.W.; Rainwater, K.A.; Thompson, D.B. (1997). Quantifying macropore recharge: examples from a semi-arid area. *Ground Water* 35(6): 1097-1106.

2.3.5. ESTIMACIÓN DE LA EVAPORACIÓN REAL PARA MODELOS DE RECARGA USANDO LA INFORMACIÓN DE ESTACIONES METEOROLÓGICAS AUTOMÁTICAS

Juan Vicente GIRÁLDEZ*, Javier ESTÉVEZ*, Karl VANDERLINDEN y Rafaela ORDÓÑEZ*****

(*) Universidad de Córdoba e IAS-CSIC. Ctra. de Madrid km 396. 14071 Córdoba.
ag1gicej@uco.es ; jestevez@uco.es
(**) IFAPA Centro Las Torres-Tomejil. Ctra. de Sevilla-Cazalla km 12.2. 41200 Alcalá del Río, Sevilla. karl.vanderlinden@juntadeandalucia.es
(***) IFAPA Centro Alameda del Obispo. Avda. Menéndez Pidal s/n. 14004 Córdoba.
rafaelam.ordonez@juntadeandalucia.es

RESUMEN

Se explora el uso de la intensidad de la evaporación real estimada a partir de la hipótesis de complementariedad de Bouchet en los modelos de balance de agua en cuenca. Se han comparado las estimaciones de la evaporación real mediante un modelo hidrológico del balance de agua en cuenca, en este caso el de Thornthwaite y Mather, con las estimaciones basadas en la hipótesis de Bouchet según tres propuestas distintas, a escala diaria. La aplicación se ha desarrollado en la zona de El Abalario, en el Parque Natural de Doñana. Los resultados indican que las estimaciones de la evaporación real basadas en la hipótesis de complementariedad de Bouchet son adecuadas en el intervalo de humedad controlado por las condiciones meteorológicas, el más húmedo.

Palabras clave: *Evaporación real, Modelos de balance de agua en cuenca*

INTRODUCCIÓN

La determinación del balance de agua en una cuenca se suele encontrar con la dificultad de una estimación precisa de la evaporación. Aún disponiendo de una buena estación meteorológica, sólo se puede estimar la intensidad de la evaporación desde superficies saturadas de vapor de agua que no dan sino un límite superior de la magnitud del proceso. A partir de la propuesta de la hipótesis de Bouchet (1963), según la cual el déficit de la energía no satisfecha por la evaporación real debía ser igual a la diferencia entre la evaporación potencial y la de equilibrio, correspondiente a condiciones ambientales de humedad elevada, fue posible formular algunas soluciones como las de Morton (1975, 1983).

Posteriormente Brutsaert & Stricker (1979) comprobaron la eficacia de la hipótesis de

Bouchet adoptando la ecuación de Penman para la evaporación potencial, y la ecuación de Priestley & Taylor (1972) para la evaporación de equilibrio, en una cuenca experimental en Holanda durante el verano de 1976, que fue particularmente seco en Centroeuropa. Más recientemente Hobbins et al. (2001), Ramírez et al. (2005), Crago & Crowley (2005) y Pettijohn & Salvucci (2006), entre otros, han aplicado con éxito esta hipótesis en estudios hidrológicos a diferentes escalas espaciales y temporales.

Por otra parte, muchos de los estudios de balance de agua en cuenca iniciados de forma sistemática desde los años cincuenta se han basado en la simplificación del suelo a un cubo con más o menos compartimentos, en los que la entrada de agua se debe a la lluvia, absoluta o neta si se separan los efectos de interceptación o retención superficial, y las pérdidas se deben a la evaporación *sensu lato*, incluyendo la absorción y posterior transpiración de la planta, la percolación profunda y la escorrentía superficial o subsuperficial. Estos modelos, incluso con el más sencillo, como el de Milly (1994), en el que la intensidad de la evaporación real diaria se estimaba en función de las intensidades diarias de precipitación y evaporación potencial (o de referencia) y el volumen de humedad en el suelo, describen procesos hidrológicos como la descarga de los ríos de la vertiente oriental de los Estados Unidos con bastante precisión. La introducción de una resistencia a la pérdida de agua por evaporación y transpiración, como la relación lineal entre intensidad de la pérdida y la humedad en el suelo de Thornthwaite & Mather (1957, citado por Steenhuis & van der Molen, 1986), mejora la calidad del modelo como comprobaron de Haro et al. (2000) en la recarga de acuíferos someros en la zona de El Abalario, en el Parque Natural de Doñana (Huelva). A pesar del buen funcionamiento de estos modelos, tienen aún numerosos aspectos que mejorar (*e.g.* Martínez & Gupta, 2010). Entre tales aspectos está la introducción de la evaporación real como dato de uso directo.

Hasta ahora la intensidad de la evaporación real se estima como una corrección de la evaporación potencial. Sin embargo, sí se puede aproximar con mayor precisión la intensidad de la evaporación real, ¿es posible usar esta información directamente en los modelos de balance de agua en cuenca?. El propósito de este trabajo es tratar de responder a esta pregunta usando la información disponible en una zona de topografía llana con suelos de poros gruesos como es la zona de El Abalario previamente mencionada, con lo que se evita la necesidad de incluir como variable la escorrentía sub- o superficial. Los autores agradecen al profesor Custodio la motivación para trabajar en esta zona desde un día de 1991, a partir del cual el nombre de un libro de Hidrogeología de referencia obligada pasó de Custodio a Emilio para ellos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha seleccionado la zona de El Abalario por las características indicadas de topografía superficial llana y suelos arenosos que garantizan la infiltración de una fracción relevante del agua de lluvia. Los datos meteorológicos se han recogido de la Red de Información Agraria de la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía, RIAA, (Estévez et al. 2011). En la estación próxima de El Rocío se dispone de medidas diarias de radiación directa de onda corta, temperatura, humedad relativa y velocidad de viento con la que se estima la intensidad de la evaporación diaria según la ecuación de Penman, usando el método propuesto por la FAO (Allen et al., 1998). También se mide la precipitación.

La intensidad de la evaporación real, E_a, se estima a partir de la intensidad de la

evaporación potencial, E_{po}, mediante la hipótesis de complementariedad de Bouchet (1963), usando tres métodos distintos: (i) la ecuación de Brutsaert & Stricker (1979), E_{BS}, en la que la evaporación potencial es la evaporación estimada por la ecuación de Penman, E_{Pen}, y la evaporación de equilibrio, la que corresponde a condiciones ambientales húmedas, es la estimada por la ecuación de Priestley & Taylor (1972), E_{PT},

$$E_{BS} = 2E_{PT} - E_{Pen} \tag{1}$$

(ii) la ecuación de Granger (1989) usada por Crago & Crowley (2005), E_{Gra}, en la que se usa la pendiente de la curva de Clausius-Clapeyron, que relaciona la presión del vapor de agua en saturación en el aire con la temperatura, Δ, y la constante psicrométrica, γ,

$$E_{Gra} = \left(1 + \frac{\gamma}{\Delta}\right) E_{Pen} - \frac{\gamma}{\Delta} E_{PT} \tag{2}$$

(iii) la ecuación desarrollada por Kahler & Brutsaert (2006), E_{Kah}, para emplear la evaporación medida en cubeta, E_{pa},

$$E_{Kah} = \alpha_e \left(1 - c_R\right)\left(1 + \frac{1}{b}\right)\frac{\Delta}{\Delta + \gamma} R_n - \frac{c_P}{b} E_{pa} \,. \tag{3}$$

En esta ecuación, α_e es la constante de la ecuación de Priestley & Taylor (1972), usualmente igual a 1.26, c_R es un factor que representa la contribución de la radiación neta, R_n, a la radiación que va al terreno, c_P es un factor de conversión de la intensidad de evaporación determinada en la cubeta a la intensidad de evaporación de la vegetación que rodea a ésta, usualmente igual a 1, y b es un factor que representa la transferencia de calor entre la cubeta y los alrededores. Esta ecuación se puede reescribir adoptando $c_P=1$, y substituyendo la intensidad de la evaporación en cubeta por la evaporación de Penman obtenida con el método de Allen et al. (1998) que recurre a simplificaciones por ausencia de otras medidas meteorológicas, como:

$$E_{Kah} = \alpha_e \left(1 - c_R\right)\left(1 + \frac{1}{b}\right)\frac{\Delta}{\Delta + \gamma} R_n - \frac{1}{b} E_{Pen} \tag{4}$$

El modelo de Thornthwaite & Mather, aplicado por de Haro et al. (2000) en esta zona, estima la intensidad de la evaporación real, E_{bal}, como:

$$E_{bal} = \begin{cases} E_{po} & E_{po} \le P \\ W_{cc}\left[\exp\left(-\dfrac{Ph_{t-1}}{W_{cc}}\right) - \exp\left(-\dfrac{Ph_t}{W_{cc}}\right)\right] & E_{po} > P \end{cases} \tag{5}$$

En esta ecuación W_{cc} es la humedad *quasi*-estable en el perfil, lo que tradicionalmente se admite como capacidad de campo, y Ph es la pérdida acumulada de humedad en el perfil entre un tiempo t y un tiempo anterior $t-1$.

Se han aprovechado los años hidrológicos completos disponibles en la estación de El

Rocío para comparar entre sí los valores de E_{bal} y los de E_{BS}, E_{Gra} y E_{Kah}.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Al aplicar las ecuaciones precedentes a los datos del año hidrológico 2005-06 se han obtenido los datos que recoge la Figura 1. Como se aprecia en la Figura, los valores de la evaporación real estimada a partir de los datos meteorológicos mediante la ecuación (1), E_{BS}, y los estimados a partir del modelo de balance de agua, E_{Bal}, se aproximan bastante a lo largo del año excepto en los periodos entre chubascos demasiado prolongados, especialmente a partir del día 240 (28 de abril de 2006) hasta el final del año hidrológico (31 de agosto de 2006). Este resultado cabe esperarse considerando cualquiera de las ecuaciones (1), (3) o (4) si la contribución del déficit de presión del vapor de agua no es lo suficientemente sensible, la apropiadamente denominada por Monteith & Unsworth (1990) componente adiabática. Los datos de evaporación real estimada a partir de datos meteorológicos, E_{BS}, que aparecen sobre el eje de tiempo corresponden a los días en los que la evaporación de equilibrio, de Priestley & Taylor, E_{PT}, es igual o incluso superior a la evaporación potencial de Penman, E_{Pen}, debido a las imperfecciones del método de estimación de la evaporación.

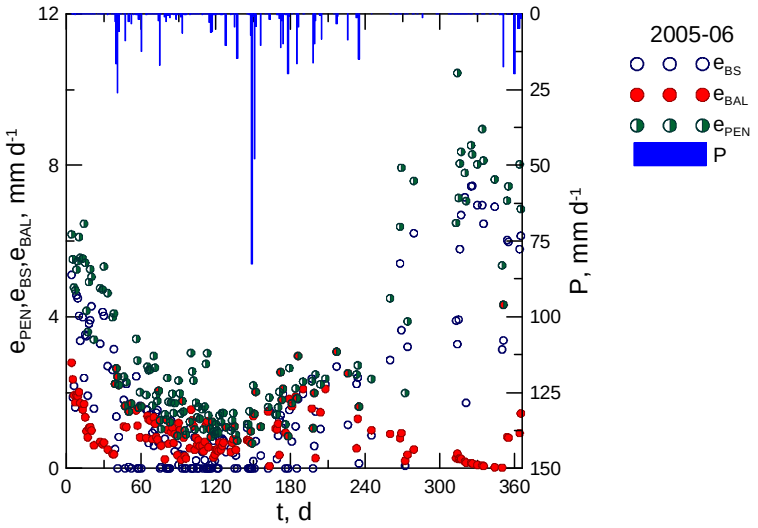


Figura 1. Evolución diaria de la precipitación, P, y las intensidades de evaporación potencial e_{Pen}, y real estimada a partir de los datos meteorológicos, e_{BS}, y del balance de agua en la cuenca, e_{Bal}, durante el año hidrológico 2005-06 en la estación de El Rocío.

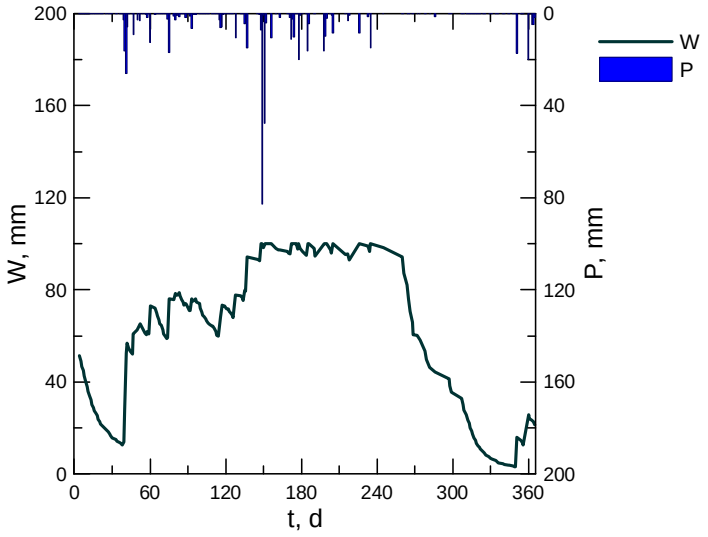


Figura 2. Evolución de la humedad del perfil del suelo, W, estimada con el modelo de Thornthwaite y Mather usando la información meteorológica de la estación de El Rocío en el año 2005-06.

De forma más precisa se pueden separar los datos más divergentes entre sí considerando la evolución de la humedad del perfil del suelo, que se recoge en la Figura 2.

El suelo, o el conjunto suelo-planta, está sometido a la influencia atmosférica en condiciones húmedas, en las que no se ejercen restricciones al movimiento del agua, y a la influencia edáfica, cuando la conductividad hidráulica se reduce por la baja humedad del suelo y los controles estomáticos de la planta impiden o restringen la transpiración. Estos son, respectivamente, los controles de clima y suelo que indicaba Eagleson (1978). Adoptando como criterio de separación de los dominios de ambos controles un valor del 55% de la humedad máxima del perfil del suelo, 55 mm en este caso, un valor razonable aunque arbitrario en esta primera exploración, se distingue la primera etapa de humedad decreciente al comienzo del año hidrológico, hasta que ocurren los primeros chubascos de octubre, y la segunda etapa importante de humedad decreciente, al término de la temporada de lluvias, a finales de abril, como los periodos del año en el que predomina el control edáfico. El resto del año corresponde, aproximadamente al control meteorológico. Si se comparan las ecuaciones basadas en la hipótesis de Bouchet, (1), (2) y (4), con la estimación del modelo de balance hidrológico, (5), en el periodo de control meteorológico se observan los resultados que recogen las Figuras 3 y 4. Observando los datos de evaporación real se distinguen los diferentes comportamientos de las propuestas de Brutsaert & Stricker, ecuación (1), Granger, ecuación (2), y Kahler & Brutsaert, ecuación (4), en los periodos en los que los chubascos estaban menos separados, días 40 a 240, Figuras 3 y 4.

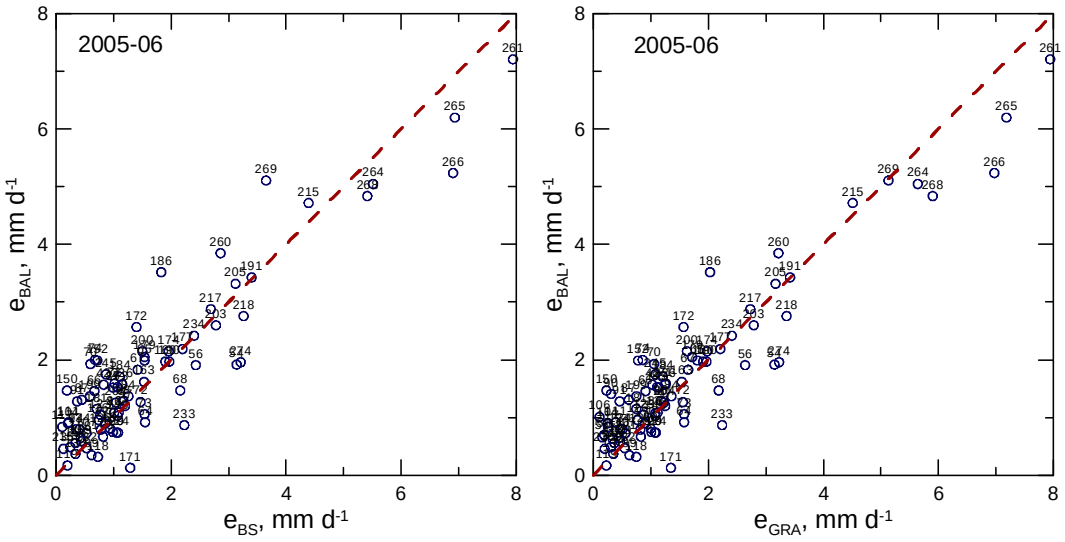


Figura 3. Comparación entre los valores de la evaporación real diaria estimada por los métodos de Brutsaert & Stricker (a la izquierda) y de Granger o Crago & Crowley (a la derecha) con los valores estimados con el método de balance de agua, E_{BAL}, en el eje de ordenadas en ambos casos, para algunos días del año hidrológico 2005-06. Los números que acompañan a los círculos son los días del año contados a partir del 1 de septiembre de 2005.

En la Figura 4 se comparan los datos de evaporación real estimados con el método de Kahler & Brutsaert, ecuación (4), y el método de balance para los valores de los parámetros $c_R=0$ y $b=7$, seleccionados tras algunos tanteos previos.

De las Figuras 3 y 4 se deduce que con el método de Kahler & Brutsaert se producen valores más próximos a los estimados por el modelo de balance de agua, que los otros dos. Los datos anómalos corresponden a estados de humedad bastante baja en el perfil, como se aprecia en la evolución diaria de la humedad del perfil del suelo en la Figura 2. La Tabla 1 recoge los parámetros de las rectas de regresión entre los valores de la intensidad de la evaporación real estimados por los métodos meteorológicos, y por el balance hidrológico que se muestran en las Figuras 3 y 4.

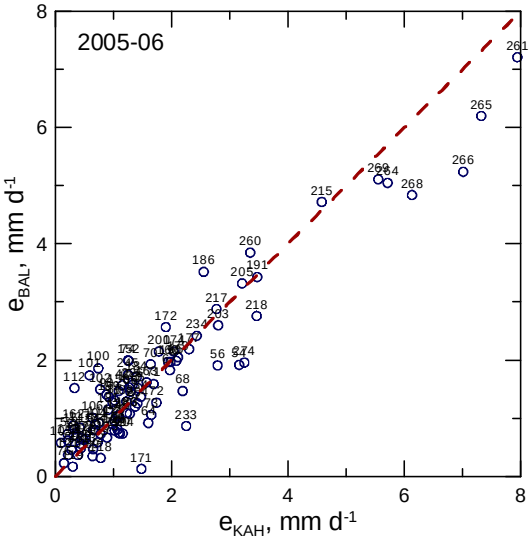


Figura 4. Comparación entre los valores de la evaporación real diaria estimada por el método de Kahler y Brutsaert y por el método de balance de agua, E_{BAL} en el eje de ordenadas, para algunos días del año hidrológico 2005-06. Los números que acompañan a los círculos son los días del año contados a partir del 1 de septiembre de 2005.

ecuación	pendiente	ordenada en el origen	coeficiente de determinación
Brutsaert & Stricker, E_{BS}, (1)	0.807	0.467	0.8314
Granger, E_{Gra}, (2)	0.792	0.422	0.8655
Kahler & Brutsaert, E_{Kah}, (4)	0.801	0.314	0.8847

Tabla 1. Parámetros de las rectas de regresión entre los valores de la intensidad de evaporación real estimados por los tres métodos meteorológicos que se indican y por el modelo de balance hidrológico en los datos de la Estación de El Rocío en el año hidrológico 2005-06.

Estos resultados confirman las tendencias señaladas por los trabajos previos, en particular Brutasert & Stricker (1979), Crago & Crowley (2005) y Kahler & Brutsaert (2006), de la buena aproximación a la estimación de la intensidad de evaporación real usando la hipótesis de complementariedad, aunque en este caso demuestran la utilidad de la información proporcionada por las estaciones meteorológicas automáticas, como la de la RIAA, con datos diarios. Es cierto que, como apuntan Lhomme & Guilioni (2006), algunas hipótesis teóricas en las que se basa la hipótesis de complementariedad tienen fundamentos teóricos incompletos. Sin embargo, en tanto no se profundice más en este campo, los resultados obtenidos con los modelos permiten estimar de forma más precisa un proceso tan importante para evaluar el balance de agua con fines ecológicos y agronómicos, como es la evaporación real.

La estimación de la evaporación real diaria plantea dificultades mayores que la mensual o la anual (*e.g.* Szilagyi & Josza, 2009), en especial en zonas con periodos secos prolongados propios de climas como el mediterráneo, en los que el control edáfico de la humedad del suelo es difícil de caracterizar con medidas meteorológicas. Este hecho es un problema advertido también en estudios del balance del agua efectuados en ambientes más húmedos como el de Teuling et al. (2010). Este es un reto que deberemos afrontar en un futuro próximo.

CONCLUSIONES

La aplicación de la hipótesis de complementariedad para estimar la intensidad de la evaporación real en una zona a partir de la información obtenida en estaciones meteorológicas automáticas permite obtener unos valores bastante precisos para el cálculo diario del balance de agua.

Entre las expresiones sugeridas para aplicar la hipótesis de complementariedad, las fórmulas de Granger (1989) y de Kahler & Brutsaert (2006) dan resultados parecidos con ligera ventaja de la segunda en el conjunto de datos analizados.

Cuando la humedad del perfil del suelo desciende y se ponen en marcha los procesos de control edáfico, las estimaciones meteorológicas sobreestiman la intensidad de la evaporación esperada por lo que es preciso recurrir a la evaluación del balance por otros medios.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el soporte de los Proyectos P09-AGR-4782 de la Junta de

Andalucía, y AGL2009-12936-C03-02 de la CICYT para la realización de este trabajo.

REFERENCIAS

Allen, R., Pereira, L.A., Raes, D. y Smith, M., (1998). *Crop Evapotranspiration*. FAO Irrigation and Drainage Paper 56, Roma, 293 pp.

Bouchet, R.J. (1963). *Évapotranspiration réelle et potentielle signification climatique*. IAHS Publ. 62: 134-42.

Brutsaert, W. y Stricker, H. (1979). *Advection-aridity approach to estimate actual regional evapotranspiration*. Water Resour. Res. 15: 443-450.

Crago, R. y Crowley, R. (2005). *Complementary relationships for near-instantaneous evaporation*. J, Hydrol. 300: 199-211.

Eagleson, P.S. (1978). *Climate, soil, and vegetation: 4. The expected value of annual evapotranspiration*. Water Resour. Res. 14: 731-739

Estévez, J., Gavilán, P. y Giráldez, J.V. (2011). *Guidelines on validation procedures for meteorological data from automatic weather stations*. J. Hydrol. 402: 144-154.

Granger, R.J. (1989). *A complementary relationship approach for evaporation from nonsaturated surfaces*. J. Hydrol. 111: 31-38.

de Haro, J., Giráldez, J.V., Ordóñez, R., Custodio, E., Iglesias, M., Manzano, M. y López, J.J. (2000). *Variación temporal de la recarga al acuífero freático del Parque Natural de Doñana, Huelva*. Bol. Geol. Min. 111: 77-88.

Hobbins, M.T., Ramírez, J.A. y Brown, T.C. (2001). *The complementary relationship in estimation of regional evapotranspiration: An enhanced advection-aridity model*, Water Resour. Res., 37: 1389-1403.

Kahler, D.M. y Brutsaert, W. (2006). *Complementary relationship between daily evaporation in the environment and pan evaporation*. Water Resour. Res. vol. 42, W05413, doi:10.1029/2005WR004541.

Lhomme, J.P. y Guilioni, L. (2006). *Comments on some articles about the complementary relationship*. J. Hydrol. 323: 1-3.

Martínez, G.F. y Gupta, H.V. (2010) *Toward improved identification of hydrological models: A diagnostic evaluation of the "abcd" monthly water balance model for the conterminous United States*. Water Resour. Res. vol. 46, W08507, doi:10.1029/2009WR008294.

Milly, P.C.D. (1994). *Climate, interseasonal storage of soil water, and the annual water balance*. Adv. Water Resour. 17: 19-24.

Monteith, J.L. y Unsworth, M.H. (1990). *Principles of Environmental Physics*. 2ª ed., E. Arnold, Londres, Cap.11.

Morton, F.I. (1975). *Estimating evaporation and transpiration from climatological observations*. J. Appl. Clim. 14: 488-97.

Morton, F.I. (1983). *Operational estimate of areal evapotranspiration and their significance to the science and practice of hydrology*. J. Hydrol. 66: 1-76.

Pettijohn, J.C. y Salvucci, G.D. (2006). *Impact of an unstressed canopy conductance on the Bouchet-Morton complementary relationship*. Water Resour. Res. vol. 42, W09418, doi:10.1029/2005WR004385.

Priestley, C.H.B., Taylor, R.J. (1972). *On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters*. Mon. Wea. Rev. 100: 81-92.

Ramírez, J.A., Hobbins, M.T. y Brown, T.C. (2005). *Observational evidence of the complementary relationship in regional evaporation lends strong support for Bouchet's hypothesis*. Geophys. Res. Lett. vol. 32, L15401, doi:10.1029/2005GL023549.

Steenhuis, T.S. y van der Molen, W.H. (1986). *The Thornthwaite-Mather procedure as a simple engineering method to predict recharge*. J. Hydrol. 84: 221-229.

Szilagyi, J. y Josza, J. (2009). *Complementary relationship of evaporation and the mean annual water-energy balance*. Water Resour. Res. vol.45, W09201, doi:10.1029/WR008129.

Teuling, A.J., Lehner, I., Kirchner, J.W., y Seneviratne, S.I. (2010). *Catchments as simple dynamic systems: experience from a Swiss prealpine catchment*. Water Resour. Res. vol. 46, W10502, doi:10.1029/WR008777.

2.3.6. RECARGA DE LLUVIA Y DE ACUITARDOS EN UN ACUÍFERO KÁRSTICO. ESTUDIO CON BALANCES HÍDRICOS Y MODELACIÓN

Vicente IRIBAR SORAZU* y Mónica VALLS-MÁRQUEZ**

(*) Universidad del País Vasco. Dpto. de Geodinámica. Apdo 644. 48080 Bilbao.
vicente.iribar@ehu.es
(**) ARUP, 21025A Transcanadienne. Ste. Anne-de-Bellevue. Quebec H9X 3R2, Canada.
monica.valls-marquez@arup.com

RESUMEN

Se estudia la recarga de un acuífero kárstico que fue objeto de una explotación minera. El nivel piezométrico fue abatido 245 m para extraer el mineral, y ascendió 145 m al final de la explotación. La modelación precipitación-escorrentía ha permitido simular el caudal de descarga actual y estimar la recarga por infiltración de lluvia. Los balances hídricos en el periodo de intensa explotación y posterior recuperación, han permitido conocer que durante la explotación del acuífero, la recarga desde el acuitardo fue del orden del 43% de la recarga total. Además se ha podido estimar que actualmente la contribución del acuitardo al acuífero es del orden del 25 % de la recarga total, la aportación del acuitardo se debe principalmente a la modificación de la cota de drenaje del acuífero por la actividad minera.

Palabras clave: *recarga, acuitardos, aguas de mina, balances hídricos, sobrexplotación*

INTRODUCCIÓN

La recarga de un acuífero puede tener varias procedencias: infiltración del agua de lluvia, recarga a partir de los ríos, riego, urbanización, o por transferencia de acuitardos o acuíferos externos al sistema acuífero en consideración (Custodio, 1998). Cuando un sistema acuífero está en régimen natural, no es frecuente que se tenga en cuenta la recarga a partir de acuitardos. Cuando se hace referencia a este tipo de recarga, normalmente suele ser detectada por anomalías químicas, isotópicas o térmicas. Sin embargo, la recarga a partir de acuitardos se suele tener en cuenta en los siguientes casos: (1) cuando hay sobreexplotación de acuíferos y el descenso del nivel piezométrico se ralentiza en el tiempo aunque se mantenga el bombeo (Carrillo-Rivera, 2000; Custodio, 2002), y (2) cuando se trata de predecir el ascenso del nivel piezométrico por finalización de una actividad minera en la que se ha deprimido de forma considerable el nivel del agua (Van Tonder et al., 2007; Banks et al., 2010). En este artículo se estudia cual fue la recarga desde un acuitardo a un acuífero kárstico en los dos tipos de situaciones comentadas. Se pretende mostrar las técnicas de balance hídrico y de modelación que permiten conocer dicho componente de la recarga.

EL ACUÍFERO DE TROYA

El acuífero de Troya se encuentra en la provincia de Gipuzkoa y está formado por calizas del Aptiense Inferior con un espesor entre 120 y 250 m (Figura 1). Bajo las calizas están las areniscas y limolitas del Barremiense (espesor mínimo de 1000 m), y sobre las calizas se encuentran unas margas masivas. Las calizas se disponen en el flanco N de una estructura anticlinal. En un corte N-S profundizan inicialmente de forma rápida hacia el N, luego forman un rellano y más hacia el N vuelven a profundizar por fallas. En un corte E-W, hacia el E hay una falla con un salto superior a 1000 m, y hacia el W hay otra falla con un salto de 200 m. La zona de recarga del acuífero tiene una extensión de 1.84 km^2: 0.6 km^2 de afloramiento de calizas, 0.24 km^2 de calizas y margas, y 1 km^2 de cuencas externas, cuya escorrentía superficial drena hacia las calizas y puede infiltrarse parcialmente en las mismas.

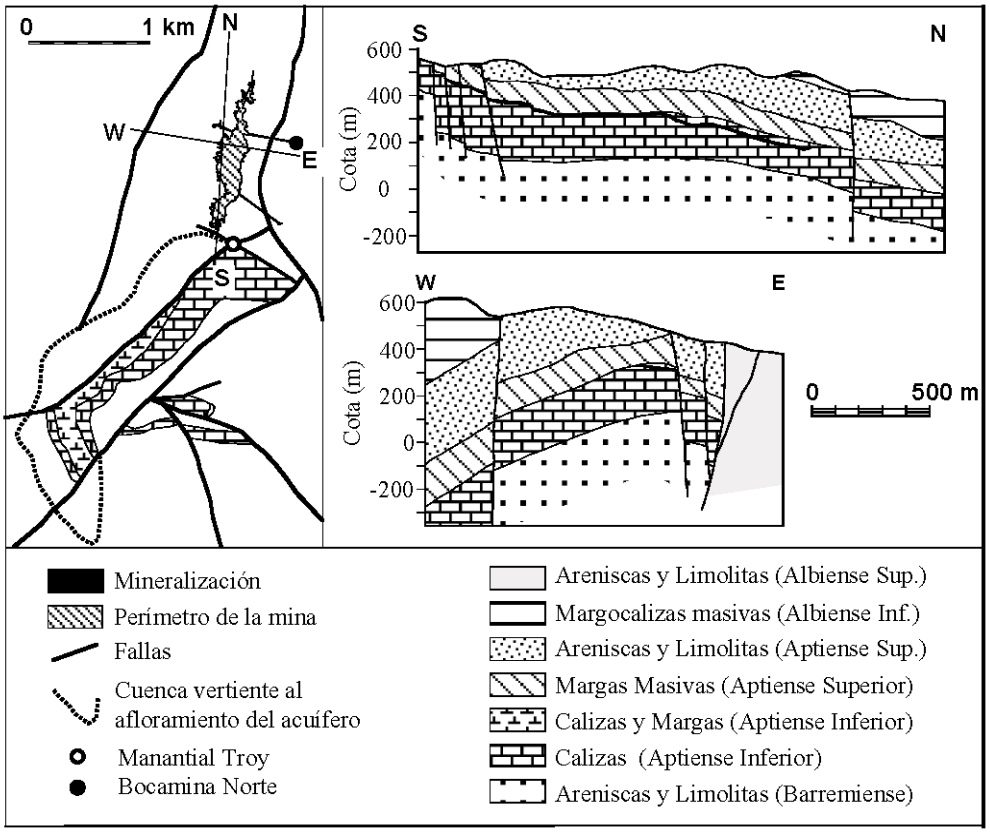


Figura 1. Mapa y cortes geológicos del acuífero de Troya. Modificado de Fano (1994).

En el techo de las calizas se encuentra una mineralización de sulfuros masivos con un espesor de unos 5 m (Fernández-Martínez & Velasco, 1996). La mineralización se explotó con una mina subterránea que tenía dos rampas de acceso (rampas Norte y Sur) con salidas al exterior a cota 335 m y 394 m respectivamente. La explotación comenzó en 1986 y finalizó en 1993. Después de la explotación el volumen de hueco total en el terreno es de 0.46×10^6 m^3, 0.38×10^6 m^3 de este volumen se encuentran inundados (DFG, 1998).

Hasta 1983, el acuífero descargaba al manantial de Troy situado a cota de 435 m. (Fernández-Rubio et al., 1983 a, b). En 1983 se comenzó a drenar el acuífero mediante bombeo de pozos, y el manantial de Troy se agotó definitivamente. El caudal medio bombeado entre 1983 y 1993 fue de 53 L/s (Fano, 1994). Después de finalizar la actividad

minera, el bombeo se paró y el nivel piezométrico del acuífero ascendió (Figura 2) hasta que alcanzó la cota de 335 m y el agua comenzó a salir por la Bocamina Norte, que es el punto de drenaje actual del acuífero. El caudal medio de la Bocamina Norte era de 39 L/s en el periodo 1995-2000. Los datos de caudal se registran periódicamente (www.telur.es/redbas).

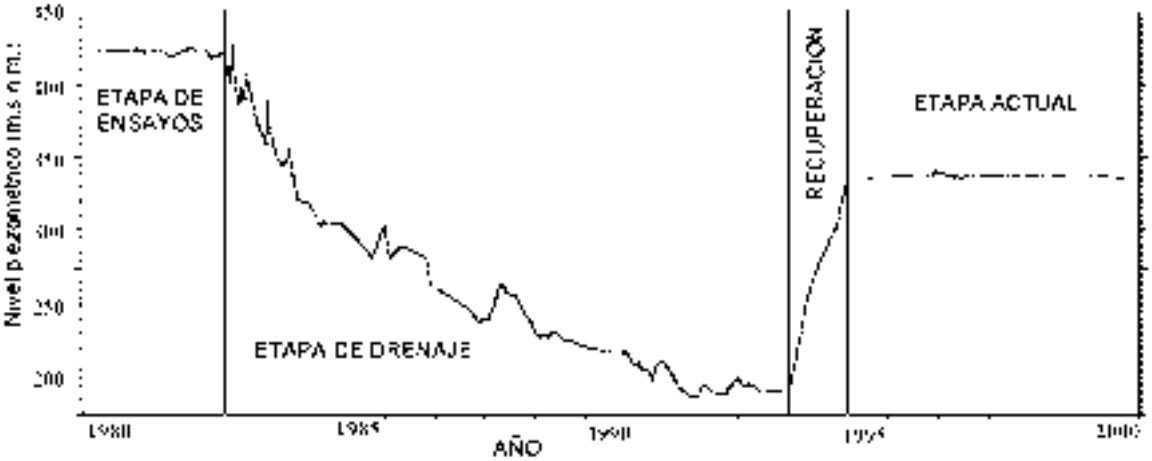


Figura 2. Evolución del nivel piezométrico en el acuífero de Troya.

Los indicios de la existencia de aporte de otros acuíferos son los siguientes: la velocidad de descenso del nivel durante el drenaje del acuífero se fue ralentizando progresivamente. Además la temperatura del manantial de Troy era de 16ºC, pero el agua sale de la Bocamina a 22ºC; también la mineralización del agua fue aumentando progresivamente durante el bombeo (Fano, 1994), pero el aporte iónico por oxidación de sulfuros que ocurre actualmente dentro de la mina (Iribar et al., 2000), es muy superior al observado durante el bombeo y enmascara el posible aporte de agua desde el acuitardo.

METODOLOGÍA

En primer lugar se ha estimado la recarga a partir de la precipitación con un modelo de precipitación-escorrentía. El ajuste se ha hecho con los datos de caudal registrados en el periodo 1995-2000. Con este modelo, se calcula la recarga del acuífero en años anteriores a 1995, a partir de los datos de precipitación. En segundo lugar, teniendo en cuenta los datos de recarga por precipitación, los bombeos, y el caudal de la Bocamina, se han realizado balances del acuífero en el periodo 1983-2000, para estimar la recarga a partir de acuitardos y el almacenamiento del acuífero. Finalmente, se ha usado otro modelo que tiene en cuenta la recarga de acuitardos y el almacenamiento. Con éste modelo se han simulado los niveles para los periodos de drenaje y recuperación (1984-1995).

MODELACIÓN PRECIPITACIÓN-ESCORRENTÍA (PERIODO 1995-2000)

Para modelar el caudal de la Bocamina se ha usado el programa Visual Balan (Samper et al., 1999). Se simuló el caudal diario durante un periodo de 5 años usando los datos de precipitación de la estación meteorológica de Legazpia, situada a unos 4 km de la zona de recarga del acuífero y a una altitud de 402 m, (Valls-Márquez, 2001). Con el modelo se usaron las siguientes opciones: método de Horton y cubierta de pequeñas herbáceas para el

cálculo de la intercepción, método de Thornthwaite para el cálculo de la evapotranspiración potencial, método de Penman-Grindley modificado para el cálculo de la evapotranspiración real, y ley de Horton para el cálculo de la escorrentía superficial sin considerar la existencia de flujo hipodérmico.

Los parámetros hidráulicos estimados mediante calibración del suelo, zona no saturada y zona saturada, así como un resumen del balance hídrico se encuentran en la Tabla 1. Debido al desconocimiento de la fracción de la superficie de las cuencas externas que contribuyen a la recarga, una de las variables que se ajustó en el modelo fue la superficie del acuífero.

Componente del ciclo hidrológico	Parámetro	Valor	Componente del balance	Valor medio (mm/a)
Suelo edáfico	espesor suelo (m)	0.8	precipitación	1387
	capacidad de campo (vol. %)	33	intercepción	77
	punto de marchitez (vol. %)	20	ETR	284
	conductividad hidráulica (cm/s)	0.0005	escorrentía superficial	12
Zona no saturada	conductividad hidráulica vertical (mm/día)	1000	recarga / descarga	1014
	coeficiente de agotamiento de la percolación (d^{-1})	0.6462		
Zona saturada	coeficiente de agotamiento del acuífero (d^{-1})	0.012	superficie del acuífero (km^2)	1.23
	coeficiente de almacenamiento	0.14		

Tabla 1. Valores calibrados de los parámetros del modelo y resumen del balance hídrico.

En la Figura 3 se puede apreciar el ajuste de caudales obtenido. En general hay buen ajuste, pero entre 1995 y mediados de 1997 el caudal calculado es superior al caudal observado. La diferencia entre el volumen calculado y el observado entre 1995 y 1997 es de 0.52×10^6 m^3.

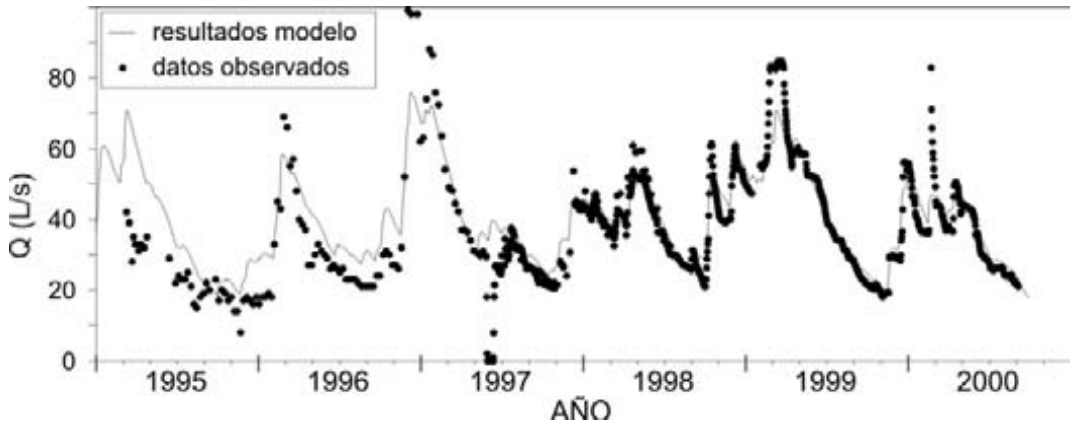


Figura 3. Caudales observados y ajustados en la Bocamina Norte. Periodo actual.

BALANCES DEL ACUÍFERO DE TROYA (1983-2000)

La ecuación de balance hídrico utilizada se expresa como:

$$Q_{pre} + Q_{bom} + Q_{out} + Q_{got} = \pm AS\Delta h/t \qquad (1)$$

donde:

Q_{pre} = Recarga por infiltración de la precipitación (L^3/T). Se calcula usando los datos de precipitación de Legazpia y el modelo Visual Balan (Valls-Márquez, 2001).

Q_{bom} = Caudal bombeado de la mina Troya (L^3/T) (Fano, 1994).

Q_{out} = Caudal que surge por la Bocamina Norte (L^3/T) (DFG, 1998; www.telur.es/redbas).

Q_{got} = Recarga o goteo desde acuitardos (L^3/T): $Q_{got} = C \times (h'-h)$ es proporcional a la diferencia entre la cota de salida del antiguo manantial de Troy a 435 m (h') y el nivel piezométrico (h), y C = conductancia hidráulica del acuitardo (L^2/T).

$AS\Delta h/t$ = Variación del almacenamiento del acuífero (L^3/T): A = superficie del acuífero (L^2); S = coeficiente de almacenamiento (adimensional). Δh = variación del nivel piezométrico (L); t = intervalo de tiempo que dura el balance (T).

Se hicieron balances del acuífero en 4 periodos: (1) drenaje 1: hasta que el nivel piezométrico desciende hasta la cota de 335 m; (2) drenaje 2: hasta que el nivel piezométrico desciende hasta la cota de 190 m; (3) periodo de recuperación; y (4) periodo actual. Los balances se realizaron para años hidrológicos o para intervalos menores con el objeto de ajustarse a los límites de los periodos definidos previamente. En la ecuación de balance [1] hay 2 variables incógnitas: la recarga desde acuitardos (Q_{got}) y los parámetros C y AS que determinan la variación del almacenamiento. Para resolver ambas, se procuró que la variación del almacenamiento fuera igual durante los periodos de drenaje 2 y de recuperación. En la Tabla 2 se presenta un resumen de los resultados.

	***t* (días)**	***h* inicial (m)**	**Δh (m)**	**H1 ($m^3 \times 10^6$)**	**H2 ($m^3 \times 10^6$)**	**H3 ($m^3 \times 10^6$)**
Drenaje 1	528	420	-65			
Vol. Q_{pre}				2.27	2.27	1.66
Vol. Q_{got}				0.00	0.15	0.29
Vol. Q_{bom}				-2.52	-2.52	-2.52
$AS\Delta h$				0.25	0.09	0.57
Drenaje 2	3591	335	-145			
Vol. Q_{pre}				11.27	11.27	8.23
Vol. Q_{got}				0.00	3.65	6.79
Vol. Q_{bom}				-16.48	-16.48	-16.48
$AS\Delta h$				5.21	1.57	1.46
Recuperación	423	190	145			
Vol. Q_{pre}				1.57	1.57	1.15
Vol. Q_{got}				0.00	0.37	0.69
$AS\Delta h$				-1.57	-1.95	-1.84
Actual	2033	335	0			
Vol. Q_{pre}				6.97	6.97	5.09
Vol. Q_{got}				0.00	1.06	1.97
Vol. Q_{out}				-6.48	-6.48	-6.48
$AS\Delta h$				-0.49	-1.55	-0.58

Tabla 2. Balances hídricos del acuífero de Troya bajo tres hipótesis de cálculo (H1, H2 y H3). Los valores de Q_{pre}, Q_{got}, Q_{bom} y $AS\Delta h$ de cada hipótesis están dados como volumen en m^3 respecto del intervalo de tiempo (t) considerado en cada periodo de simulación.

La ecuación [1] de balance hídrico se ha resuelto explorando 3 hipótesis. En la primera hipótesis (H1, Tabla 2) se consideró que no se producía recarga de acuitardos. El almacenamiento calculado durante la recuperación es solo el 30% del almacenamiento calculado durante el periodo de drenaje 2 a pesar de que no se tiene en cuenta el almacenamiento "extra" producido por la excavación de galerías de explotación minera.

En la segunda hipótesis (H2, Tabla 2), se consideró que había recarga desde acuitardos (C = 5.2 m^2/d) y, además, durante la recuperación se tuvo en cuenta el almacenamiento "extra" producido por la excavación de galerías de explotación minera. Con esta hipótesis el almacenamiento calculado durante las etapas de drenaje 2 y la de recuperación es el mismo. Sin embargo, en la etapa actual, el caudal calculado es superior al observado ya que el aporte desde los acuitardos es del orden de 6 L/s.

La tercera hipótesis (H3, Tabla 2) es similar a la H2 pero la recarga por precipitación es el 73 % de la recarga calculada con Visual Balan. La recarga desde acuitardos es mayor que la calculada en H2 (C = 9.7 m^2/d), en torno al 43 % de la recarga total durante el periodo de drenaje de la mina. Con esta hipótesis el almacenamiento durante las etapas de drenaje 2 y de recuperación es el mismo. El caudal que sale por la Bocamina sería la suma de la recarga por precipitación (72 %) y del aporte de acuitardos (28 %). Además, si se compara el almacenamiento especifico (AS) entre las etapas de drenaje 1 y drenaje 2, la relación $AS_{\text{drenaje 1}}/AS_{\text{drenaje 2}}$ es parecida en la hipótesis H3 (0.87), mientras que en H2 es de 0.13.

SIMULACIÓN DE LA EVOLUCIÓN DEL NIVEL PIEZOMÉTRICO (PERIODO 1984-1995)

Para simular la evolución del nivel piezométrico del acuífero se utilizó un modelo de celda única con ecuación de balance hídrico (Van Camp & Walraevens, 2009). Se fijaron los parámetros de recarga de acuitardos y de almacenamiento, y se calculó la cota del nivel piezométrico. El intervalo de tiempo usado fue diario. Se han hicieron dos simulaciones: la primera con los parámetros obtenidos en la hipótesis H3 (C = 9.7 m^2/d) y con el almacenamiento calculado en el periodo de drenaje 2 (AS = 10000 m^2). Posteriormente se modificaron dichos parámetros para obtener el mejor ajuste entre niveles calculados y observados. Esto se consiguió con C = 9.25 m^2/d y AS = 12500 m^2. En las dos simulaciones la recarga por precipitación es el 73% de la recarga calculada con el modelo Visual Balan. Los resultados se muestran en la Figura 4.

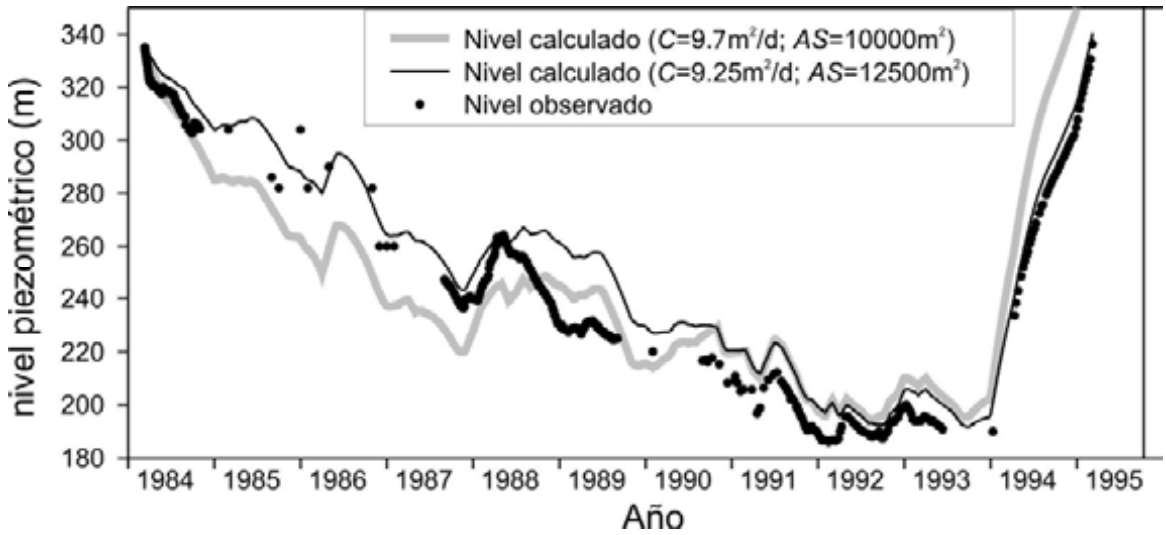


Figura 4. Resultados del modelo de celda única con balance hídrico.

El modelo simula de forma satisfactoria tanto el drenaje como la recuperación del acuífero (Figura 4). Los valores de los parámetros de recarga de acuitardos y de almacenamiento

usados para conseguir un buen ajuste de niveles en la recuperación son muy similares a los de la hipótesis H3 del balance. En la simulación se ha considerado que el almacenamiento sea constante para el periodo de drenaje y el de recuperación.

CONCLUSIONES

Los balances hídricos y la simulación de niveles piezométricos bajo diferentes hipótesis indican que es necesario tener en cuenta la recarga desde acuitardos en el modelo de funcionamiento del acuífero. Es probable que la recarga de acuitardos proceda en su mayor parte de las areniscas y limolitas del Barremiense. Ello se justifica por dos razones, la primera por su carácter más permeable en comparación con las margas masivas que están sobre el acuífero; Fano (1994) indica que la mina era "seca", sin apenas goteo desde el techo. La segunda razón es que un aporte desde zonas más profundas puede aumentar la temperatura de las aguas del acuífero. No es posible descartar aportes laterales a través de las fallas (Figura 1), pero no hay datos sobre la permeabilidad de las fallas, y la superficie de contacto fallas-acuífero es menor que la superficie de contacto Barremiense-acuífero.

La recarga de acuitardos que puede producirse actualmente se justifica porque el área de recarga calibrada con Visual Balan (1.23 km^2) es alta en relación con la superficie conjunta de afloramiento del acuífero y cuencas vertientes al mismo (1.84 km^2), y porque la relación recarga/precipitación obtenida en la calibración también es relativamente alta (73 %).

Puede suponerse que parte de la diferencia entre el volumen calculado con el modelo Visual Balan y el observado en la Bocamina Norte entre 1995 y 1997 (0.52×10^6 m^3) va a rellenar parte del volumen drenado del acuitardo. En los balances calculados en la hipótesis H3, el volumen que aumenta el almacenamiento también es similar ($0.58\times10^6 m^3$).

La evaluación de la recarga a partir de otros acuíferos o acuitardos es difícil de detectar en condiciones no influenciadas, ya que su valor puede quedar incluido en otros componentes del balance, aún usando modelos hidrológicos que ajustan bien niveles o caudales. Sin embargo su influencia es patente cuando el nivel piezométrico tiene variaciones importantes debido a ascensos o descensos forzados respecto a su variación estacional habitual natural. El ejemplo expuesto indica que la cuantificación de esta recarga es más precisa si los datos de descenso y ascenso son tenidos en cuenta de forma conjunta a la hora de hacer balances o ajustar modelos de simulación.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos (IT516-10) del Gobierno Vasco, y por la Diputación Foral de Gipuzkoa.

REFERENCIAS

Banks, D.; Frolik, A. Grzegorz, G.; Rogoż, M. (2010). *Modeling and monitoring of mine water rebound in an abandoned coal mine complex: Siersza Mine, Upper Silesian Coal Basin, Poland.* Hydrogeology Journal, 18 (2), 519-534.

Carrillo-Rivera, J.J. (2000). *Application of the groundwater-balance equation to indicate interbasin and vertical flow in two semi-arid drainage basins, Mexico.* Hydrogeology Journal 8 (5), 503-520.

Custodio, E. (1998). *Recarga a los acuíferos: aspectos generales sobre el proceso, la evaluación y la incertidumbre*. Boletín Geológico y Minero, 109 (4), 329-346. Madrid.

Custodio, E. (2002). *Aquifer overexploitation: what does it mean?*. Hydrogeology Journal, 10 (2), 254-277.

DFG, (1998). *Estudio del funcionamiento, la contaminación y las posibilidades de recuperación del acuífero de Troya (Mutiloa, Gipuzkoa).* Diputación Foral de Gipúzcoa. (inédito).

Fano, H. (1994). *Estudio hidrogeológico del acuífero de Troya.* Diputación Foral de Guipúzcoa. (inédito).

Fernández-Rubio, R.; Fernández Gutiérrez, R.; Botin, J.A.; Lavandeira, A. (1983a). *Investigación hidrogeológica preliminar en la mina de la Troya (Guipúzcoa).* Hidrogeología y recursos hidráulicos 8, 115-124. III Simposio de Hidrogeología. Madrid.

Fernández-Rubio, R.; Botin, J.A.; Lavandeira, A.; Castillo Martín, A.; Fernández Lorca, S.; Fernández Lorca, J. (1983b). *Equipamiento de drenaje de la mina de la Troya (Guipúzcoa*). Hidrogeología y recursos hidráulicos 8, 125-134. III Simposio de Hidrogeología. Madrid.

Fernández-Martínez, J.; Velasco, F. (1996). *The Troya Zn-Pb carbonate-hosted Sedex deposit, Northern Spain.* Society of Economics Geologists. Spec. Publ. 4, 346-377.

Iribar, V.; Izco, F.; Tames, P.; Antigüedad, I.; da Silva, A. (2000). *Water contamination and remedial measures at the Troya abandoned Pb-Zn mine (The Basque Country, Northern Spain)*. Environmental Geology 39 (7), 800-806.

Samper, J.; Huguet, LL.; Ares, J. (1999). *Manual del usuario del Programa Visual Balan V.1.0. Código Interactivo para la realización de balances hidrológicos y la estimación de la recarga.* Dpto. de Tecnología de la Construcción ETSICCP, Universidad de La Coruña.

Valls-Márquez, M. (2001). *Caracterización de la recarga y estimación del almacenamiento en el acuífero kárstico de Troya (Guipúzcoa) mediante la utilización del modelo Visual Balan y la realización de balances hídricos generales*. Tesina UPC. ETSECCP Barcelona. 86 pp.

Van Camp, M.; Walraevens, K. (2009). *Recovery scenarios for deep over-exploited aquifers with limited recharge: methodology and application to an aquifer in Belgium.* Environmental Geology, 56, 1505-1516.

Van Tonder, G.J.; Usher, B.H.; Dennis, I.; Vermeulen, P.D. (2007). *Predicting rebound in a deep colliery in South Africa*. Mine Water and the Environment, 26, 79-87.

2.3.7. LA RECARGA EN ZONAS ENDORREICAS SEMIÁRIDAS: EL CASO DE LA CUENCA DEL RÍO EBRO

Miguel Ángel GARCÍA VERA*

(*) Confederación Hidrográfica del Ebro. Pº Sagasta, 24. 50071 Zaragoza.
mgarciave@chebro.es

RESUMEN

La determinación de la recarga a los acuíferos en medios semiáridos es un problema complejo que requiere una aproximación progresiva mediante el uso rigoroso de distintas metodologías apoyadas en la mayor cantidad posible de datos de campo. En este artículo se presenta el ejemplo de la estimación de la recarga en el sector central de la cuenca del Ebro mediante la integración de estudios basados en el análisis de la información aportada por las estaciones de aforo, la modelación precipitación-aportación a gran escala, balances de cloruros, balances hidrometeorológicos de detalle en cuencas endorreicas semiáridas y modelos matemáticos. Con toda esta información se realiza una discusión sobre la cuantificación de la recarga en zonas endorreicas de la cuenca del Ebro y de sus incertidumbres.

Palabras clave: *estaciones de aforo, recarga, zonas endorreicas, humedales, evaporación capilar, clima semiárido, cuenca del Ebro*

INTRODUCCIÓN

La cuantificación de la recarga a los acuíferos mediante balances de agua es un problema de compleja resolución y su precisión está condicionada por la disponibilidad de información de campo específica que permita validar las estimaciones. El dato más importante para realizar una estimación precisa de la recarga es el caudal descargado por los acuíferos, que en el caso de los ríos se realiza mediante la medición periódica del caudal circulante en las estaciones de aforo y en el caso de los humedales mediante el registro de la variación del volumen de agua.

En muchas ocasiones esta información de validación no está disponible o, si lo está, no es suficientemente precisa. Por este motivo surge la necesidad de realizar otras aproximaciones al valor de la recarga mediante el empleo de diversas metodologías.

La cuenca hidrográfica del río Ebro comprende una superficie de 85.941 km^2. En ella se desarrolla una red de drenaje principal de 12.821 km (Figura 1). La precipitación media de la

cuenca es 622 mm/año en el periodo comprendido entre 1921 y 2002 con una importante variabilidad interanual (452 mm/año en el año hidrológico 1949/50 y 809 mm/año en el año 1958/59) y espacial. La temperatura media de la cuenca es 12,5 ºC siendo característica la existencia de un déficit hídrico muy importante en el sector central de la cuenca del Ebro.

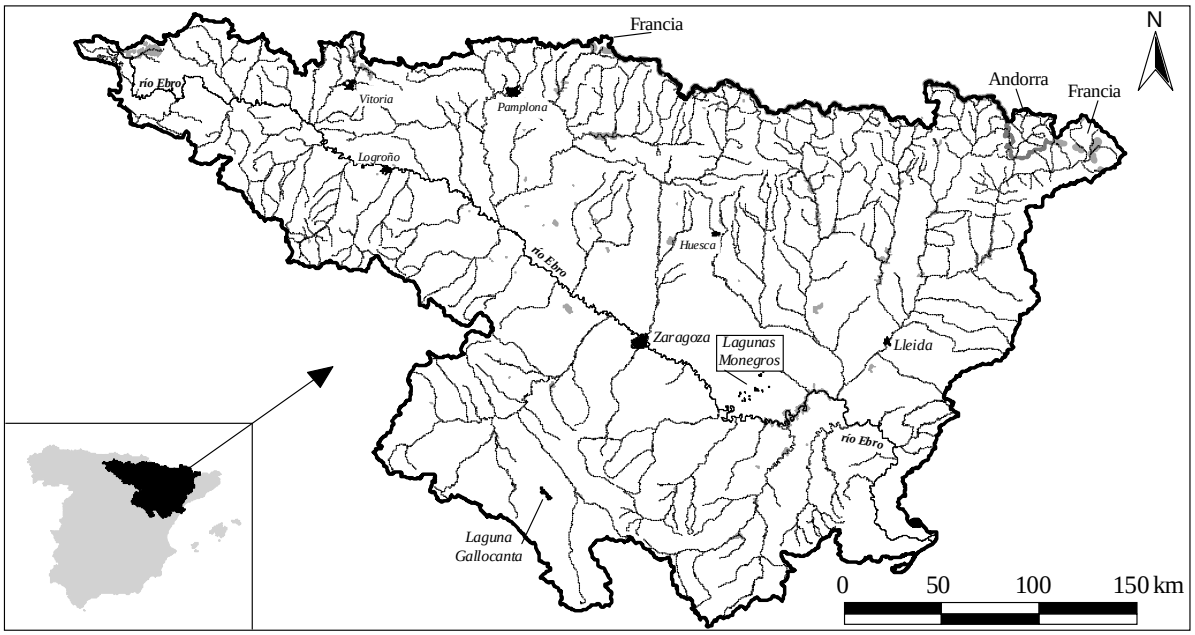


Figura 1. Mapa de situación de la cuenca del río Ebro y de las lagunas analizadas en el texto (Monegros y Gallocanta).

En la actualidad se estima que los recursos hídricos de la cuenca del Ebro en régimen natural son de 16.448 hm^3/año (1940/41-2005/06) de los que 5.600 hm^3/año proceden de escorrentías lentas. La infiltración por agua de lluvia se estima en 5.175 hm^3/año (CHE, 2010). Existe una variabilidad espacial importante de la recarga a los acuíferos entre las zonas más montañosas situadas en la periferia y las zonas semiáridas del sector central de la cuenca del Ebro.

El objetivo de este artículo es profundizar en el conocimiento de la recarga de los acuíferos de la cuenca del Ebro, y en especial en cuencas endorreicas del sector central, mediante la integración de toda la información disponible. Para ello se analizarán en primer lugar metodologías generales de determinación de la recarga y posteriormente se hará referencia a la estimación de la recarga en dos cuencas endorreicas.

MARCO GENERAL: TRES APROXIMACIONES A GRAN ESCALA PARA EVALUAR LA RECARGA EN LA CUENCA DEL EBRO

Análisis de los datos de las estaciones de aforo

La información aportada por las estaciones de aforo constituye una referencia básica para identificar las diferentes fracciones de escorrentía que recogen los cauces. Si bien la relación entre escorrentía y recarga a los acuíferos no es directa, para valorar la recarga es muy importante tener en cuenta los caudales específicos producidos por las cuencas hidrográficas.

En la cuenca del Ebro se ha realizado un detallado análisis de los caudales circulantes por las estaciones de aforo (CHE, 1995, 1996, 1998). En estos trabajos se realizó una descomposición de los hidrogramas de las estaciones de aforo en escorrentías rápidas, intermedias y lentas y se obtuvieron los caudales específicos en l/s/km^2 en el periodo 10/1953-9/1995. La principal aportación de estos estudios es la elaboración de una cartografía de caudales específicos producidos por cada subcuenca hidrológica (Figura 2) y el cálculo del porcentaje de estos caudales que podrían asignarse a la escorrentía subterránea.

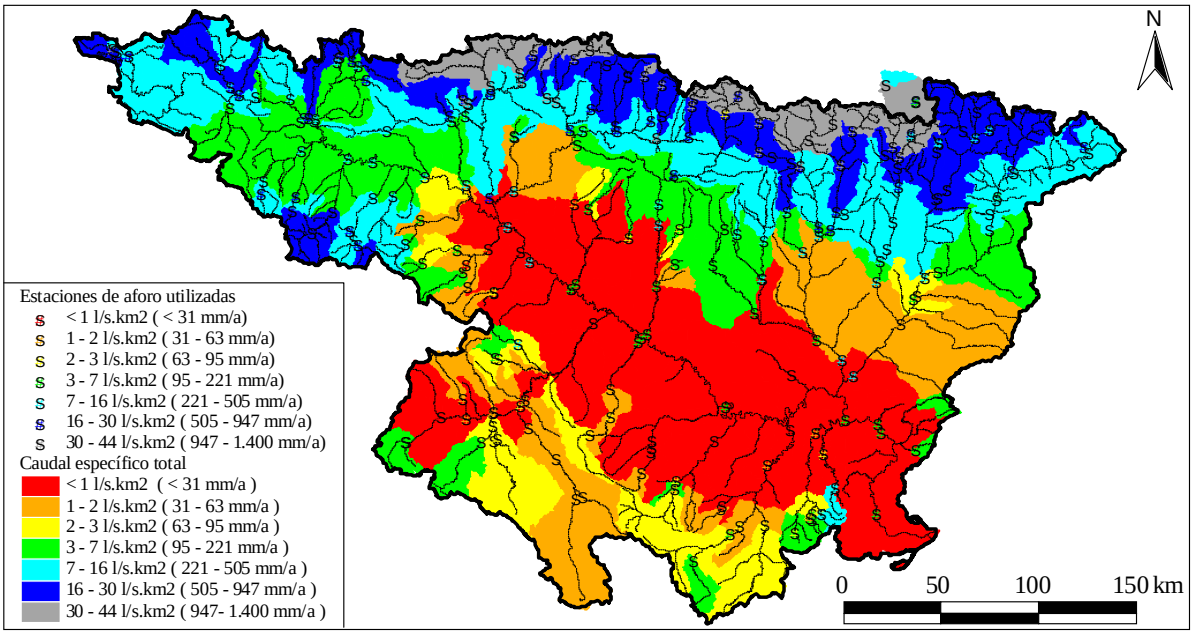


Figura 2. Caudales específicos totales (superficiales y subterráneos) estimados para la cuenca del Ebro a partir de la interpretación de los datos de las estaciones de aforo rellenas en el periodo 10/1953-9/1995. Los datos son de elaboración propia y tomados de CHE, 1998.

Los valores de productividad hidrológica - entendida como el caudal que circula en los ríos procedente de todas las escorrentías - de la cuenca del Ebro presentan unos valores mínimos que oscilan en el rango de entre 0 y 31 mm/año para el sector central. Este sector es el que presenta las menores tasas debido a la condición climática semiárida, a la menor pendiente y a las características de los suelos. Por otro lado, las productividades más altas se obtienen en el Pirineo central con valores que pueden llegar a 1.400 mm/año, coincidiendo con la zona donde se producen las mayores precipitaciones de la cuenca. Los análisis de hidrogramas realizados para todas las estaciones de aforos permiten asignar, de modo general y sin tener en cuenta las especificidades de algunas cuencas, porcentajes medios de escorrentía lenta (asimilable a la subterránea) del 60 % de la escorrentía total.

Balance de cloruro para la estimación de la recarga

Estudios recientes para la determinación de la recarga aplicando la metodología del balance de masa del ión cloruro atmosférico, Alcalá (2006) y Custodio (2010) aportan unas cifras globales de la recarga media virtual para todo el territorio continental español (Figura 3). Para el sector central de la cuenca del Ebro se estima una recarga media inferior a 30 mm/año. En estos trabajos una de las zonas piloto empleadas para el desarrollo metodológico fue la del complejo lagunar de Bujaraloz-Sástago (Monegros) que será analizada posteriormente para la determinación de la recarga mediante balance de agua en el suelo.

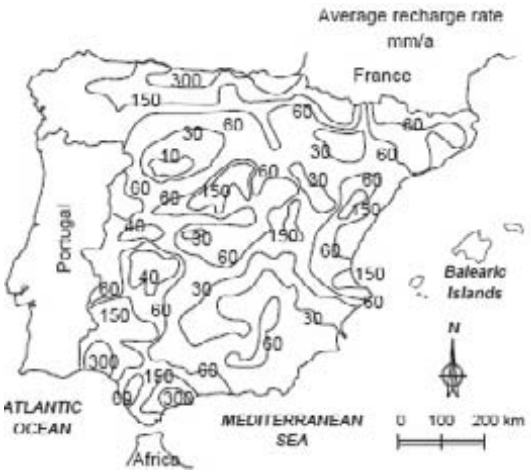


Figura 3. Estimación preliminar de la recarga media virtual calculada por Alcalá (2006), adoptada en Custodio (2010).

Estimación de la recarga con el método del número de curva

La estimación de la recarga más reciente realizada en el marco de los trabajos de preparación del Plan Hidrológico de la cuenca del río Ebro 2010-2015 (CHE, 2010) ha utilizado una metodología basada en la aplicación del número de curva. Se ha estimado la recarga total por infiltración del agua de lluvia sobre la superficie permeable de la cuenca en 2.679 hm^3/año para el periodo 1980/81-2005/06. Además, se estiman en 2.950 hm^3/año la escorrentía hipodérmica generada sobre materiales de menor permeabilidad de toda la cuenca.

La distribución de la tasa de recarga (Figura 4) muestra valores mínimos en el centro de la cuenca del Ebro de 5 mm/año y valores máximos en el Pirineo central del orden de 1000 mm/año. Estos valores no tienen en cuenta la recarga adicional por el retorno de riegos ni las entradas procedentes de infiltración de ríos y barrancos de zonas exteriores a los acuíferos.

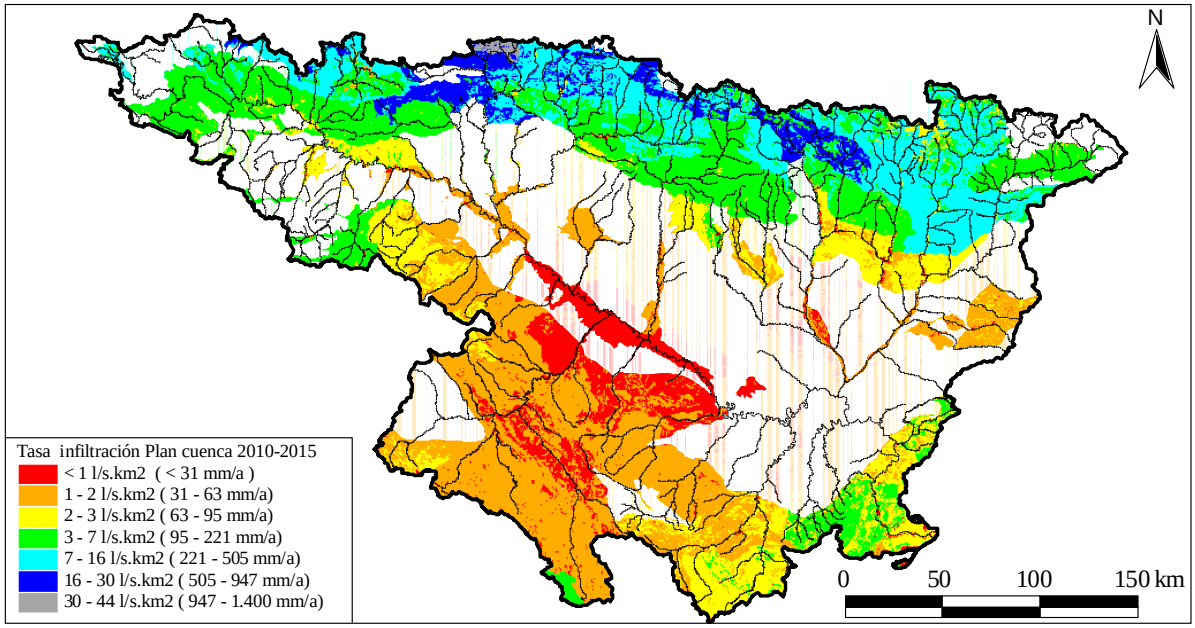


Figura 4. Tasa de infiltración de las masas de agua subterránea de la cuenca del río Ebro obtenida a partir de la aplicación del método de número de curva en el borrador del Plan Hidrológico de la cuenca del Ebro 2010-2015 (CHE, 2010). Las partes en blanco no han sido definidas como masas de agua subterránea.

ESTIMACIÓN DE LA RECARGA EN ZONAS ENDORREICAS DE LA CUENCA DEL EBRO

La cuenca del Ebro se caracteriza por la existencia de cuencas endorreicas favorecidas por su topografía plana. Las primeras caracterizaciones generales de este fenómeno proceden de Ibáñez (1975). En muchas de estas depresiones se desarrollan cuerpos de agua cuyo equilibrio hídrico depende de la relación entre las distintas componentes del balance hidrológico.

El balance hidrológico en cuencas endorreicas ha sido estudiado con especial detalle en la cuenca del Ebro para el complejo lagunar de Bujaraloz-Sástago y para la laguna de Gallocanta. Estas investigaciones han confirmado la conexión de los humedales con sistemas subterráneos; estos sistemas sirven de referencia para la estimación de la recarga de los acuíferos.

El complejo endorreico de Bujaraloz-Sástago (Monegros, Zaragoza)

El sistema endorreico de Bujaraloz-Sástago está compuesto por un total de 99 depresiones (Balsa et al., 1991) situadas sobre un sustrato de yesos, calizas, margocalizas y lutitas del Oligoceno y Mioceno. En estas depresiones se desarrollan lagunas temporales que normalmente suelen secarse todos los veranos. En García Vera (1996) se plantea el modelo hidrogeológico conceptual de los dos acuíferos de baja permeabilidad descritos en esta zona.

El balance hidrometeorológico realizado combinó datos meteorológicos de precipitación y temperatura diaria, velocidad de viento y humedad relativa de estaciones situadas en las inmediaciones en la zona de estudio. Empleó una cantidad importante de valores estimados de porosidad total, capacidad de campo, puntos de marchitez y espesor de suelo tomados de granulometrías y calicatas realizadas en estudios de viabilidad de riegos. También se utilizaron datos de reserva útil obtenidos a partir de ensayos de escorrentía superficial, datos de permeabilidad vertical obtenidos de ensayos de permeabilidad y ensayos de infiltración con el método del doble anillo de Muntz.

El balance hidrometeorológico se realiza con el programa de balances diarios Balan10 para el periodo de 17 años comprendido entre 1976 y 1993. Para la determinación de la evapotranspiración potencial se utilizan dos métodos: Thornthwaite y Blaney-Criddle, considerando que el cultivo principal es la cebada.

Se realizó un análisis de sensibilidad del balance respecto de los principales parámetros - dentro de sus valores posibles - a partir de toda la información previa disponible. En especial se analizó el efecto de los coeficientes de infiltración de escorrentía superficial (CIM0 y CIM1), el método de cálculo de la ETP, los índices de Blaney-Criddle y el espesor del suelo (Tabla 1). Este balance resulta de interés puesto que supone un buen ejemplo de la incertidumbre de los resultados para un caso en el que se dispone de buena información para definir los parámetros de entrada, pero sin datos de referencia para su validación.

Sensibilidad al método de cálculo de la ETP y a los coeficientes de infiltración

Suelo Fr (Franco y franco limoso con reserva útil de 38 mm)						
	$ETP_{Thornthwaite}$ = 788 mm/año			$ETP_{Blaney\text{-}Criddle}$ = 909,38 mm/año		
CIM0-CIM1	ETR	E_{sup}	R	ETR	E_{sup}	R
(mm/día)	(mm/año)			(mm/año)		
100-100	299,80	0,00	60,00	310,95	0,00	48,89
30-50	299,80	2,66	57,37	391,95	2,34	45,66
20-40	299,69	11,53	48,62	310,82	10,33	38,69
10-30	295,07	36,98	22,79	305,98	32,69	21,17
Suelo Fa (Franco arcilloso con reserva útil de 53,5 mm)						
	$ETP_{Thornthwaite}$ = 788 mm/año			$ETP_{Blaney\text{-}Criddle}$ = 909,38 mm/año		
CIM0-CIM1	ETR	E_{sup}	R	ETR	E_{sup}	R
(mm/día)	(mm/año)			(mm/año)		
100-100	315,37	0,00	41,77	325,83	0,00	31,31
30-50	315,32	2,66	39,17	325,78	2,31	29,02
20-40	313,81	10,63	32,69	324,38	9,14	23,62
10-30	306,81	33,32	17,02	316,89	28,07	12,19
Suelo Ac (Arcillo limoso y arcilloso con reserva útil de 66,5 mm)						
	$ETP_{Thornthwaite}$ = 788 mm/año			$ETP_{Blaney\text{-}Criddle}$ = 909,38 mm/año		
CIM0-CIM1	ETR	E_{sup}	R	ETR	E_{sup}	R
(mm/día)	(mm/año)			(mm/año)		
100-100	324,19	0,00	32,24	333,82	0,00	22,60
30-50	324,19	2,43	29,81	333,82	2,21	20,39
20-40	322,59	9,93	23,90	332,39	8,23	15,80
10-30	313,70	31,07	11,65	323,11	25,05	8,26

Sensibilidad al espesor del suelo en un suelo Fa (Franco arcilloso)

(método de cálculo de la ETP de Blaney-Criddle y coeficiente de infiltración de 20-40 mm/día)

Espesor del suelo	Reserva útil	ETR	E_{sup}	R
(m)	(mm)	(mm/año)		
0,3	32,1	300,70	10,74	46,89
0,4	42,8	315,52	9,94	32,28
0,5	53,5	324,38	9,14	23,62
0,6	64,2	331,25	8,38	16,92
0,7	74,90	335,39	7,76	12,81
0,8	85,60	338,41	7,22	9,73
0,9	96,30	341,12	6,71	6,94
1	107,00	343,36	6,23	4,59

Tabla 1. Análisis de sensibilidad para las distintas opciones del balance en el complejo endorreico de Bujaraloz-Sástago (García Vera, 1996). ETP = evapotranspiración potencial; ETR = evapotranspiración real; E_{sup} = escorrentía superficial; R = recarga. En estos balances no se ha considerado la existencia de procesos de generación de escorrentía hipodérmica.

Existe una importante dispersión de los resultados del balance cuando se considera la variabilidad y la incertidumbre de los datos de entrada y de los métodos utilizados. Esta variabilidad, para el caso de la zona endorreica de Monegros, se traslada al valor de la recarga con un rango que oscila entre 1,5 mm/año (suelo arcilloso con una profundidad de 1 m y

considerando el uso de la ETP por Blaney-Criddle) y 75,5 mm/año (suelo franco con una profundidad de 0,3 m y considerando el uso de la ETP por Thorntwaite).

El modelo de flujo estacionario con una malla bicapa unida por elementos unidimensionales permitió integrar los datos de recarga de los acuíferos con los datos de geometría, permeabilidad de los acuíferos y descarga por evaporación estimada en las lagunas y en las zonas exteriores del acuífero. Como conclusión se obtuvo un buen ajuste de datos observados con una recarga de 20 mm/año, aunque no se puede descartar que con una menor recarga se pueda obtener un mejor ajuste a los valores de transmisividad obtenidos a partir de los ensayos de bombeo.

Para una mejor comprensión del sistema, en Castañeda (2004) y Castañeda y García Vera (2008) se ha aplicado una metodología para la calibración de los balances hidrometeorológicos con datos de alturas de agua en las lagunas. Para ello se realiza un doble balance: (1) balance en la cuenca vertiente de la laguna para obtener las fracciones de escorrentía superficial, hipodérmica y subterránea; (2) balance en las lagunas para, con los datos anteriores de fracciones de escorrentía, obtener los niveles esperados en las lagunas y compararlos con los medidos. Se ha aplicado a las lagunas de La Playa, Salineta y Guallar, comparando los niveles calculados con datos medidos de altura de lámina de agua y con superficies obtenidas por teledetección.

Este tipo de análisis permite relacionar los parámetros del balance hidrometeorológico con el régimen hidrológico de las lagunas. Los estudios realizados permiten confirmar que a partir de una recarga media de 20 mm/año se reproducen adecuadamente los niveles estimados en las lagunas en el periodo 1993-1997 (Figura 5).

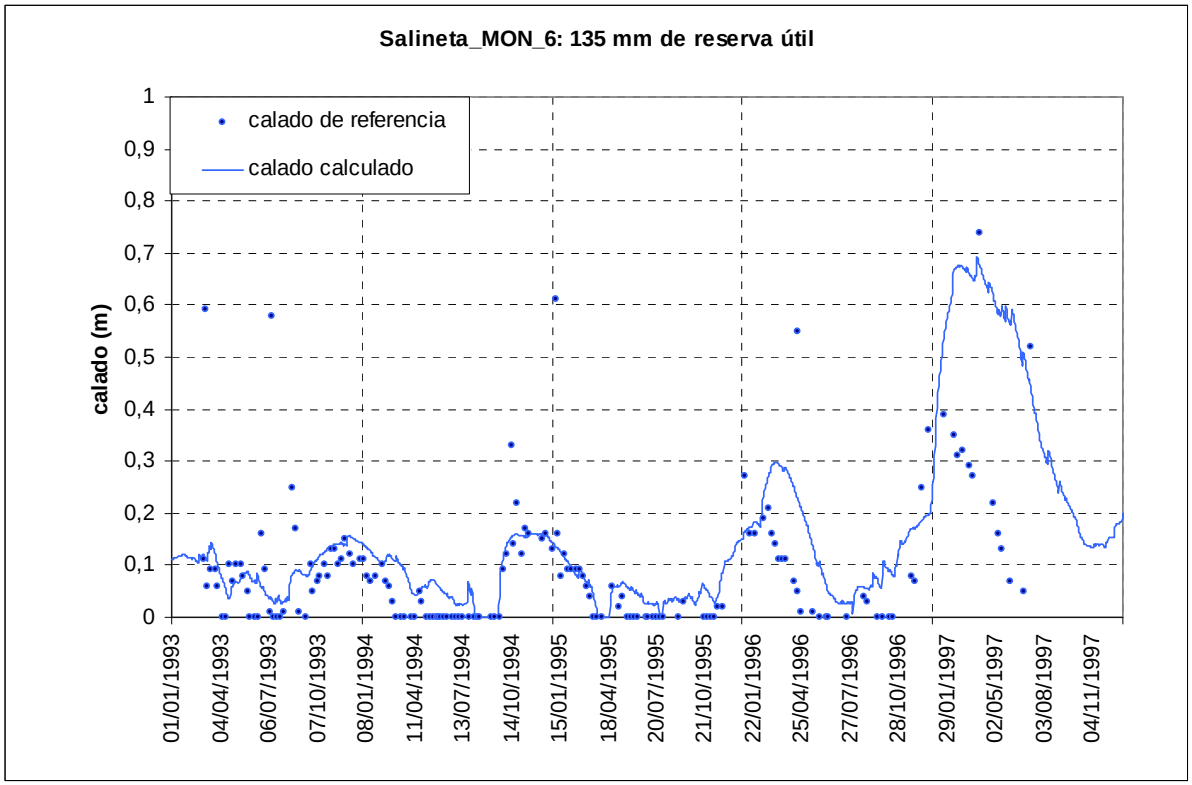


Figura 5. Altura de la lámina de agua calculada y de referencia (medida por teledetección) en la laguna de Salineta considerando un balance en la cuenca vertiente con una recarga media de 20 mm/año (Castañeda, 2004).

Laguna de Gallocanta

La laguna de Gallocanta ha sido un medio estudiado con mucho detalle con el objetivo de definir las normas de explotación de los usos de agua que se desarrollan en su cuenca (CHE, 1997; San Román et al, 2008; García Vera et al, 2009) para preservar sus valores naturales. La laguna tiene una cuenca de una superficie inundable máxima registrada de 16 km^2 y son frecuentes periodos de escasez de recurso que la llevan hasta la desecación total.

La metodología aplicada partió de la recopilación y toma en campo de una gran cantidad de información entre la que se puede destacar la elaboración de una batimetría de detalle, la disponibilidad de medidas de la laguna desde el 5/5/1974 hasta la actualidad y la instalación de una estación meteorológica automática (CHE, 1999; CHE-CSIC, 2001, 2002, 2003, 2004). Esta instrumentación ha permitido estimar la evaporación en lámina libre (tanques de tipo A) y la evaporación real en las inmediaciones de la laguna mediante el método de renovación de superficie (Spano et al., 1997, 2000)].

Toda esta información ha sido integrada mediante la realización de un balance hidrometeorológico y un modelo de flujo subterráneo que ha permitido la estimación de la recarga a los acuíferos en esta laguna del sistema ibérico, en la cuenca del Ebro. Uno de los aspectos más novedosos del balance realizado ha sido la estimación de la evaporación capilar de la laguna a partir de datos medidos de evapotranspiración real.

La evaporación real calculada para el periodo 17/2/2000-22/7/2001 en la estación meteorológica de Gallocanta, situada en las inmediaciones de la laguna y con el nivel freático situado a menos de 1 metro de profundidad, es notablemente superior a la precipitación registrada en ese periodo (Figura 6a). Se ha interpretado que el exceso de evaporación real con respecto a la precipitación se debe a procesos de evaporación capilar y, a partir de los datos obtenidos en la estación, se ha realizado una aproximación empírica para la determinación de la evaporación capilar. La profundidad límite a partir de la cual se produce este fenómeno se puede estimar en torno a 2 m a partir de la formulación de Kovda et al. (1986; en Cuchí Oterino, 1986).

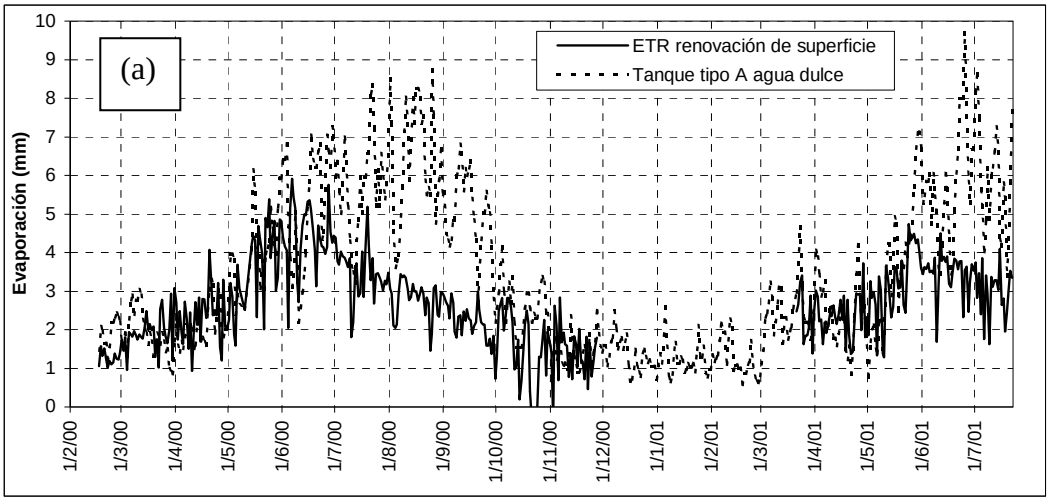
La evaporación capilar se aplica a la superficie máxima inundable de 14,5 km^2 que no siempre está inundada. La tasa de evaporación capilar (E_c) se calcula en función de la tasa de evaporación en lámina libre (E_l) y del número de día correlativo del año (D), comenzando a partir del 1 de enero (Figura 6b), de manera que:

(a) Si $D \leq 125$ ó $D \geq 287$ $E_c = E_l$
(b) Si $126 \leq D \leq 286$ $E_c = E_l - def$
siendo $def = (-2.85 \cdot 10^{-8})D^4 + (1.87 \cdot 10^{-5})D^3 - (4.59 \cdot 10^{-3})D^2 + 0.535D - 24.8$. Si después de aplicar lo anterior, $E_c < 0$, entonces $E_c = 0$.

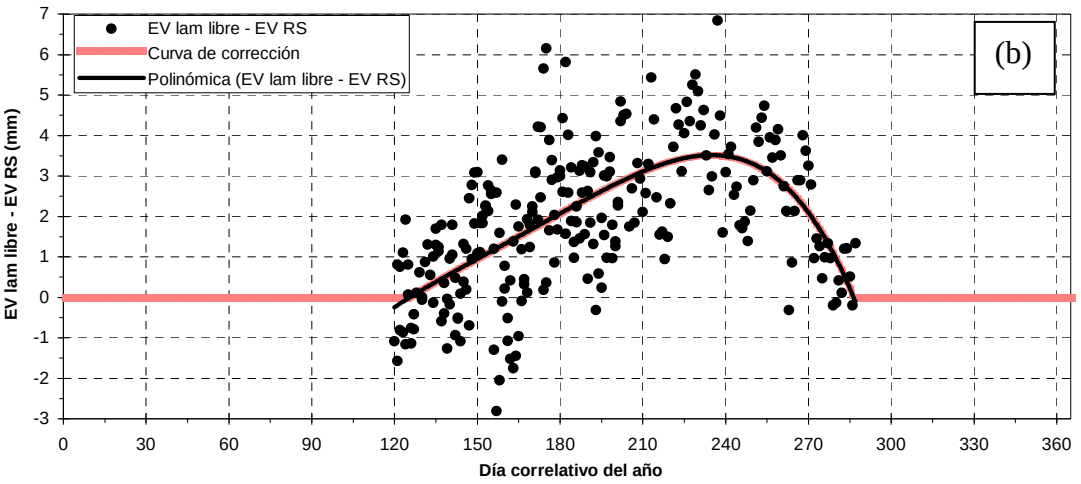
Este planteamiento es una propuesta realizada a partir de una serie de datos de evaporación real medidos en únicamente dos años y por ello ha de considerarse como una propuesta muy preliminar. En el periodo 1974-2001 la tasa de evaporación capilar de la laguna de Gallocanta a partir de la formulación anterior fue de 762 mm/día, que corresponde a un 70 % de la tasa de evaporación en lámina libre.

El balance hidrometeorológico combinado con un modelo matemático de flujo ha permitido estimar un caudal específico total (superficial y subterráneo) en el periodo 1/1925-

12/2004 para toda la cuenca vertiente de la laguna de 0,63 l/s·km^2 de los que la aportación subterránea es el 75 %. Estos valores permiten obtener un buen ajuste respecto de los volúmenes registrados (Figura 6c).



Periodo	ETR	Precipitación
	mm	mm
17/2/2000-27/11/2000	750	370
21/3/2001-22/7/2001	365	58



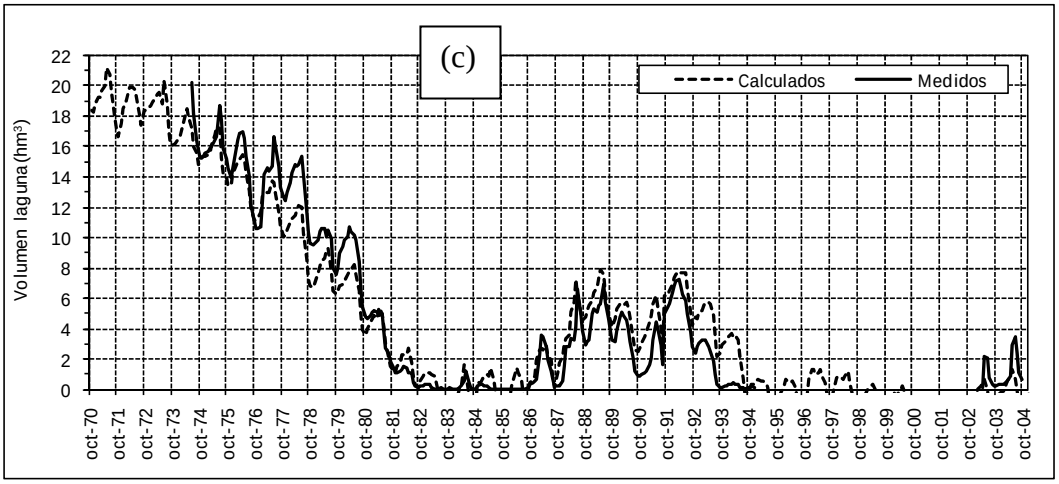


Figura 6. Balance en la laguna de Gallocanta. (a) Comparación entre la evaporación real y la evaporación de lámina libre en la estación automática de Gallocanta; (b) Curva de ajuste para obtener la aproximación al método de cálculo de la evaporación capilar; (c) Ajuste entre los volúmenes medidos y calculados por el modelo de flujo en la laguna de Gallocanta.

CONCLUSIONES

Se ha presentado una síntesis resumen de las principales metodologías a considerar para la estimación de la recarga de cuencas endorreicas en el sector central de la cuenca del río Ebro. La estimación de la recarga ha de ser abordada mediante la aproximación a partir de diferentes metodologías y teniendo siempre en cuenta las incertidumbres asociadas a cada una de ellas.

Uno de los elementos primordiales para la determinación de la recarga a los acuíferos son los datos derivados de la Red Oficial de Estaciones de Aforo (ROEA) del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. La información procedente de estas estaciones proporciona una valiosa estimación sobre la importancia de las fracciones de escorrentía (superficial, hipodérmica y subterránea) ya que, a pesar de que tienen asociado un margen de error que puede llegar a ser importante (10-20 %), son series que aportan estadísticos significativos por abarcar un amplio periodo temporal (desde 1913 hasta la actualidad) y hacen referencia a muchos puntos de la red hidrográfica. El análisis riguroso y completo de estos datos de aforo ofrece un marco básico que ha de ser tenido en cuenta no sólo en los estudios que se refieran a la determinación de la recarga a los acuíferos, sino también para cualquier cuantificación de los recursos hídricos.

Otros estudios con resultados de carácter global como los descritos: método de balance del ión cloruro, procedimiento del número de curva, o el modelo de precipitación-aportación empleado en la planificación de recursos hídricos, son referencias también a tener en cuenta.

Sin embargo, para determinar la recarga en zonas locales es imprescindible disponer de datos de campo que permitan validar los resultados obtenidos. La realización de balances hidrometeorológicos es una buena herramienta de estimación cuya incertidumbre queda limitada a la propia de los datos de partida con los que se acotan los parámetros del balance y a la información para contrastar los resultados obtenidos.

El ejemplo de los balances hidrometeorológicos realizados en el Complejo lagunar de Monegros (Bujaraloz-Sástago) es una buena muestra de un caso con una prolija información de tipo agronómico y de parámetros hidrológicos de suelos realizados para la elaboración de los estudios previos de aptitud para los regadíos que se han desarrollado en esta zona. Considerando el rango admisible de los parámetros del balance se concluye que existe una elevada variabilidad de los valores de la recarga, con un rango entre 1,5 y 75,5 mm/año. La integración de todos los datos en un modelo matemático global de flujo aporta valores de recarga más precisos e integrados dentro del modelo conceptual hidrogeológico.

Los humedales del sector central de la cuenca del Ebro han sido utilizados para poder acotar la magnitud de la recarga. Para ello se ha aplicado una metodología basada en la realización de un doble balance: (1) en la cuenca vertiente al humedal; (2) en el propio humedal considerando las fracciones de escorrentía del balance anterior. Esta metodología se ha aplicado en tres lagunas del complejo endorreico de Bujaraloz-Sástago (La Playa, Salineta y Guallar) y en la laguna de Gallocanta.

La realización de estos balances lleva asociada incertidumbres importantes y por ello es especialmente importante disponer de la información con la mayor calidad posible como: evolución de niveles en las lagunas, batimetría, datos meteorológicos locales entre los que

destacan la precipitación, temperatura y evaporación en lámina libre.

Una de las componentes más complejas de estimar en el balance es la evaporación capilar en el entorno de las lagunas. Su magnitud puede llegar a ser importante. El análisis de los datos de evaporación real por el método de renovación de la superficie y la evaporación en lámina libre en la estación meteorológica automática de Gallocanta ha permitido hacer una propuesta para la estimación de esta componente del balance. Se ha estimado que en la laguna de Gallocanta la evaporación capilar es el 55 % de la evaporación directa que se produce en la laguna.

Los balances realizados en las lagunas de Monegros y Gallocanta aportan cifras medias de recarga en torno a los 15-20 mm/año, que son del mismo orden que las manejadas a partir de otras fuentes de información a distintas escalas espaciales (datos de estaciones de aforos, balance de cloruro y aplicación del método del número de curva). No obstante estos valores todavía no pueden considerarse definitivos puesto que todos los métodos aplicados tienen márgenes de incertidumbre significativos por lo que es necesario seguir planteando investigaciones dirigidas al mejor conocimiento de la recarga de los acuíferos del sector central de la cuenca del Ebro.

AGRADECIMIENTOS

El autor desea expresar su agradecimiento a los editores de esta publicación por darle la oportunidad de participar en la misma y a los revisores del artículo, que con sus sugerencias han contribuido notablemente a su mejora. La información que se recoge en este texto procede en gran parte de estudios financiados por el Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino y por la Confederación Hidrográfica del Ebro. La colaboración con Carmen Castañeda del Álamo (CITA-DGA) en la realización de balances en Monegros y con Antonio Martínez Cob (Aula Dei-CSIC) en el mantenimiento y explotación de la información de la estación automática de Gallocanta fue fundamental para el desarrollo de las metodologías planteadas en este trabajo.

REFERENCIAS

Alcalá, F.J. (2006). *Recarga a los acuíferos españoles mediante balance hidrogeoquímico*. Tesis doctoral. Universitat Politécnica de Catalunya, 2 vols. 1-719. http://tdx.cat/handle/10803/6240.

Balsa, J.; Guerrero, C.; Pascual, M.L.; Montes, C. (1991). *Las saladas de Bujaraloz-Sástago y las saladas de Chiprana: riqueza natural de Aragón*. En: Empelte, Ed. Grupo Cultural Caspolino, 15: 26. Caspe.

Castañeda, C. (2004). *Las saladas del sur de Monegros: facies, régimen hídrico y estado actual*. Tesis doctoral. Universidad de Zaragoza.

Castañeda, C.; García Vera, M.A. (2008). *Water balance in the playa lakes of an arid environment, Monegros, Ne Spain*. Hydrogeology Journal 16: 87-102.

CHE (1995). *Evaluación de los regímenes de compensación en los ríos de la Cuenca del Ebro. Fase II. Modelo hidrológico (I). Plan Hidrológico*. Confederación Hidrográfica del Ebro. Consultor: M. A. García Vera. Informe Inédito. Zaragoza.

CHE (1996). *Evaluación de los regímenes que satisfagan las necesidades ecológicas. Fase II, modelo hidrológico (Plan Hidrológico)*. Confederación Hidrográfica del Ebro. Consultor: M. A. García Vera.

Informe inédito. Zaragoza.

CHE (1997). *Establecimiento de las normas de explotación de la unidad hidrogeológica de Gallocanta y la delimitación de los perímetros de protección de la laguna*. Confederación Hidrográfica del Ebro. Consultor: EPTISA. Estudio interno.

CHE (1998). *Estudio de los caudales característicos para la estimación de las ecoregiones en la cuenca del Ebro (Plan Hidrológico)*. Confederación Hidrográfica del Ebro. Consultor: M. A. García Vera. Informe Inédito. Zaragoza.

CHE (1999). *Evaluación metodológica para la estimación de la evaporación capilar en la laguna de Gallocanta*. Confederación Hidrográfica del Ebro. Consultor: EPTISA, S.A. Informe Inédito. Zaragoza.

CHE (2010). *Borrador de la propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico de la cuenca del Ebro*. Confederación Hidrográfica del Ebro. Disponible en www.chebro.es.

CHE-CSIC (2001). *La evapotranspiración en los márgenes de la laguna de Gallocanta: comparación de métodos*. Confederación Hidrográfica del Ebro-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Informe inédito. Zaragoza.

CHE-CSIC (2002). *El método de renovación de la superficie para el cálculo de la ETR en humedales: aplicación a la laguna de Gallocanta*. Confederación Hidrográfica del Ebro-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Informe inédito. Zaragoza.

CHE-CSIC (2003). *Caracterización espacio-temporal del contenido de humedad en la zona no saturada del vaso de la laguna de Gallocanta*. Confederación Hidrográfica del Ebro-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Informe inédito. Zaragoza.

CHE-CSIC (2004). *Evolución del contenido de humedad y de la tasa de evaporación en humedales: aplicación a la laguna de Gallocanta*. Confederación Hidrográfica del Ebro-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Informe inédito. Zaragoza.

Cuchí Oterino, J.A. (1986). *Aportación a los suelos salinos de Aragón*. Ed. Institución Fernando el Católico. Zaragoza.

Custodio, E. (2010). *Estimation of aquifer recharge by means of atmosferic chloride deposition balance in the soil*. Contributions to science, 6(1): 81-97.

García Vera, M.A. (1996). *Hidrogeología de zonas endorreicas en climas semiáridos: aplicación a los Monegros (Zaragoza y Huesca)*. Serie Investigación, 3:297 pp. Consejo Protección de la Naturaleza de Aragón. Zaragoza.

García Vera, M.A.; San Román Saldaña, J.; Blasco Herguedas, O.; Coloma López, P. (2009). *Hidrogeología de la laguna de Gallocanta e implicaciones ambientales*. Memorias R. Soc. Esp. Hist. Nat. 2ª ep., 7.

Ibáñez, M.J. (1975). *El endorreísmo del sector central de la depresión del Ebro*. Cuadernos de Investigación Geográfica e Histórica, 35-48. Zaragoza

San Román Saldaña, J.; García Vera, M.A.; Blasco, O.; Coloma, P. (2007). *Hidrogeología de la laguna de Gallocanta*. Xiloca, 35: 65-86.

Spano, D., Snyder R.L., Duce P., Paw U K. T. (1997). *Surface renewal analisys for sensible heat flux density using structure functions*. Agriculture and Forest Meteorology". 86: 259-271.

Spano, D., Snyder R.L., Duce P., Paw U K. T. (2000). *Estimating sensible and latent heat flux densities from grapevine canopies using surface renewal*. Agriculture and Forest Meteorology. 104(3): 171-183.

2.3.8. LA EVALUACIÓN DE LA RECARGA EN ZONAS URBANAS: UN ENFOQUE MULTIDISCIPLINAR DEL BALANCE HÍDRICO

Enric VÁZQUEZ-SUÑÉ*, Jesús CARRERA*, Isabel TUBAU y Xavier SÁNCHEZ-VILA*****

(*) GHS, Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA), CSIC. Jordi Girona 18. 08034 Barcelona.
enric.vazquez@idaea.csic.es ; jesus.carrera.ramirez@gmail.com
(**) GHS, Dept Ingeniería del Terreno, UPC. Jordi Girona 1-3. 08034 Barcelona
Actualmente en: Institut Geològic de Catalunya, IGC. Balmes 209. 08006 Barcelona.
isabel.tubau@upc.edu
(***) GHS, Dept Ingeniería del Terreno, UPC. Jordi Girona 1-3. 08034 Barcelona.
xavier.sanchez-vila@upc.edu

RESUMEN

Muchos de los métodos de cálculo de la recarga se basan en el usos de trazadores naturales o artificiales. La evaluación de la recarga en ambientes urbanos, respecto a la que ocurre en los sistemas naturales, se caracteriza por: (1) se dispone de menos experiencia y (2) por la existencia de numerosos procesos (fuentes) involucradas. En relación a lo último, la infiltración superficial se ve muy reducida dado que una gran proporción del suelo urbano se impermeabiliza. Por otro lado, la evapotranspiración también se reduce, con lo que finalmente se suele incrementar la proporción de infiltración que recarga a los acuíferos. Además, en las ciudades, se dan nuevas formas de recarga como son las pérdidas de las redes de abastecimiento o alcantarillado.

Se ha realizado un nuevo e importante estudio hidrogeológico en la ciudad de Barcelona para caracterizar sus aguas subterráneas, tanto en cantidad como en calidad, con el fin de aportar nuevas ideas para su gestión y explotación. Para ello, la evaluación de la recarga ha sido de gran importancia. En primer lugar, se ha calculado la recarga total mediante la integración de la información disponible en un modelo, y en segundo, se han discriminado las diferentes fuentes mediante el uso de datos hidroquímicos e isotópicos. La contribución de cada fuente fue evaluada como una fracción de la recarga total mediante análisis estadístico multivariado. Poder discriminar la aportación de cada fuente es fundamental para evaluar los riesgos ante la contaminación y la evaluación de alternativas de gestión.

Palabras clave: *hidrogeología urbana, recara urbana, análisis de mezcla, end-member*

INTRODUCCIÓN

Las aguas subterráneas se han convertido en un factor importante en la gestión de las zonas urbanas (ver trabajos de: Lerner, 1996; Chilton et al. (eds.), 1997; Eyles (ed.), 1997; Chilton (ed.), 1999; Ellis (ed.) 1999; Llamas y Custodio (eds.) 2002; Howard y Israfilov (eds.) 2002; AIH_GE, 2004; Vázquez-Suñé et al, 2005a). Para realizar una buena evaluación de la calidad del agua subterránea hay que cuantificar la recarga general, así como analizar la calidad de las diferentes fuentes involucradas y conocer qué procesos afectan la calidad química y microbiológica del agua.

Así pues, es necesario evaluar la recarga procedente de las diferentes fuentes. La recarga general puede cuantificarse mejor si se conoce la importancia relativa de cada fuente, pues algunas de estas fuentes pueden resultar más fáciles de estimar que otras. En segundo lugar, el riesgo de contaminación y los diversos procesos geoquímicos dependen de las características químicas y biológicas de las aguas de recarga. Por último, decisiones de gestión, como la reducción de pérdidas y el aumento del rendimiento de los sistemas de distribución (Thornton et al, 2008), pueden verse mejor respaldadas si se conoce la importancia relativa de las diversas fuentes de recarga.

Los modelos de flujo y transporte de solutos suelen constituir una buena herramienta para evaluar la recarga total (Vázquez-Suñé et al., 1999; Yang et al., 1999; Bauer et al., 2001; Hussein y Schwartz 2003; Dahan et al., 2004; Trowsdale y Lerner 2003, 2007; Cox et al., 2007). Sin embargo, este tipo de modelación no siempre permite identificar la contribución de cada una de las fuentes a la recarga total.

Cuantificar las fuentes de recarga no es una tarea sencilla, pues sólo en algunos casos es posible la medida directa y con grandes incertidumbres. Es el caso de la evaluación de pérdidas en el alcantarillado (Wolf et al., 2004; Blackwood et al., 2005) o en el suministro de agua potable (Valdés y Castelló, 2003). Teniendo en cuenta estas incógnitas, el cálculo de las proporciones de mezcla de las diversas aguas puede ser un buen método para cuantificar la importancia relativa de las diferentes fuentes de recarga.

En la Figura 1 se ilustra el cálculo de las proporciones de mezcla a partir de dos fuentes de recarga. Asumiendo que existen dos especies conservativas, las concentraciones C1 y C2 de una mezcla son combinaciones lineales de las “aguas extremo” o “fuentes” (end-members) ponderadas por su proporción de mezcla. Las variaciones de este concepto se han utilizado ampliamente tanto en hidrología superficial como subterránea. Estas variaciones incluyen (1) el denominado “End Member Mixing Analysis (EMMA)” (Hooper et al., 1990; Hooper 2003; Christophersen et al., 1990; Christophersen y Hooper, 1992; James, et al., 2006; Jones et al., 2006), (2) los modelos de caja o “Box Models” (Neal et al., 2004) y (3) los “Mixing Ratios” o cálculo de proporciones de mezcla (Schemel et al., 2006; McLaughlin et al., 2007; Bickle et al., 2007).

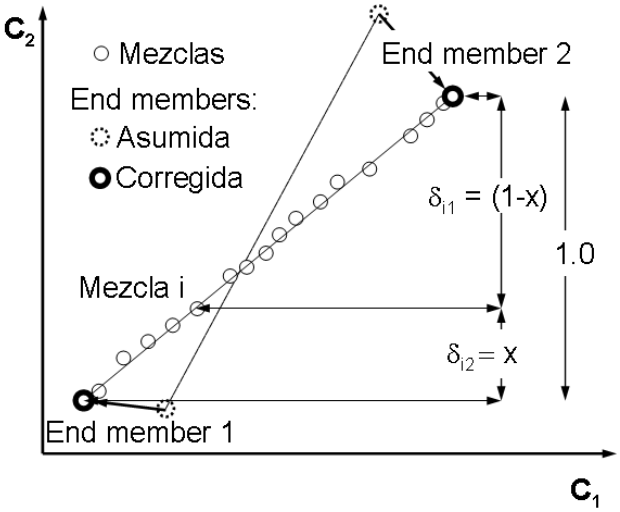


Figura 1. Representación esquemática del cálculo de mezclas con incertidumbre en los “end-members”.

Para el cálculo de las proporciones de mezcla se requiere que (1) las concentraciones de los “end-members” sean diferentes y se conozcan en detalle, pero esta situación no suele ser la habitual. (2) el número de especies o compuestos necesario para realizar el balance de masas aumenta con el número de fuentes potenciales (se necesitan tantas o más especies identificadoras como “end-members” y (·3) las concentraciones de las diferentes especies en los “end-members” puede que no se conozcan bien, o que varíen mucho en el espacio y en el tiempo, o que la recarga no sea constante, lo que en conjunto lleva a que la concentración del “end-member” puede no ser equivalente del agua finalmente recargada. Este problema se ilustra también en la Figura 1, donde se muestra como en el caso de poder identificar bien las mezclas, los datos de concentración pueden usarse para mejorar la estimación de concentraciones en los “end-members”.

Para resolver algunas de estas cuestiones se ha desarrollado una metodología (Carrera et al.; 2004) que permite calcular las proporciones de mezcla teniendo en cuenta que no se conocen bien las concentraciones en las aguas fuente o “end-members”. Sin embargo, su aplicación a casos reales con múltiples “end-members”, como la recarga urbana, se ve dificultada por varios motivos. El primero está relacionado con la escasa experiencia que se dispone a la hora de escoger los trazadores adecuados. El segundo es la linealidad, que hace que la solución resulte no identificable o inestable. Es decir, los pequeños cambios en los datos de entrada (por ejemplo, las desviaciones estándar de las medidas de concentración) llevan a grandes cambios en la solución. Este tipo de problemas pueden solucionarse “fijando” las proporciones de mezcla para algunos “end-members”.

Seguidamente se muestra la metodología necesaria para solventar dichos problemas, de manera que se pueda evaluar la contribución relativa de los diferentes “end-members” a un conjunto de aguas resultado de la mezcla. Esta metodología se ha aplicado para determinar las fuentes de recarga en los acuíferos de la ciudad de Barcelona.

METODOLOGÍA

Identificación de las fuentes de recarga y selección de trazadores

La identificación de las fuentes de recarga es específica de cada zona de estudio, por lo que sólo se pueden hacer algunas recomendaciones de tipo general. Es necesario un modelo conceptual previo para identificar los posibles "end-members" y para obtener valores preliminares del balance general de las aguas subterráneas. También es necesario para determinar qué trazador o especie química mostrará un rango más amplio de concentración entre los diversos fuentes de recarga o "end-members". No todos los métodos que se usan para evaluar la recarga en sistemas naturales pueden aplicarse a los sistemas urbanos, pero en ambos casos, el uso de trazadores medioambientales antropogénicos o naturales es quizás una de las mejores alternativas.

Metodología básica

Las proporciones de mezcla se calculan utilizando el método de Carrera et al. (2004), que es una extensión del de Kent et al. (1990). Para obtener información más completa del método, el lector puede consultar los trabajos de Carrera et al. (2004) y Vázquez-suñé et al. (2010). Como resumen de la metodología se puede destacar que, se asume que se conocen las concentraciones de las especies *ns* en los puntos *np*. Estas concentraciones resultan de la mezcla conservativa de *ne* "end-members" Las ecuaciones de mezcla pueden expresarse en forma de matriz de la siguiente manera:

$$\mathbf{Y} = \mathbf{X\Delta} + \boldsymbol{\varepsilon} \qquad (1)$$

donde **Y** es una matriz *ns x xp*, cuyas columnas son las concentraciones de todas las especies de cada muestra, **X** es una matriz *ns x ne* que contiene la concentración *ns* de cada "end-member", $\mathbf{\Delta}$ es la matriz *a ne x np* que contiene las proporciones de mezcla de cada "end-member" en cada punto, y ε contiene los *ns x np* errores de medida. Las proporciones de mezcla deben sumar hasta un total de 1 y ser positivas, es decir:

$$0 \le \delta_{pe} \le 1 \qquad p = 1,....np : e = 1....ne \qquad (2)$$

$$\boldsymbol{\delta}_p^t \mathbf{1}_{ne} = 1 \qquad p=1, \ldots, np \qquad (3)$$

donde δ_{pe} es la componente *pe* de $\mathbf{\Delta}$, y $\boldsymbol{\delta}_p$ es la columna correspondiente al vector *ne* que contiene las proporciones en que los "end-members" se mezclan en la muestra *p*.

Mediante mínimos cuadrados es posible el cálculo de las proporciones de mezcla cuando se asume que las concentraciones de los "end-members" son conocidas. Pero es muy frecuente que las concentraciones en dichos "end-members" no se conozcan con precisión, por lo que es necesario estimarlas. La estimación conjunta (composición de los end-members y proporciones de mezcla de los pozos) se puede formular en el marco del método de máxima similitud.

El modelo conceptual puede estar sujeto a revisión, por lo que puede ser que haya que repetir todos los pasos. Por experiencia, los resultados son bastante fiables cuando (1) las

concentraciones en los "end-members" cubren un amplio intervalo y son no-colineales, (2) los trazadores escogidos son realmente conservadores y (3) la cantidad de especies consideradas es mucho mayor que la de "end-members". El código resultante (MIX2), incluidos la descripción de los datos de entrada y pueden descargarse de *http://www.h2ogeo.upc.edu/software/MIX_PROGRAM/index.htm*

APLICACIÓN A LOS ACUÍFEROS URBANOS DE LA CIUDAD DE BARCELONA

Modelo conceptual. Fuentes potenciales de recarga

Barcelona se encuentra al noreste de España, entre la Sierra de Collserola y el Mar Mediterráneo (ver Figura 2), que discurren aproximadamente en dirección Norte Nordeste-Sur Sudoeste. Al sudoeste se ve limitada por el río Llobregat y al nordeste por el Besòs. Juntos forman un área que se inclina suavemente hacia el mar y que es surcada por algunos arroyos, la mayoría de lo cuales se encuentran actualmente urbanizados. La Figura 2 muestra esquemáticamente la distribución areal de los diversos acuíferos presentes. Dichos acuíferos se han visto expuestos a una intensa extracción desde finales del siglo XIX. El bombeo fue particularmente intenso en ambos acuíferos deltaicos y provocó grandes descensos en el nivel con la consecuente intrusión marina. Desde los años 70 del siglo XX, se han reducido progresivamente estas extracciones con la consiguiente recuperación de los niveles piezométricos. (Vázquez-Suñé et al., 2005b). Se han identificado hasta ocho fuentes de recarga diferentes en la ciudad: (1) río Besòs (RIV), (2) recarga por agua de lluvia en el área no urbana del norte (REC), (3) red de abastecimiento del río Ter (TER), (4) red de abastecimiento del río Llobregat (LLOB), (5) agua residual del río Ter (SW_TER), (6) agua residual del río Llobregat (SW_LLOB), (7) escorrentía urbana (RUNOFF) e (8) intrusión de agua de mar (SEA).

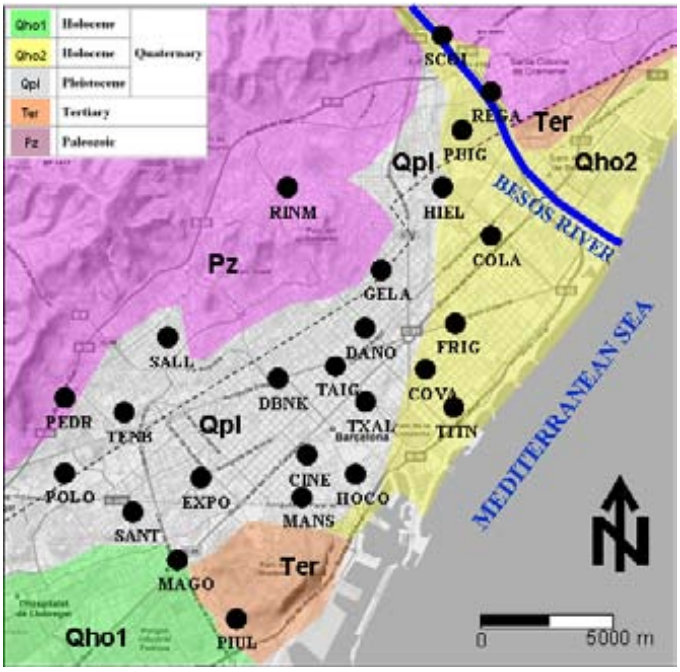


Figura 2. Esquema de los principales dominios hidrogeológicos de Barcelona. Los puntos negros y las etiquetas corresponden a los puntos muestreados.

Selección de trazadores

Desde el año 1996 hasta la actualidad se miden los niveles piezométricos y se realizan muestreos hidroquímicos e isotópicos periódicos en una extensa red de control. De todas las especies químicas e isotópicas se han seleccionado aquellas especies que mejor discriminan las diversas fuentes de recarga y a la vez tienen un comportamiento (teórico) más conservativo. Finalmente se han seleccionado 12 especies: Cl, SO_4, ^{34}S, B, F, Br, EDTA, Zn, ^{18}O, D, Nitrógeno Total (N) y Alcalinidad Residual (AR). Pese a ello se ha constatado que algunas de las especies consideradas parece que no tienen un comportamiento "muy" conservativo. Por ejemplo, el EDTA es un compuesto que teóricamente es muy conservativo y característico de las aguas residuales, pero en el agua subterránea sus concentraciones son muy bajas. Pese a estas incertidumbres se han calculado las proporciones de mezcla y se han comparado los resultados considerando dos casos: (1) con las 12 especies seleccionadas a priori y (2) sólo con 8 especies, de las 12 se eliminan las 4 menos conservativas: Cl, SO_4, ^{34}S, F, Br, ^{18}O, D y N. **S**e han empleado los datos de campaña de mayo de 1999, con 25 puntos de muestreo (Figura 2).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La recarga es a menudo el término más difícil de evaluar en el ciclo hidrológico; lo cual es especialmente cierto en los medios urbanos. Se presenta una metodología para cuantificar las proporciones de mezcla de las diversas fuentes de recarga en las aguas subterráneas urbanas. El método se basa en el balance de masa de solutos y tiene en cuenta la incertidumbre en la composición de las aguas extremo.Las estimaciones pueden mostrarse muy inestables en caso de contar con un gran número de fuentes de recarga potenciales (comparable al número de especies conservadoras). Entre los problemas potenciales destacan los siguientes:

Tratamiento de los "outliers"

Los valores de concentración que claramente resultan fuera de los rangos esperables (outliers) pueden afectar negativamente al proceso de estimación general, forzando a que las concentraciones estimadas se correspondan con datos erróneos. Los outliers pueden afectar también de manera negativa a todo el proceso de cálculo. Los outliers pueden identificarse por su contribución a la función objetiva. Su efecto negativo puede reducirse eliminándolos del proceso de cálculo o incrementando artificialmente la desviación estándar de los errores de medición. En el presente caso se desestimó el uso de los datos del pozo TITN, afectado por procesos de contaminación locales.

Identificación de la colinealidad

La identificación de la colinealidad previene la estimación de algunas combinaciones lineales de fuentes de recarga. La colinealidad puede identificarse mediante un autoanálisis y fijarse restringiendo las proporciones de mezcla a algunas muestras (en un caso, fijando a cero la proporción de fuentes que pueden asumirse ausentes en algunos pozos). Esto requiere resolver el problema conceptualmente (es decir, utilizar datos independientes). En este caso, por ejemplo, la parte sur de la ciudad se ve principalmente abastecida por el agua LLOB, de

manera que las proporciones de mezcla para TER y SW_TER puede fijarse a cero con antelación. Lo contrario ocurre en la parte norte de Barcelona. Sin embargo, estas dos áreas no están perfectamente delimitadas y puede considerarse que existe una zona de la ciudad donde se pueden dar las dos aportaciones. Las proporciones de mezcla se calculan para tres casos: (1) si se fijan los índices de mezcla de TER y SW_TER a cero en los pozos localizados en esta zona (pozos DBNK, PEDR, SALL, TAIG, TENB y TXAL), (2) si se fijan LLOB y SW_LLOB a cero y (3) si no se fijan. Las variaciones en los resultados en las estimaciones de las proporciones de mezcla en los tres casos afectan fundamentalmente solo a los pozos considerados, lo que sugiere que estas consideraciones realizadas son bastante fiables.

Inclusión o exclusión de especies no fiables

Es necesario decidir si es más apropiado utilizar un gran número de especies químicas, incluidas algunas que no son conservadoras, o un número menor de especies más fiables. La Figura 3 muestra los índices obtenidos usando 8 y 12 especies. Los resultados son similares en cuanto a los índices de mezcla medios, pero diferentes cuando se estiman localmente. Si se analizan cuidadosamente ambos casos, el de las 12 especies resulta más realista.

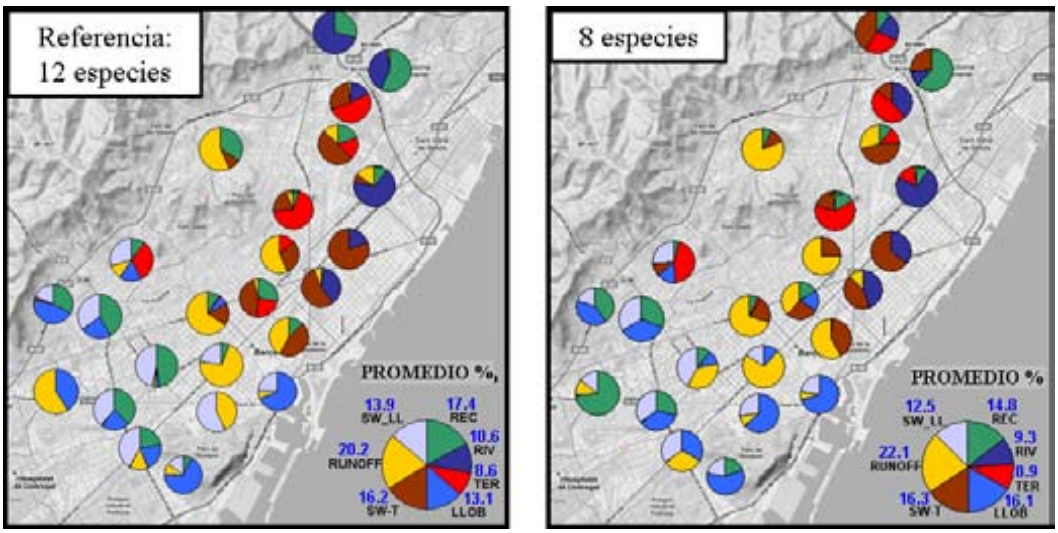


Figura 3. Comparación de los resultados de mezcla obtenidos con 24 pozos, 8 fuentes de recarga y 12 (izquierda) o 8 (derecha) especies.

Por ejemplo, el pozo SCO1, ubicado al norte y que básicamente se nutre de agua del río Besòs (RIV) y agua de recarga (REC), genera proporciones importantes de agua de TER, cuando sólo se usan 8 especies. Es por ello que se ha optado por trabajar con un grupo de 12 especies.

Fiabilidad de las concentraciones de miembros-finales

Es habitual que las concentraciones medidas en los end-members no permitan justificar los valores de su mezcla en las aguas del acuífero. La inconsistencia de las medidas implica que los cálculos de mezcla no pueden llevarse a cabo con los datos originales, de ahí la necesidad del enfoque que se propone. Sin embargo, estas inconsistencias, que son demasiado grandes como para deberse exclusivamente a errores de medida, hacen surgir nuevas dudas. Hay que

considerar tres opciones: (1) algún end-member desconocido ha desaparecido, (2) las especies escogidas no son conservadoras o (3) los valores adoptados para las concentraciones en los end-members no son representativos.

La discusión acerca de cuál de las opciones es más realista puede llevarse a cabo mejor si se comparan las concentraciones medidas y las calculadas (Figura 4). La Figura 5 muestra estos resultados, que permiten identificar a los end-members que se sitúan más lejos de la línea 1:1.

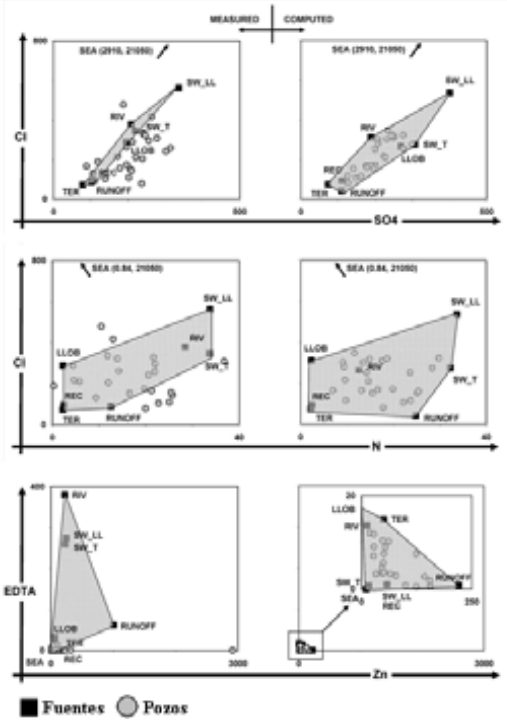


Figura 4. Datos calculados versus medidos. Nótese que las concentraciones medidas no siempre caen dentro del rango que definen los "end-members". Obviamente en los calculados si.

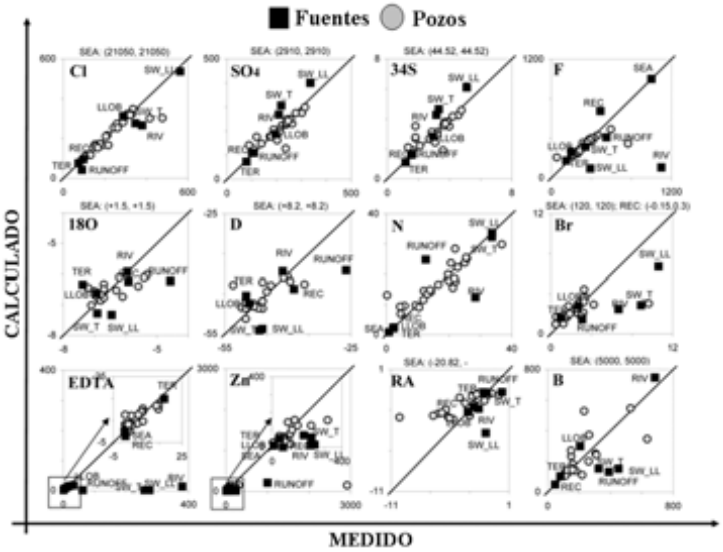


Figura 5. Datos calculados versus medidos por cada especie. Nótese que las concentraciones de Cl, F, Br, y EDTA se reducen mucho en las aguas procedentes del Río Besòs. Esto probablemente indica una recarga más diluida en periodos de avenida.

De ahí que puedan realizarse varias observaciones: (1) Las concentraciones calculadas de cloruro y nitrato en el río son significativamente más bajas que las de los valores medidos. Este resultado puede significar que la recarga real ocurre primordialmente en caso de inundación, que es cuando el río discurre más diluido; (2) por otro lado, el nitrógeno total (N) en las aguas de escorrentía se ha visto muy incrementado. El nitrógeno en escorrentía es en su mayoría amoníaco, proveniente del NH_3 atmosférico de fertilizantes orgánicos distribuidos por la ciudad y del NO_x de los motores de combustión (Querol et al., 2008; Pérez et al., 2008). La concentración de N en estas dos fuentes varía mucho en el espacio y en el tiempo; (3) el EDTA a menudo se supone que es muy conservador. La Figura 4 sugiere lo contrario. La mayoría del EDTA proveniente del agua residual y de escorrentía parece que ha desaparecido, quizás porque ha sido absorbida hasta formar partículas que el suelo filtra. Lo mismo puede comentarse del Zn.

Distribución espacial de las proporciones de mezcla

La ubicación en un mapa de los índices de mezcla en pozos proporciona una comprensión clara de la distribución general de las fuentes de recarga. Los índices calculados normalmente son consistentes con el modelo conceptual que aquí se presenta y las concentraciones resultantes se acercan bastante a las medidas. Esto significa que los resultados son satisfactorios y que la metodología puede ser válida. Sin embargo, es obvio que los resultados podrían haber sido más fiables si el número de miembros-finales hubiera sido menor, lo que habría simplificado también el proceso de cálculo.

La metodología presentada puede utilizarse para cuantificar el origen de recarga en las áreas urbanas. Sin embargo, la transferencia de las proporciones de mezcla a valores de recarga no es sencilla. En general, se necesitaría un modelo de flujo para tener en cuenta las variaciones espaciales y temporales de manera adecuada. Un análisis preliminar (asumiendo que los pozos medidos representan el comportamiento general de todo el acuífero) sugiere que el 22% de toda la recarga proviene de la red de abastecimiento de agua, el 30% del agua residual, el 17% de la recarga de agua de lluvia en un área no urbana situada al norte, el 11% del río Besòs y el 20% de la filtración por escorrentía, mientras que la contribución por intrusión de agua de mar es prácticamente inexistente.

El uso de estos resultados no es sencillo. Por un lado, reflejan las concentraciones de agua residente y las proporciones de mezcla. Es de esperar que se produzcan variaciones en el tiempo a diferentes escalas. Estas variaciones reflejan cambios en la composición de los end-members (debido a los cambios en el uso de agua, infraestructuras, etc.) y en las proporciones de mezcla (debido al movimiento de las masas de agua). El resultado es que la composición del agua subterránea en Barcelona no cambió de manera significativa durante las campañas realizadas, excepto cerca de las zonas en que las fuentes de recarga pueden cambiar mucho en cuanto a volumen y composición, como es el casos del área de influencia del río Besòs, en que las variaciones estacionales en la calidad del agua del río pueden también observarse en el acuífero.

Todo esto tiene consecuencias tanto en la evaluación de los balances de aguas subterráneas y en la identificación de la calidad potencial del agua subterránea según las calidad del agua de los miembros-finales (o fuentes de recarga), lo cual tiene también implicaciones potenciales en la gestión de aguas subterráneas en las áreas urbanas.

AGRADECIMIENTOS

Estos trabajos se han realizado en el marco de un proyecto financiado por el Ayuntamiento de Barcelona y la colaboración de Clavegueram de Barcelona (CLABSA). También se ha contado con la financiación de la Generalitat de Catalunya mediante los proyectos 2009 SGR 103 y 2009 SGR 1057.

REFERENCIAS

AIH-GE (2004). El Agua y la ciudad sostenible: Hidrogeología urbana, Serie: Hidrogeología y aguas subterráneas, No. 11, IGME, Madrid, 342 pp., 2004.

Bauer, S., Fulda, C., and Schafer, W. (2001). A multi-tracer study in a shallow aquifer using age dating tracers H-3, Kr-85, CFC-113 and SF6 – Indication for retarded transport of CFC-113, J. Hydrol., 248(1-4), 14–34, 2001.

Bickle, M., Chadwick, A., Huppert, H. E., Hallworth, M., and Lyle, S. (2007). Modelling carbon dioxide accumulation at Sleipner: Implications for underground carbon storage, Earth Planet., Sc., Lett., 255(1-2), 164–176.

Blackwood, D., Ellis, J., Revitt, D., and Gilmour, D.(2005). Factors influencing exfiltration processes in sewers, Water Sci. Technol., 51(2), 147–154.

Carrera, J., Vázquez-Suñé, E.; Castillo, O., and Sánchez-Vila, X.: A methodology to compute mixing ratios with uncertain end-members, Water Resour. Res. 40(12); doi:10.1029/2003WR002263.

Chilton, J., Hiscock, K., Younger, P., Morris, B., Puri, S., Nash, H., Aldous, P., Tellam, J., Kimblin, R., and Hennings, S. (1997). Groundwater in the urban environment: problems processes and management, 27th Cong. Int. Assoc. Hydrogeologists (IAH), 21–27 September 1997, Nottingham, Balkema, 682 pp.

Chilton, J. (1999). Groundwater in the urban environment: selected city profiles, Balkema, Lisse, The Netherlands, 341 pp.

Christophersen, N. and Hooper, R. (1992). Multivariate-analysis of stream water chemical-data – The use of principal components-analysis for the end-member mixing problem, Water Resour. Res., 28(1), 99–107.

Christophersen, N., Neal, C., Hooper, R., Vogt, R., and Andersen, S. (1990). Modeling streamwater chemistry as a mixture of soilwater end-members – A step towards 2nd-generation acidification models, J. Hydrol., 116(1-4), 307–320.

Cox, M. H., Su, G. W., and Constantz, J. (2007). Heat, chloride, and specific conductance as ground water tracers near streams, Ground Water, 45(2), 187–195.

Dahan, O., McGraw, D., Adar, E., Pohll, G., Bohm, B., and Thomas, J. (2004). Multi-variable mixing cell model as a calibration and validation tool for hydrogeologic groundwater modeling, J. Hydrol., 293(1-4), 115–136, 2004.

Ellis, B. (1999). Impacts of urban growth on surface water and groundwater quality, IAHS no. 259, IAHS, Wallingford, UK, 437 pp.

Eyles, E. (1997). Environmental geology or urban areas. Geological Association of Canada, London, Spec. Publ. no. 3.

Hooper, R. (2003). Diagnostic tools for mixing models of stream water chemistry, Water Resoure Res., 39(3); doi:10.1029/2002WR001528.

Hooper, R., Christophersen, N., and Peters, N. (1990). Modeling streamwater chemistry as a mixture of soilwater end-members – an application to the Panola mountain catchment, Georgia, USA, J. Hydrol., 116(1-4), 321–343.

Howard, K. W. F. and Israfilov, R. (2002). Current problems of hydrogeology in urban areas, urban agglomerates and industrial centres, Series IV: Earth and Environmental Sciences – Vol. 8, Kluwer Academic Publishers, Dordecht, 500 pp.

Hussein, M. and Schwartz, F. (2003). Modeling of flow and contaminant transport in coupled streamaquifer systems, J. Contam. Hydrol., 65(1-2), 41–64.

James, A. L. and Roulet, N. T. (2006). Investigating the applicability of end-member mixing análisis (EMMA) across scale: A study of eight small, nested catchments in a temperate forested watershed, Water Resoure Res., 42(8), doi:10.1016/S0169-7722(02)00229-2.

Jones, J., Sudicky, E., Brookfield, A., and Park, Y. (2006). An assessment of the tracer-based approach to quantifying groundwater contributions to streamflow, Water Resoure. Res., 42(2); doi:10.1029/2005WR004130.

Kent, J., Watson, G., and OnstotT, T. (1990). Fitting straight-lines and planes with an application radiometric dating, Earth Planet. Sc. Lett., 97(1–2), 1–17.

Lerner, D. N. (1996). Guest editor's preface: theme issue on urban groundwater, Hydrogeol. J., 4 (4–5).

Llamas, R. and Custodio, E. (2002). Intensive use of groundwater: Challenges and Opportunities, Balkema, Lisse, The Netherlands, 478 pp.

McLaughlin, K., Ahn, J. H., Litton, R. M., and Grant, S. B. (2007). Use of salinity mixing models estimate the contribution of creek water fecal indicator bacteria to an estuarine environment: Newport Bay, California, Water Res., 41(16), 3595–3604.

Neal, C., Jarvie, H. P., Wade, A. J., Neal, M., Wyatt, R., Wickham, H., Hill, L., and Hewitt (2004). The water quality of the LOCAR Pang and Lambourn catchments, Hydrol. Earth Syst. Sci., 8, 614–635, 2004, http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/8/614/2004/.

Perez, N., Pey, J., Querol, X., Alastuey, A., Lopez, J. M., and Viana, M. (2008). Partitioning of major and trace components in PM10-PM2.5-PM1 at an urban site in Southern Europe, Atmos. Environ., 42(8), 1677–1691.

Querol, X., Alastuey, A., Moreno, T., Viana, M. M., Castillo, S., Pey, J., Rodriguez, S., Artinano, B., Salvador, P., Sanchez, M., Dos Santos, S. G., Garraleta, M. D. H., Fernandez-Patier, R., Moreno-Grau, S., Negral, L., Minguillon, M. C., Monfort, E., Sanz, M. J., Palomo-Marin, R., Pinilla-Gil, E., Cuevas, E., de la Rosa, J., and de la Campa, A. S. (2008). Spatial and temporal variations in airborne particulate matter (PM10 and PM2.5) across Spain 1999–2005, Atmos. Environ., 42(17), 3964–3979.

Schemel, L. E., Cox, M. H., Runkel, R. L., and Kimball, B. A. (2006). Multiple injected and natural conservative tracers quantify mixing in a stream confluence affected by acid mine drainage near Silverton, Colorado, Hydrol. Process., 20(13), 2727–2743.

Thornton, J.; Sturm, R. and Kunkel, G. (2008). Water Loss Control. McGraw-Hill Professional. Second Edition, 2008, 632 pp.

Trowsdale, S. A. and Lerner, D. N. (2007). A modelling approach to determine the origin of urban ground water, J. Contam. Hydrol., 91(1-2), 171–183.

Trowsdale, S. A. and Lerner, D. (2003). Implications of flow patterns in the sandstone aquifer Veneta the mature conurbation of Nottingham (UK) for source protection, Q. J. Eng. Geol. Hydroge., 36(3), 197–206, 2003.

Valdés, J. and Castelló, J. (2003). The Management of Distribution Networks by Sectors and the Barcelona Experience, in IWA, ed.,II International Conference on efficient use and Management of water in urban

areas, 2003. http://paginas.fe.up.pt/_mjneves/publicacoes files/data/es/ponencias/por autor/pdf/10043.pdf. Last access: 20 January 2010

Vázquez-Suñé, E., and Sánchez-Vila, X. (1999). Groundwater modelling in urban areas as a tool for local authority management: Barcelona case study (Spain), in: Impacts of urban growth on surface water and groundwater quality, edited by: Ellis, J. B., IAHS no. 259, 65-72.

Vázquez-Suñé, E., Sánchez-Vila, X., and Carrera, J. (2005). Introductory review of specific factors influencing urban groundwater, an emerging branch of hydrogeology, with referente to Barcelona, Spain, Hydrogeol. J., 13(3), 522–533.

Vázquez-Suñé, E.; J. Carrera, I. Tubau, X. Sánchez-Vila, and A. Soler (2010). An approach to identify urban groundwater recharge. Hydrol. Earth Syst. Sci. (HESS), 14, 2085-2097, Wolf, L., Held, I., Eiswirth, M., and Hotzl, H.: Impact of leaky sewers on groundwater quality, Acta Hydroch. Hydrob., 32(4-5), 361–373, 2004.

Yang, Y., Lerner, D., Barrett, M., and Tellam, J. (1999). Quantification of groundwater recharge in the city of Nottingham, UK, Environ. Geol., 38(3), 183–198.

2.3.9. AVANCES EN LA ESTIMACIÓN DE LA RECARGA A LOS ACUÍFEROS

Javier SAMPER CALVETE*

(*) ETS de Ingenieros de Caminos Canales y Puertos, Universidad de Coruña. Campus de Elviña, 15192, Coruña. jsamper@udc.es

RESUMEN

La estimación de la recarga de los acuíferos continua siendo uno de los aspectos hidrogeológicos más complejos. En este trabajo se presenta un breve análisis de lo que se ha avanzado en el conocimiento de la recarga a los acuíferos desde el Seminario de la Evaluación de la Recarga realizado en Las Palmas de Gran Canaria en el año 1997 organizado por la AIH-GE cuya Junta Directiva presidía entonces Emilio Custodio (Custodio et al., 1997). Se describen los desarrollos realizados en la serie de códigos BALAN (VISUAL-BALAN y GIS-BALAN) y sus principales aplicaciones. También se analizan los siguientes aspectos relacionados con la evaluación de la recarga: 1) Para la estimación de los recursos subterráneos en Galicia; 2) La evaluación de los efectos de los túneles en las aguas subterráneas, 3) La estimación de los recursos subterráneos en zonas de montaña, y 4) La evaluación de los flujos de contaminantes lixiviados por escombreras mineras; 5) En el aluvial de Andújar (Jaén), que fue el acuífero en el que se comenzó a desarrollar el código BALAN en el año 1987.

LA ESTIMACIÓN DE LA RECARGA CON LOS CÓDIGOS *BALAN

En 1988 se comenzó a desarrollar el código BALAN (Samper y García Vera, 1992), un modelo hidrológico agregado para estimar la recarga en acuíferos. En 1999 se puso a punto la versión interactiva del código VISUAL BALAN v1.0 (Samper et al. 1999) que incorpora un entorno amigable tanto para la entrada de datos como para el postproceso de resultados, y también un mayor número de opciones para la realización del balance. En 2005 se desarrolló la primera versión de GIS-BALAN mediante el acoplamiento de las rutinas de VISUAL BALAN a un Sistema de Información Geográfica (Samper et al., 2005) que posteriormente fue mejorada y ampliada por Pisani (2008) y Alvares (2010). En esos años se añadieron a VISUAL-BALAN toda una serie de mejoras como la consideración de los procesos de precipitación, almacenamiento y escorrentía nival. BALAN, VISUAL BALAN y GIS BALAN han sido utilizados por numerosos técnicos e investigadores españoles y latinoamericanos en muy diversos ámbitos hidrológicos (Samper y García Vera, 1992, 1997). Algunas de las principales aplicaciones incluyen:

1. La planificación hidrológica. BALAN ha sido utilizado para la evaluación de los recursos hídricos en numerosas cuencas del Ebro (García Vera y Arqued, 2000;

Samper y García Vera, 2000, 2004; Alvares, 2010). Heredia y Murillo (2002) modelizaron una gran cantidad de cuencas en el Sureste de la Isla de Gran Canaria;

2. La estimación de la recarga de acuíferos (Samper y García Vera, 1997; Samper, 1998);
3. La evaluación de los recursos hídricos en zonas kársticas de Baleares, Cataluña y el País Vasco (Valls, 2001);
4. Los estudios hidrológicos para la gestión de residuos radiactivos de baja actividad y migración de uranio en el acuífero aluvial de Andújar (Samper y Carrera, 1995).
5. La caracterización hidrológica para el almacenamiento de residuos tóxicos en zonas de baja permeabilidad (Aliaga et al. 2004);
6. La hidrología de zonas húmedas en Doñana (Samper et al. 1993), Monegros (Samper y García Vera, 1997; Castañeda y García Vera, 2004; Castañeda, 2004), y Gallocanta (Blasco et al. 2004);
7. La hidrología de cuencas graníticas en Galicia (Samper et al. 1997, 2000, 2005);
8. La hidrología de zonas de montaña (Samper et al. 2005; Pisani, 2008; Espinha Marques, 2010);
9. La evaluación de la recarga en acuíferos costeros y el estudio de la intrusión salina (Romero et al. 2004);
10. La evaluación de la influencia del embalse de Rules en el acuífero subyacente (García Aróstegui et al. 2001).
11. La evaluación de los efectos del cambio climático en los recursos subterráneos (Alvares, 2010; Pisani et al., 2011).

LA ESTIMACIÓN DE LOS RECURSOS SUBTERRÁNEOS EN GALICIA

A continuación se recogen algunas reflexiones sobre la evaluación de los recursos subterráneos de Galicia. Un estudio de la XUNTA de 1991 estimaba en 2.000 hm^3/año los recursos subterráneos de toda Galicia que equivalen a un valor medio de 66 mm/año. Los cálculos realizados para la elaboración del Libro Blanco del Agua en España indicaban que esta cifra podía ser casi 2.5 veces la anterior, es decir, 4.979 hm^3/año (Samper, 2003).

Molinero et al. (2009) para la elaboración del Plan Hidrológico de Galicia Costa han evaluado los recursos subterráneos de las cuencas de Galicia-Costa, que ocupan una superficie aproximadamente igual a la mitad de toda Galicia, mediante balances hidrológicos con VISUAL-BALAN. Los valores de recarga estimados oscilan entre 200 y 300 mm/año que equivalen a una fracción de la precipitación que oscila entre el 21 y el 33%. Los recursos subterráneos estimados para Galicia Costa oscilan entre 2600 y 3900 hm^3/año. Hay que indicar que esta estimación,

1) Es muchísimo mayor que la inicial de la XUNTA (1991) basada en índices de infiltración estimados de la literatura
2) Es algo mayor que la del Libro Blanco

La evaluación de los recursos de Galicia-Costa de Molinero et al. (2009) es posiblemente la más fiable de las realizadas hasta la fecha. Sin embargo, tiene incertidumbres que habrá que abordar y resolver en futuros trabajos.

Una forma de reducir estas incertidumbres va a consistir en estimar la recarga varios métodos independientes entre sí como los métodos: 1) Basados en balances hidrológicos

calibrados con datos de caudales de ríos y manantiales y niveles piezométricos en sondeos y pozos; 2) Químicos e isotópicos como el del ión cloruro.

La experiencia adquirida en trabajos y estudios realizados en los últimos 18 años en cuencas de Galicia indica que:

1) La recarga depende de la precipitación.
2) La precipitación en Galicia presenta una gran variabilidad espacial asociada a
   a. La proximidad al mar
   b. Un control orográfico
   c. La altitud. La recarga suele ser mayor en las zonas altas en las que suele llover más
3) Variabilidad temporal de la precipitación es mucho menor que la espacial. Los periodos de sequía son mucho menos acusados que en el resto de España.
4) La recarga está limitada por la permeabilidad del terreno
5) La recarga puede estar impedida por la curvatura del terreno. Si la topografía es convexa no puede existir recarga ya que la superficie freática corta al terreno (Figura 1).
6) La relación entre los valores anuales de la recarga y la precipitación es diferente a la habitual en zonas áridas o semiáridas ya que la recarga anual sólo aumenta con la precipitación en años muy húmedos (Figura 2).

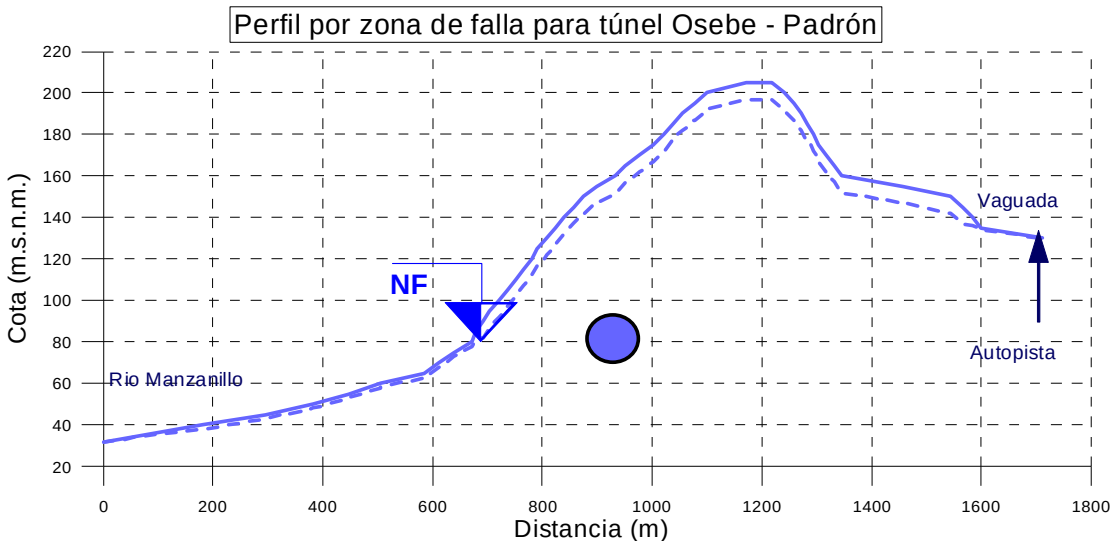


Figura 1. Corte por un perfil vertical en una falla en granitos en Padrón. Se muestra la superficie del terreno y la superficie freática estimada. En las zonas donde la superficie freática es cóncava se produce recarga. En la parte izquierda en la que la superficie freática es convexa, en lugar de recarga, hay descarga subterránea.

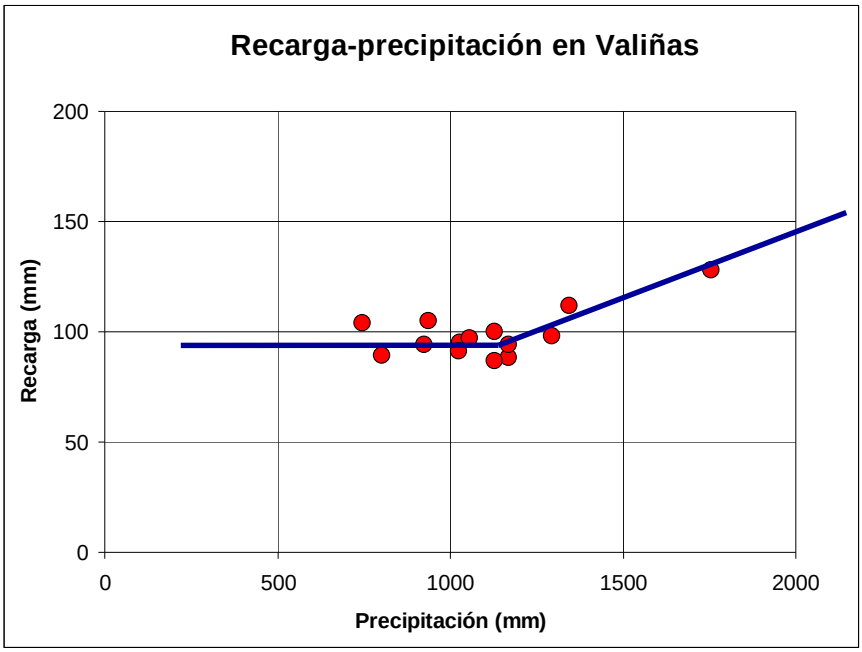


Figura 2. Relación entre los valores anuales de la recarga y la precipitación en la cuenca del Valiñas obtenidos mediante un balance hidrológico.

LA RECARGA Y LA EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS DE LOS TÚNELES EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

La construcción de excavaciones subterráneas como los túneles alteran las condiciones hidrogeológicas del entorno de la excavación y en general conducen al descenso de los niveles y la reducción de los caudales de manantiales y arroyos. En España se han construido en los últimos años numerosos túneles para las líneas del tren de alta velocidad (TAV). Muchos de los túneles han afectado a la hidrogeología del entorno. En el caso del TAV del Eje Atlántico, se han construido numerosos túneles que atraviesan rocas fracturadas cristalinas y metamórficas. Los túneles que discurren cerca de los núcleos de población suelen afectar a los manantiales y las captaciones de agua subterráneas.

Cuando la construcción de un túnel coincide con una época de estiaje, se puede superponer el efecto del estiaje con el de las obras en los descensos del nivel y la reducción de los caudales. En estos casos, disponer de una red de control piezométrico y de caudales de manantiales y realizar balances permite discernir entre las causas naturales y las obras. La Figura 3 muestra el hidrograma de niveles medidos y calculados con un modelo hidrológico que tiene en cuenta las variaciones del nivel freático debidas a causas naturales (calculado con VISUAL-BALAN) en un sondeo de control perforado cerca del túnel de San Amaro) del TAV en Pontevedra. Se tomaron medidas del nivel en el punto de control en el año 2009 antes de que el frente de avance del túnel llegase a dicho de punto de observación. Estas medidas se marcan con símbolos en la Figura 3. Con estos datos se calibró el modelo hidrológico de balance. Una vez calibrado el modelo hidrológico, se calculó el hidrograma para el año 2010. En la citada figura se muestra el hidrograma de niveles esperable en condiciones naturales (el que se muestra con una línea). El hidrograma calculado muestra que el nivel desciende casi 15 m dese el máximo de diciembre de 2009 hasta el verano de 2010. Los datos medidos, sin embargo, muestran que el nivel freático en el estiaje de 2010 se sitúo más de 25 m por debajo

del medido en 2009. Los hidrogramas medido y calculado con el modelo hidrológico en este caso muestran claramente que el descenso de la superficie freática observado en el punto PO1 no fue debido solamente a la recesión asociada al estiaje. Se produjo además un descenso adicional causado por el túnel. Los datos de niveles medidos en otro sondeo perforado cerca del hastial del túnel corroboraron que efectivamente el túnel había producido un descenso de niveles de 20 a 25 m.

Los modelos hidrológicos se han utilizado para estimar la recarga en zonas afectadas por las obras de construcción de túneles también de forma conjunta con modelos de flujo. La recarga calculada con VISUAL-BALAN se ha utilizado como dato de entrada a un modelo numérico de flujo en el acuífero. El modelo de flujo se ha calibrado con datos de niveles medidos antes de la construcción del túnel. Posteriormente, el modelo se ha utilizado para simular el efecto de la construcción del túnel en los niveles calculados en una serie de puntos de control. La Figura 4 muestra los hidrogramas de niveles medidos y calculados en el sondeo de control SC4 con un modelo de flujo subterráneo resuelto con el código CORE (Samper et al., 2009a) que considera la recarga al acuífero calculada con VISUAL-BALAN para condiciones naturales y condiciones de túnel abierto para el túnel de Rialiño del TAV en Coruña. Esta es una selección de algunos casos de estudios del efecto de la construcción de túneles en las aguas subterráneas, en las captaciones y aprovechamientos de agua existentes que se han realizado para las obras del TAV en Galicia. Se han realizado estudios en otros túneles. Algunos de ellos ya se han difundido (Samper et al., 2009b) y otros están en fase de publicación. Raposo et al. (2010) presentan también un caso de aplicación de los modelos hidrológicos para evaluar el descenso de la superficie freática producido por la construcción de un túnel cerca de Ferrol en Coruña.

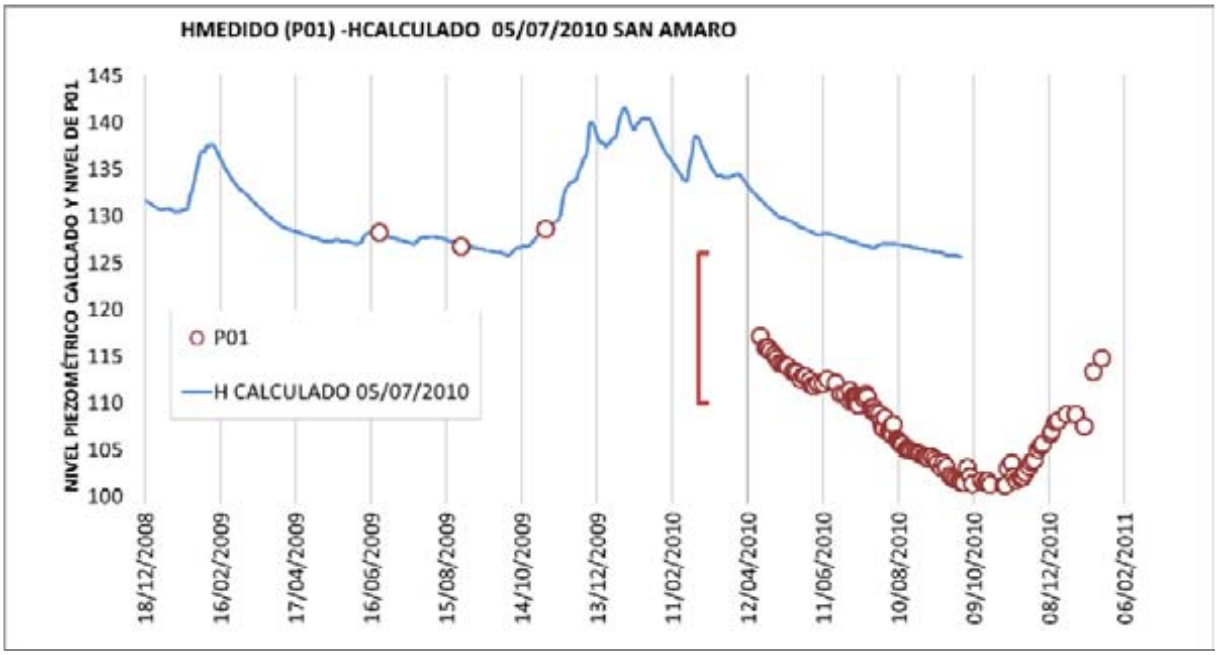


Figura 3. Hidrograma de niveles medidos (símbolos) y calculados con VISUAL-BALAN (línea) en el punto de observación PO1 de San Amaro (Pontevedra). La línea vertical indica la fecha en la que el frente del túnel llegó al sondeo PO1.

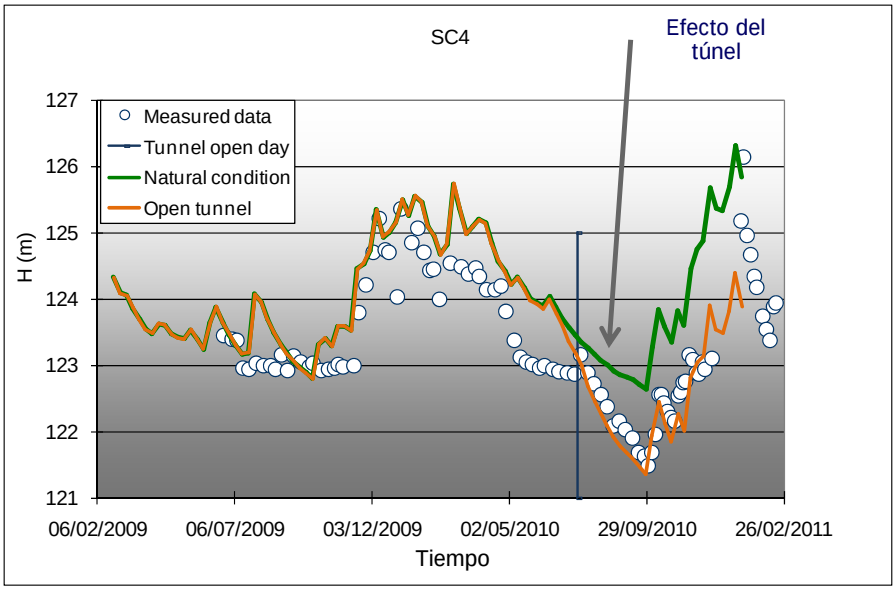


Figura 4. Hidrogramas de niveles medidos (símbolos) y calculados con un modelo de flujo subterráneo resuelto con el código CORE (líneas) que considera la recarga al acuífero calculada con VISUAL-BALAN para: condiciones naturales y condiciones de túnel abiert para el sondeo de control SC4 del túnel de Rialiño del TAV en Coruña. La línea vertical indica la fecha en la que el frente del túnel llegó al sondeo SC4.

LA EVALUACIÓN DE LA RECARGA EN ZONAS DE MONTAÑA

Las zonas de alta montaña suelen tener recursos hídricos de alto valor estratégico y medio ambiental. Pisani (2008) y Espinha et al. (2010) presentan varios casos de estudio de realización de balances hidrológicos con VISUAL-BALAN en zonas de montaña de España y Portugal que incluyen: la cuenca alta del Gállego en los Pirineos, la cuenca del Bernesga en Pajares, la cuenca del Valiñas en Coruña y la Serra de la Estrella en el centro del Portugal. Algunos de los aspectos cruciales del balance hidrológico del balance en cuencas de montaña son: 1) La necesidad imperiosa de considerar de forma explícita la dependencia de los datos de precipitación y temperatura con la altitud; 2) La gran relevancia del flujo hipodérmico que puede oscilar entre el 15% y el 55% de la precipitación anual; 3) La precipitación nival. Recientemente, Samper et al. (2011) han realizado un análisis detallado del flujo hipodérmico en cuencas de montaña, concluyendo que la cuantificación del flujo hipodérmico plantea un reto considerable debido a que: 1) Es difícil comprobar su ocurrencia y medirlo de forma directa; 2) No es fácil distinguir entre el flujo hipodérmico y el flujo subterráneo de corto recorrido; 3) Este flujo puede quedar “enmascarado” por el efecto laminador de las obras de regulación y embalses que alteran el régimen hidrológico de una cuenca.

LA RECARGA Y LA EVALUACIÓN DE LOS FLUJOS DE CONTAMINANTES LIXIVIADOS POR ESCOMBRERAS MINERAS

Las actividades mineras pueden producir graves impactos en los recursos hídricos y en los ecosistemas cuando los materiales piríticos quedan expuestos a la intemperie generando drenajes ácidos de mina (DAM). El DAM es un problema medioambiental de alcance mundial. Su predicción y modelización es una tarea difícil y costosa. La mina a cielo abierto de As Pontes, en La Coruña, es una de las mayores minas de carbón de España. Las

actividades de extracción minera en As Pontes terminaron en diciembre de 2007. Las escombreras generadas en la actividad de la mina ocupan una superficie de 11.4 km^2. En el hueco de la mina se ha creado un lago artificial con las aguas de escorrentía procedentes de las escombreras exteriores, de la cuenca vertiente a la antigua mina y las desviadas del río Eume. Las escombreras de As Pontes contienen una amplia gama de suelos de diferentes propiedades físicas y químicas y estados de meteorización. El clima templado y húmedo de la zona favorece los procesos de meteorización y lixiviación. La pirita presente en algunos de estos materiales causó durante la construcción de las escombreras la acidificación del suelo y del agua. Las aguas de escorrentía de las escombreras exteriores se recogen en los canales perimetrales norte y sur. Estas aguas muestran variaciones estacionales en la composición química, c(t), relacionados con la variabilidad estacional de la escorrentía, Q(t). La adecuada gestión de las aguas de la mina y la necesidad de predecir la evolución de su calidad motivó el desarrollo de modelos hidrológicos e hidroquímicos acoplados. Ma (2010) en su tesis doctoral desarrolló y aplicó un modelo acoplado hidrológico y geoquímico de mezcla completa para la predicción cuantitativa de la evolución transitoria de los caudales Q(t) y de la composición del agua, c(t), de las aguas de escorrentía las escombreras exteriores de la mina de As Pontes.

El modelo tiene en cuenta simultáneamente: 1) El balance hídrico en las escombreras; 2) Las reacciones geoquímicas claves en las escombreras; y 3) Los tipos químicos de las aguas resultantes de esas reacciones. El modelo se basa en la hipótesis de que la química de las aguas de escorrentía es el resultado de la mezcla de tres aguas extremas "end members": 1) Aguas naturales no afectadas; 2) Aguas ácidas altamente mineralizadas; y 3) Aguas neutras altamente mineralizadas (Figura 5).

La cantidad de cada agua extrema en una determinada muestra química se mide en términos de las fracciones de mezcla químicas (FMQ). Las composiciones químicas de los aguas extremas se estiman a partir de los datos químicos medidos usando métodos gráficos y estadísticos multivariantes. La hidrología de las escombreras exteriores de As Pontes se representa mediante un modelo hidrológico agregado. El modelo calcula diariamente los valores de los componentes hidrológicos a partir los datos hidrometeorológicos. La escorrentía total de las escombreras es la suma de: 1) La escorrentía superficial, 2) El flujo hipodérmico; y 3) El flujo subterráneo. La fracción de cada una de estas componentes hidrológicas en determinado día constituye la fracción de mezcla de cada flujo (FMF). El modelo hidrológico y el geoquímico se acoplan mediante una relación lineal entre las fracciones de mezcla químicas FMQ y las fracciones de flujo FMF definida mediante una matriz hidrológica-química **A** cuyas componentes A_{ij} representan la fracción de la componente química j-ésima en la componente hidrológica i-ésima. El modelo acoplado hidrológico y geoquímico se resuelve de forma secuencial. En primer lugar, el modelo hidrológico se resuelve con el código VISUAL-BALAN, que proporciona los valores diarios de las fracciones FMF. A continuación, la composición química de las aguas extremas y las fracciones de mezcla químicas se determinan mediante un método estadístico multivariante. Las componentes de la matriz **A** se calculan mediante un método de mínimos cuadrados que optimiza la consistencia entre las fracciones de mezcla química e hidrológica. Por último, la composición química de una muestra determinada se calcula con un modelo de transporte reactivo que se resuelve con CORE (Samper et al., 2009a). Este modelo tiene en cuenta la mezcla de las aguas extremas y también un conjunto de reacciones químicas tales como complejación acuosa, ácido-base, redox, disolución-ex-solución de gases, disolución-precipitación de minerales de Fe y Al y complejación superficial de protones. El modelo proporciona unos resultados excelentes para el pH y la mayoría de las especies químicas

disueltas (Figura 6).

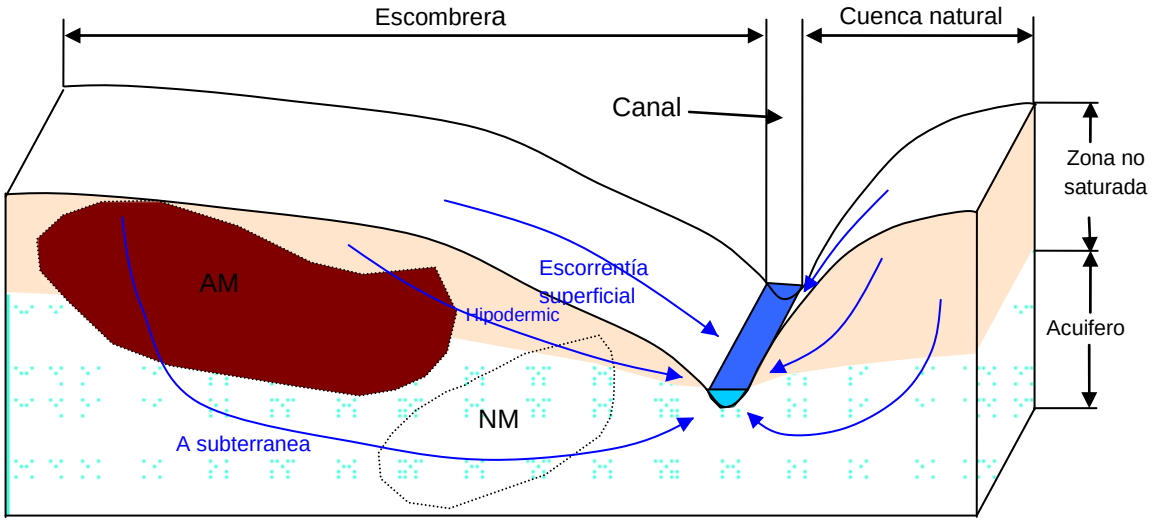


Figura 5. Esquema conceptual del modelo acoplado hidrológico-hidroquímico de las escombreras de carbón de As Pontes. AM = aguas de mina acidas; NM = Aguas de mina neutralizadas (Ma, 2005).

LA RECARGA EN EL ALUVIAL DE ANDÚJAR

El código BALAN se desarrolló inicialmente en 1988 para dar respuesta a las necesidades del modelo de flujo y transporte de uranio en el aluvial de Andújar (Jaén) en el entorno de la antigua Fábrica de Uranio de Andújar (FUA). El acuífero ha sido estudiado y modelizado desde el año 1988 con casi todas las versiones del código BALAN, desde BALAN v8 hasta la más reciente, GIS-BALAN. Pisani (2008) ha realizado las últimas actualizaciones del modelo de balance con VISUAL-BALAN y GIS-BALAN. Además, Pisani (2008) ha contrastado los resultados obtenidos con versiones anteriores del código. Samper y Pisani (2009) presentan los resultados actualizados del balance hídrico, recalibrando modelo de balance hidrológico para sus resultados fuesen más consistentes con las observaciones de campo.

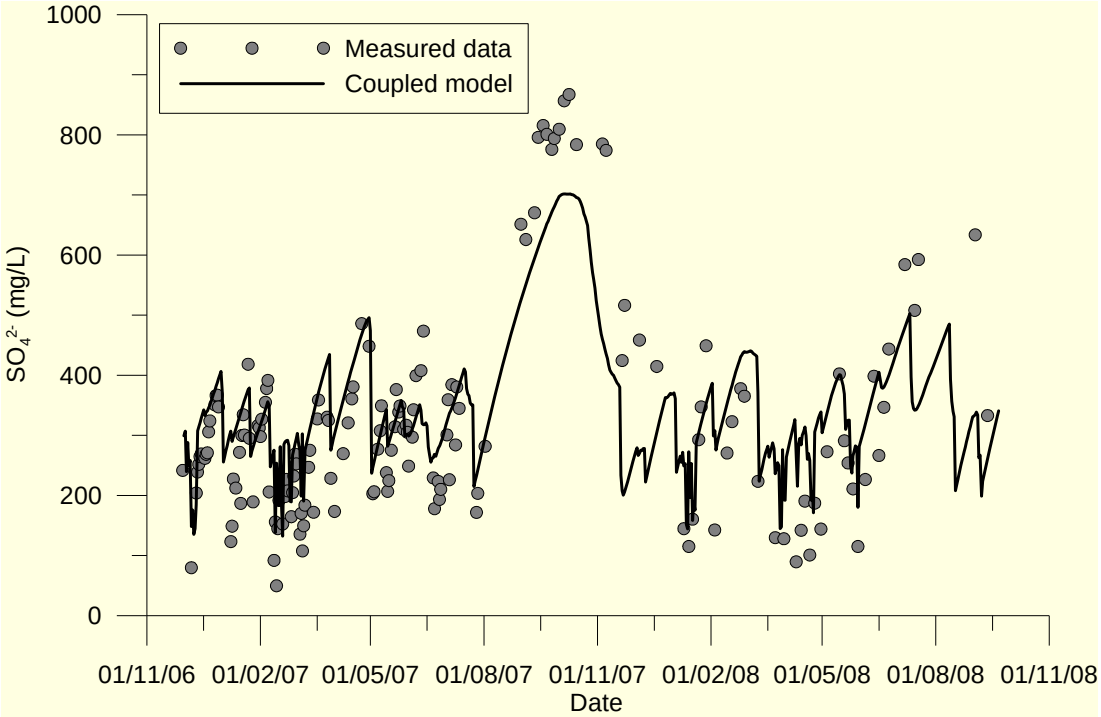


Figura 6. Concentraciones medidas (símbolos) y calculadas (línea) de sulfato con el modelo acoplado hidrológico-hidroquímico de las escombreras de carbón de As Pontes.

El modelo original de 1988 proporcionaba una estimación de la recarga R que era necesario reducir entre un 50 a un 80 % para su utilización en el modelo de flujo. Dicha reducción de la recarga se atribuyó originalmente a las incertidumbres intrínsecas de los modelos hidrológicos de balance de agua. Sin embargo, Pisani (2008) y Samper y Pisani (2009) muestran claramente que es posible recalibrar el modelo de balance de forma que la recarga calculada con VISUAL-BALAN se puede utilizar de forma directa, sin ningún tipo de reducción, para su utilización en el modelo de flujo del acuífero. La recalibración del modelo de balance se consigue gracias a la combinación de: 1) Un aumento de la ETR; y 2) La consideración de la escorrentía superficial en la zona. El modelo de 1988 suponía que la escorrentía superficial en la zona era despreciable ya que la llanura aluvial se consideraba muy llana y por tanto incapaz de generar escorrentía. Sin embargo, los recientes mapas digitales del terreno has revelado que la llanura aluvial tiene una pendiente no despreciable y que, por tanto, la escorrentía superficial puede ser relevante.

Por otro lado, el caso de estudio del aluvial de Andújar donde se ha mantenido una red de control de niveles piezométricos desde 1983 hasta 2011 ha permitido contrastar las estimaciones de la recarga obtenidas con VISUAL-BALAN con los datos de niveles. El modelo de balance da resultados excelentes en la mayoría de los años. Sin embargo, en episodios excepcionalmente lluviosos el modelo de balance subestima la recarga al acuífero.

Pisani (2008) además ha realizado la comparación de los niveles piezométricos calculados con VISUAL-BALAN mediante un modelo de flujo simplificado y con un modelo de flujo detallado (CORE). El contraste en cinco puntos del acuífero sugiere que el modelo de flujo simplificado puede ser suficiente para calcular los niveles piezométricos en las zonas de regadío (Figura 7).

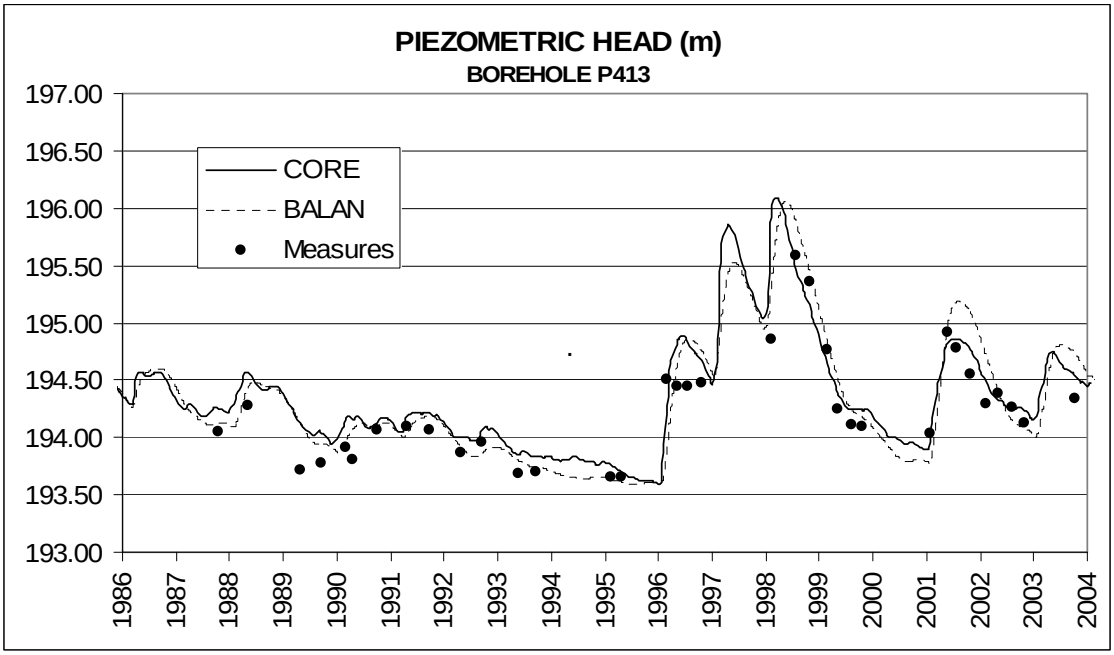


Figura 7. Comparación de los niveles piezométricos calculados con VISUAL-BALAN usando un modelo de flujo simplificado y con un modelo de flujo detallado (CORE) en el pozo 413 de Andújar.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a todas las instituciones, organismos y empresas que han financiado los trabajos que han permitido elaborar el contenido de esta contribución. También se agradecen las aportaciones de todas los estudiantes, becarios y profesores que han contribuido al desarrollo de los códigos BALAN y CORE y sus aplicaciones, especialmente a Bruno Pisani, Diego Alvares, José Alvares, Llorenc Huguet y Miguel Angel García Vera por sus aportaciones a los códigos BALAN, VISUAL-BALAN y GIS-BALAN.

REFERENCIAS

Aliaga, R., Sahuquillo, A. y Custodio, E. (2004). *Estimación de parámetros hidrogeológicos en una formación de baja permeabilidad*. IV Asamblea Hispano-Portuguesa de Geofísica y Geodesia, Figueira Da Foz. 735-736.

Alvares, D (2010) *Acoplamiento de modelos hidrológicos semidistribuidos y GIS: aplicación a la evaluación de los efectos del cambio climático*, Tesis doctoral. Universidad de La Coruña.

Blasco, O., San Román, J. y García Vera, M.A. (2004). Modelado numérico de flujo de la Unidad Hidrogeológica de Gallocanta (Cuenca del Ebro). VIII Simposio de Hidrogeología. Zaragoza. Ed. Asociación Española de Hidrogeólogos (AEH). 513-523.

Castañeda, C. (2004). Las saladas del sur de Monegros: facies, régimen hídrico y estado actual. Tesis doctoral, CITA-DGA, Zaragoza.

Castañeda, C. y García Vera, M.A. (2004). Balance de agua en medios semiáridos: aplicación a tres saladas de Monegros. VIII Simposio de Hidrogeología. Zaragoza. Ed. Asociación Española de Hidrogeólogos (AEH). 205-215.

Custodio, E., Llamas, M. R. y Samper, J. (ed.). (1997). La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica. Seminario de la AIH-GE. Las Palmas de Gran Canaria. Madrid. Ed. Instituto Tecnológico Geominero de España. 455 pp.

Espinha Marques J, J Samper, B Pisani, D Alvares, JM Carvalho, HI Chaminé, JM Marques, G T Vieira, C Mora y F Sodré Borges (2010) *Evaluation of water resources in a high-mountain basin in Serra da Estrela, Central Portugal, using a semi-distributed hdrological model,* Environmental Earth Sciences (antes Environmental Geology). 62 (6), 1219-1234.

García-Aróstegui, J., Heredia, J., Murillo, J., Rubio-Campos, J., González-Ramón, A. y López-Geta, J. (2001). Primera aproximación mediante modelización al análisis de la influencia del embalse de Rules en el régimen hidrológico del acuífero de Motril-Salobreña (Granada). V Simposio sobre el agua en Andalucía, Almería. Volume II, sección: Hidrogeología, 15 pp.

García Vera, M.A. (2002). Balance en la Laguna de Gallocanta en el período 1/1970-12/2001. Informe inédito para la Confederación Hidrográfica del Ebro. Zaragoza. 137 pp.

García Vera, M.A. y Arqued, V. (2000). Evaluación de los recursos hídricos subterráneos en el dominio hidrogeológico Alto Jalón – Alto Jiloca. Geotemas 1 (2), Madrid. 87-91.

Heredia, J. y Murillo, J. (2002). *Balance hídrico y estimación de la recarga mediante modelación numérica en pequeñas cuencas del sector suroriental de la isla de Gran Canaria.* XI Congreso Internacional de Industria, Minería y Metalurgia. Zaragoza. 19 pp.

Ma, H (2010) *Reactive transport models in acid mine drainage and nuclear waste disposal,* Tesis doctoral. Universidad de La Coruña.

Molinero, J., JR Raposo y R Crescente, (2009). *Estudio de Avaliación cuantitativ dos recursos hidricos subterraneos na Demarcacion hidrografica de Galicia Costa,* Informe para Aguas de Galicia.

Pisani B (2008). *Acoplamiento de modelos hidrológicos semidistribuidos y Sistemas de Información Geográfica*. Tesis doctoral. Universidad de La Coruña.

Pisani, B, J Samper, Y Li y C Loaso, (2011). *Evaluación de los impactos del cambio climático en los acuíferos de la Plana de la Galera y el aluvial del Ebro en Tortosa (España) dentro del proyecto CLIMWAT.* En: Jornadas de la AIH-GE en Zaragoza (en prensa).

Raposo JR, J . Molinero & J. Dafonte (2010) Quantitative evaluation of hydrogeological impact produced by tunnel construction using water balance models, doi:10.1016/j.enggeo.2010.09.014

Romero, P., Elorza, F., Murillo, J., Hornero, J. y Hernández, L. (2004). Estimación de la recarga en el acuífero del cabo Roig (Alicante). VIII Simposio de Hidrogeología. Zaragoza. Ed. A.E.H., tomo XXVI, sección: Simulación Matemática.

Samper, J. (1998). Evaluación de la recarga por la lluvia mediante balances de agua: Utilización, Calibración e Incertidumbres. Boletín Geológico y Minero, vol. 109-4. 31-54.

Samper, J. (2003) *Aguas subterráneas y medio ambiente en Galicia).* En: Reflexions sobre O Medio Ambiente en Galicia. Ed. Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia, 229-247.

Samper, J. y Carrera, J. (1995). Numerical Modelling of Remedial Actions for an Uranium Mill tailings in Spain: from model construction to prediction uncertainty, En: Groundwater Quality: Remediation and Protection. IAHS, publicación nº 225. 299-310.

Samper, J. y García Vera, M.A. (1992). Manual de usuario del programa BALAN_8. Dpto. de Ingeniería del terreno. E. T. S. de Ingenieros de Caminos. UPC. Barcelona.

Samper, J. y García Vera, M.A. (1997). Estimación de la recarga producida por la lluvia y los excedentes de

riego mediante balances diarios de agua en el suelo: Experiencias en diferentes zonas climáticas. En: La evaluación de la recarga a los acuíferos en la Planificación Hidrológica. Las Palmas de Gran Canaria. AIH-GE. 367-379.

Samper, J. y García Vera, M.A. (2000). Metodología para la cuantificación de los aprovechamientos potenciales de la cuenca del Ebro mediante balances de agua. Asistencia técnica de la UDC a la Confederación Hidrográfica del Ebro. Referencia 2000-PH-17-I. 84 pp.

Samper, J. y García Vera, M.A. (2004). Visual-Balan, un modelo interactivo de balance hidrológico: estado actual y desarrollos futuros. VIII Simposio de Hidrogeología, Zaragoza, 18-22 de octubre de 2004. 595-604.

Samper J. & B. Pisani, (2009). Evaluación de la recarga mediante el uso combinado de un modelo de balance y un modelo de flujo subterráneo, En: IX Jornadas de Zona no Saturada, ZNS'09, Barcelona, Vol IX. 462-469.

Samper, J., Soriano, G. y Molinero, J. (1997). Las aguas subterráneas en Galicia: Resultados en la cuenca piloto del río Valiñas. Hydrogeology of Hard Rocks, Editor AIH-GE. 149-157.

Samper, J., Poncela, R., Custodio, E. y García Vera, M.A. (1991). Estimation of infiltration recharge from a combination of meteorological and hydrogeological data. En: XXIII International IAH Congress on Aquifer Overexploitation, Tenerife International Association of Hydrogeologists. Vol. 1, pp. 85-88.

Samper, J., Huguet, Ll., Ares, J. y García Vera, M.A. (1999). Manual del usuario del programa VISUAL BALAN v.1.0: Código interactivo para la realización de balances hidrológicos y la estimación de la recarga. Publicación Técnica de ENRESA nº 5/99, Madrid. 205 pp.

Samper, J., Huguet, Ll., Ares, J. y García Vera, M.A. (2000). Modelos interactivos de balance hidrológico: aplicación a cuencas de Galicia. Jornadas hispano-lusas sobre las aguas subterráneas en el noroeste de la península ibérica. A Coruña. AIH-GE. 211-218.

Samper, J., M.A. García-Vera, B. Pisani, D. Alvares, A. Varela y J.A. Losada, (2005) Modelos hidrológicos y sistemas de información geográfica para la estimación de los recursos hídricos: aplicación de GIS-BALAN a varias cuencas españolas, En: VII Jornadas de Zona no Saturada, ZNS'05, Coruña, 269-274.

Samper, J., T. Xu & C. Yang (2009a). A sequential partly iterative approach for multicomponent reactive transport with CORE2D, Comput Geosci DOI 10.1007/s10596-008-9119-5.

Samper J, M Bonilla, L Zheng, J. Molinero, (2009b). Evaluación del impacto hidrológico del túnel del tramo Padrón-Osebe del eje atlántico de alta velocidad mediante un modelo de flujo En: Jornadas AIH-GE sobre El Agua y las infraestructuras en el medio subterráneo, MC Cabrera, A Vallejos, M Valverde y LJ Lambán Ed. Publicado por el IGME, 227-233.

Samper J, B. Pisani y J. Espinha (2011) *Estudio del flujo hipodérmico en zonas de montaña*, En: X Jornadas de Zona no Saturada, ZNS'11, Salamanca (en prensa).

Valls, M. (2001). Caracterización de la recarga y estimación del almacenamiento en el acuífero kárstico de Troya (Guipúzcoa) mediante la utilización del modelo VISUAL BALAN y la realización de balances hídricos generales. Tesina de máster. UPC, Barcelona.

2.4. LA HIDROQUÍMICA Y LA ISOTOPÍA AMBIENTAL: HERRAMIENTAS CLAVE EN EL ESTUDIO DE LOS ACUÍFEROS

2.4.1. APLICAÇÃO DE TÉCNICAS GEOQUÍMICAS E ISOTÓPICAS NO ESTUDO DOS AQUÍFEROS COSTEIROS DETRÍTICOS DO ESTADO DE RIO DE JANEIRO, BRASIL

Gerson CARDOSO DA SILVA Jr.*, Andrés PERALTA TAPIAS, Vinicius SEABRA***, Ghislaine DE ALMEIDA MEDEIROS*, Vinicius DO NASCIMENTO CRISTO* e Alexandre CRUZ******

(*) Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) – IGEO. Av. Athos da Silveira Ramos, 274. Laboratório de Hidrogeologia Sala J0 05. Cidade Universitária. Rio de Janeiro, Brasil. gerson@acd.ufrj.br
(**) Sveriges Landbruksuniversitet in Umeå. Sweden. apendretas@gmail.com
(***) Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) – IGEO. Av. Athos da Silveira Ramos, 274. Laboratório de Geoprocessamento. Dep. Geografia. Cidade Universitária. Rio de Janeiro, Brasil.
(****) Instituto Estadual do Ambiente – INEA. Av. Venezuela 110 Centro. Rio de Janeiro, Brasil. alexandre.inea@gmail.com

ABSTRACT

Rio de Janeiro State coast, in Brazilian south-eastern shoreline, faces the challenge common to many urban areas around the world, where fresh groundwater resources used for public and industrial supply are in close contact with seawater, increasing the risk of groundwater salinization. In this regard, development and use of techniques to characterize, control and ultimately protect areas susceptible to seawater contamination is crucial. In the present study, application of hydrochemical tools along with geophysical methods and hydrodynamic techniques in the coastal area of Maricá, a pilot study zone in Rio de Janeiro Eastern Coast aquifer, has led to insights about aquifer functioning. Cross sections were studied for main geological and hydrogeological properties in order to evaluate aquifer behaviour and elucidate the groundwater flowing and geochemical evolution mechanisms. Transects showed the salt/fresh water interface in that area and a monitoring of phreatic head registered a generalized drawdown during the summer. The most vulnerable areas coincide with the most significant zones of urban occupation. Results fostered the proposal of measures to prevent mismanagement and overexploitation of this aquifer, avoiding risk of salinization in near future.

Keywords: *Coastal aquifers, hydrochemical modelling, Maricá, Rio de Janeiro eastern coast, Brazil*

INTRODUCÃO

Historicamente, os aquíferos costeiros brasileiros, embora explotados desde tempos coloniais, não têm sido objeto de muitos estudos científicos sistemáticos. Mais recentemente, diversos temas vêm sendo estudados em anos recentes nos aquíferos costeiros brasileiros, desde a evolução e distribuição da salinidade, ocorrência e destino de cargas contaminantes até o desenvolvimento e aplicação de métodos para realizar a gestão desses mananciais hídricos subterrâneos costeiros. Isso se deve ao interesse despertado pela escassez de fontes seguras de água para uma população com acentuada expansão nas áreas costeiras. Pesquisas referentes a diversos temas da hidrogeologia de aquíferos costeiros vêm sendo realizadas em diferentes estados e regiões, notadamente: Rio Grande do Norte e Pernambuco, na Região Nordeste (Cabral et al., 2009; Lucena et al., 2006; Montengero et al., 2009; Melo et al., 2010), Rio de Janeiro e São Paulo, na Região Sudeste (Silva-Filho et al., 2009) e Rio Grande do Sul e Paraná, na Região Sul (Niencheski et al., 2007; Babu et al., 2008).

O Brasil conta com um extenso litoral de aproximadamente sete mil quilómetros de extensão, sendo extremamente diverso em sua fisiografia. Ao todo, essa grande extensão de costa está dividida em dezessete estados e uma centena de municípios. O estado do Rio de Janeiro, em pouco mais de 600 km de litoral, por exemplo, possui três grandes unidades fisiográficas bastante distintas entre si: do litoral sul do estado até capital do estado, o litoral tem restingas e baías como principais feições costeiras; da capital do estado até o litoral leste as lagunas-barreira são encontradas com muita frequência; e, as falésias são a característica marcante do litoral norte do estado do Rio de Janeiro.

A população do estado do Rio de Janeiro é de cerca de 16 milhões de habitantes distribuídos em 48 000 km^2, sendo que aproximadamente 56% (cinquenta e seis por cento) deste contingente populacional habitam áreas costeiras ou áreas próximas ao litoral do estado. Não obstante, o conhecimento hidrogeológico da zona costeira é escasso e somente em anos recentes começa a ser ampliado. Tal densidade populacional acaba por impactar nos aquíferos da região, pois a maioria dos municípios não possui sistemas públicos de fornecimento de água e tratamento de esgoto e muitas vezes utilizam a água subterrânea para suprir as diversas necessidades de demanda de água.

Neste trabalho apresentam-se os resultados de pesquisas que vêm sendo realizadas sobre, dentre outros, aspectos geoquímicos e hidrodinâmicos dos aquíferos costeiros do Estado do Rio de Janeiro, em particular a sua porção a leste da capital. O escopo foi limitado à cobertura sedimentar que recobre os terrenos cristalinos que ocorrem nessa região. São sumarizados os resultados de vários trabalhos publicados nos últimos anos com ênfase na aplicação de técnicas geoquímicas e isotópicas na elucidação de problemas hidrogeológicos na área do município de Maricá, área enfocada no estudo (Seabra *et al.*, 2008, Almeida e Silva Jr. 2008, Cruz, 2006; Silva Jr. et al. 2010; Silva Jr. *et al.*, 2003).

GEOLOGIA E HIDROGEOLOGIA

O estado do Rio de Janeiro encontra-se na região sudeste do Brasil, geologicamente situado no domínio designado por Serra do Mar, constituído por ortognaisses paleoproterozóicos e por xistos supracrustais (complexo Búzios) (CPRM, 2001). No litoral, sobrepondo esses domínios têm-se depósitos arenosos de idade pleistocênica, na forma de

arcos de praia associados a cordões/barreiras litorâneas. Entre esses cordões e o continente desenvolveu se um complexo lagunar que se estende por quase todo litoral (Figura 1). Ao norte o litoral é composto por um complexo de depósitos de idade holocênica, de origem flúvio-lagunares e depósitos praiais marinhos e/ou lagunares, o Grupo Barreira.

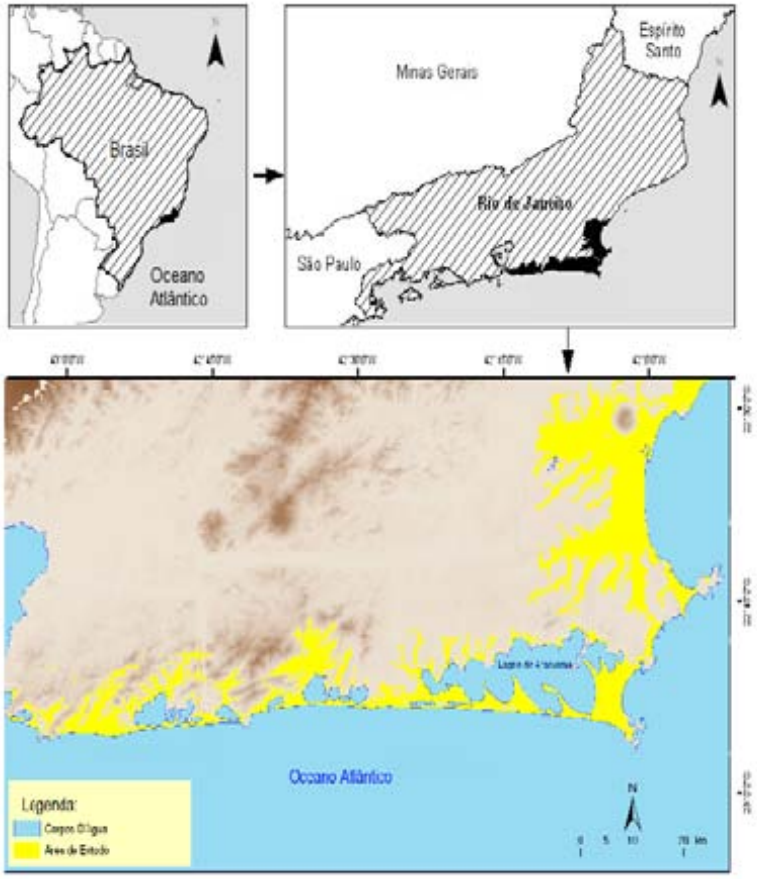


Figura 1. Situação geográfica da região de estudo mostrando os limites da cobertura sedimentar cenozoica costeira que corresponde à área de estudo e o sistema lagunar nela presente (adaptado de Seabra et al., 2008).

Os aquíferos dessa área são do tipo granular e fraturado. O granular é caracterizado por depósitos aluvionares heterogêneos compostos por areias quartzosas, com porções siltosas e argilosas próximo as lagunas, nestes, o nível de água é geralmente elevado, com água clara e menos salobra que de áreas mais baixas; e porções de solo e rocha alterada, em que a o nível freático é raso aflorando próximo as lagunas com influencia das marés. O fraturado constituído por litologias do embasamento cristalino, é um aquífero semi-confinado, não abordado no presente artigo. Dentre as características mais importantes dos aquíferos estudados, podem-se apontar as seguintes:

A) O sistema interno é formado por grandes lagunas locadas entre as unidades cristalinas pré-cambrianas e o cordão arenoso pleistocênico, tais como as lagoas de Araruama, Saquarema, Guarapina e Maricá (Figura 2). Esse sistema desenvolveu-se durante o Pleistoceno e foi novamente submergido durante a transgressão holocênica;
B) Cordões arenosos quaternários, com um sistema de lagoas rasas mais próximas à costa originado durante o auge da última transgressão, entre 7000 e 5000 anos A.P. Tais lagoas tendem a secar-se.

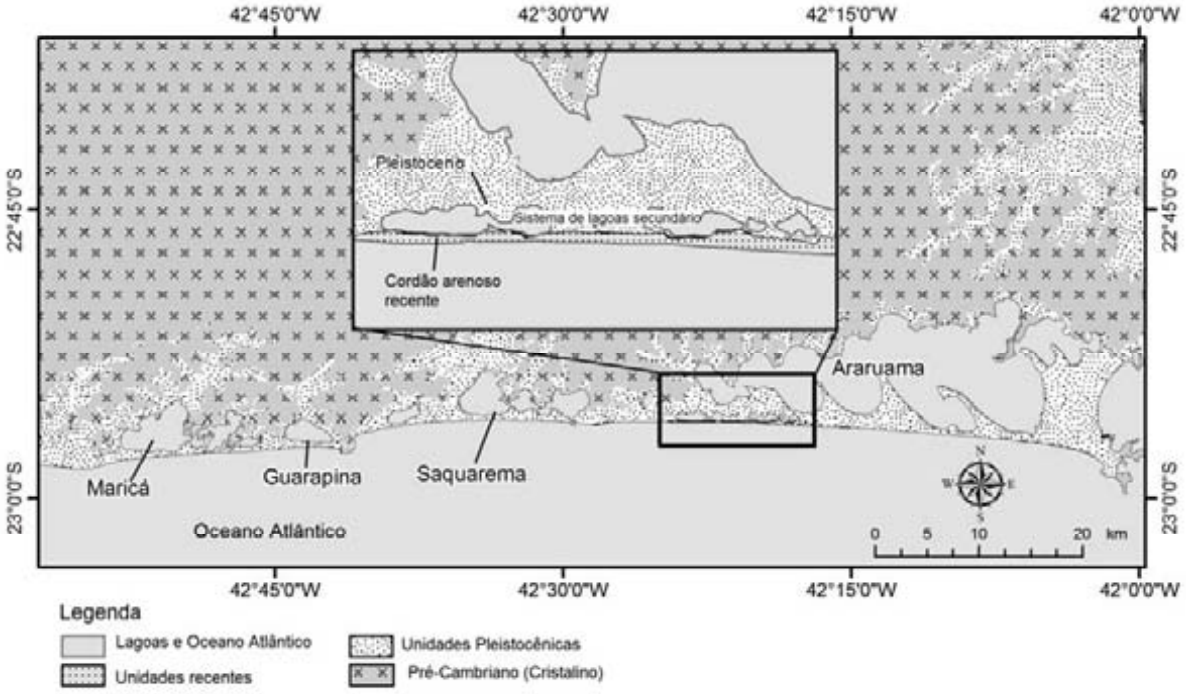


Figura 2. Detalhe do sistema lagunar e de cordões arenosos do litoral leste do Estado do Rio de Janeiro (adaptado de Seabra et al., 2008).

A latitude tropical e a proximidade do oceano, associadas à dinâmica de massas de ar na região, fazem com que coexistam diferentes microclimas em pequenas distâncias na costa leste do Estado do Rio de Janeiro. Na porção oriental predomina um clima tropical úmido com índices pluviométricos superiores a 1000 mm por ano, enquanto na porção ocidental, a leste da laguna de Saquarema, ocorrem os menores índices pluviométricos da região Sudeste do Brasil, com médias anuais inferiores a 750 mm por ano, bastante seco para a latitude local.

A área de estudo é composta por aquíferos do tipo granular, desenvolvidos como conseqüência da formação de planícies costeiras durante as últimas variações do nível do mar durante o Holoceno, entre 5000 e 7000 anos A.P. A planície costeira é constituída por intercalações de barras arenosas mais elevadas, cobertas com vegetação rasteira de cordões arenosos, com áreas mais deprimidas inundáveis cobertas com sedimentos areno-argilosos, todas estas paralelas ao mar. O nível da água é em geral raso, com profundidades de alguns centímetros até alguns metros. Na área das barreiras de areia, o que corresponde a parcelas de terreno um pouco mais elevadas, a água é geralmente menos salgada e turva do que as depressões das barreiras, por vezes sujeitas a eventos de inundação (Figura 2).

A qualidade da água está relacionada com a posição do aquífero: em geral, a salinidade da água aumenta com a proximidade da costa e, ao mesmo tempo, com a profundidade. A salinidade também é controlada pela densidade de ocupação humana. No entanto, existem outros fatores determinando a salinidade das águas subterrâneas, como no caso da cidade de Cabo Frio, perto do estuário do rio Una, onde outras características condicionantes da distribuição da salinidade das águas subterrâneas podem ocorrer, como fatores estratigráficos e estruturais (Cruz, 2006) . Em cordões de areia, o aquífero freático nas faixas central é mais profundo, tornando-se mais raso na medida em que se aproxima do mar ou das lagoas

interiores. Tais características, particularmente em depósitos aluviais, dão aos aquíferos freáticos uma elevada susceptibilidade à contaminação bacteriológica.

METODOLOGIA

O levantamento hidrogeológico compreendeu a elaboração de mapas potenciométricos, mapas e seções geológicas, mapas estruturais e medição de parâmetros físico-químicos em campo (tais como: condutividade elétrica, pH, teor de nitratos, alcalinidade e nível d'água e temperatura). Amostras de água subterrânea foram levadas ao laboratório e analisadas para íons maiores, nitrato, nitrito e amônia com cromatografia iônica e plasma indutivamente acoplado (ICP-OES). Também se realizaram análises de isótopos estáveis (como ^{2}H, ^{18}O). Dentre as ferramentas utilizadas no estudo de aquíferos costeiros estão as análises químicas e, em menor escala, isotópicas da água, já que permitem a observação de indícios do processo de salinização e tempo de residência na água no meio aquífero a relativo baixo custo.

Com os dados obtidos nas análises químicas outras análises e elaborações puderam ser realizadas. A avaliação da qualidade das águas subterrâneas através da aplicação de um Índice de Qualidade de Água (IQA) foi uma delas. O IQACCME (desenvolvido pelo Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) em 1997) foi aplicado em mais de 60 amostras, calculado com duas composições: a) Na, Fe, Al, SO_4, Mn, NO_3 e Cl; e b) diversos cátions e ânions e pH (Menezes et al., 2008).

Os métodos de análise utilizados foram representações gráficas de Piper e Stiff, séries temporais de concentração no aquífero, mapas de CE, gráficos de cátions vs. cloreto e razões isotópicas.

RESULTADOS

Quanto à caracterização química, realizou-se uma avaliação dos componentes das amostras de água subterrânea quanto a sua potabilidade e principais características geoquímicas. As concentrações excedem os limites adequados para consumo humano para vários componentes (p.ex. Na^{+}, Fe^{2+} e K^{+}). As variações temporais observadas nos parâmetros foram pouco significativas. Algumas das amostras de água obtidas no final do verão apresentaram valores de condutividade elétrica superiores ao das normas europeias de 2500 $\mu S\ cm^{-1}$. O pH varia entre 5,0 para o valor extremo de 8,3, sendo em geral moderadamente ácido. A água subterrânea apresenta-se insaturada quanto aos minerais mais importantes e a água de recarga (precipitação pluviométrica) apresenta-se em média muito pouco mineralizada e com um pH em torno de 5,9, o que relfete o ambiente pouco profundo e a rápida recarga pelas precipitações atmosféricas. As lagunas de água salgada ou salobra apresentaram pH mais alto, em torno de 8. Mais de 47% dos poços de produção amostrados apresentaram concentrações elevadas de Na^{+} e Cl^{-}. Nenhuma das amostras de água apresentou concentrações acima dos limites permitidos para F^{-}, Br^{-}, e Ca^{2+}. A maioria dos poços investigados apresentou valores elevados de NO^{-}_{3} e Fe^{2+} e alguns de PO^{-}_{4}.

A distribuição da salinidade na Barra de Maricá pode ser observada com o mapa de condutividade elétrica (Figura 3). A variação de texturas na figura reflete as variações sazonais na salinidade do aquífero entre o início da estação chuvosa e o seu final. As

principais características observadas são uma faixa mais salinizada com CE variando entre 1230 e 6000 μS cm^{-1} na parte oeste, uma zona central relativamente pouco salinizada com valores entre 396 e 1350 μS cm^{-1} e a leste valores entre 305 e 2110 μS cm^{-1}. Esse padrão mostra, com a aplicação do IQA_{CCME}, que as águas dos aquíferos costeiros da faixa litorânea Leste do Estado do Rio de Janeiro podem ser classificadas em sua maioria como entre regulares e de muito má qualidade quanto ao consumo humano. Aparentemente, o fator dominante na distribuição de salinidade é a espessura do cordão arenoso, mais que a proximidade ou presença dos corpos lagunares e do mar. A análise das concentrações de cálcio e sódio, contudo, com o cálcio acima da linha de mescla no gráfico de Piper é indicativa de intrusão salina, o que está de acordo com as observações de campo.

Com a avalição das razões isotópicas para ^{18}O e ^{2}H em todas as amostras analisadas, confirmou-se a tendência das águas subterrâneas locais situarem-se entre a chuva média local e os valores de água do mar também obtidos localmente, apresentando um comportamento linear ao longo das linhas de mescla. As amostras de água subterrânea apresentam um pequeno desvio à direita da Reta Meteórica Mundial/Local, indicando um provável efeito evaporativo em pequena escala.

CONCLUSÕES

O estado do conhecimento dos aquíferos costeiros do Estado do Rio de Janeiro é ainda incipiente para uma avalição fidedigna de sua situação quanto à sua qualidade, recursos disponíveis e funcionamento hidrogeológico. Pesquisas que vêm sendo desenvolvidas nos últimos anos por diversos autores têm lançado alguma luz sobre o tema. Não obstante, os resultados até o momento permitem traçar um panorama da condição atual desses corpos hídricos. Tais estudos possuem relevância para a população da zona litorânea, principalmente para aquela parcela que depende exclusivamente da utilização deste recurso.

Os resultados do presente trabalho, que constitui uma síntese de vários artigos e de um estudo em andamento na área de estudo de Maricá, no litoral leste do Estado do Rio de Janeiro, indicam que possivelmente está ocorrendo um processo de intrusão marinha na área. A alta concentração de nitratos em vários pontos, bem como de fosfato em alguns, indicam que deve estar ocorrendo a contaminação do aquífero freático local, provavelmente pelas fossas sépticas utilizadas de modo generalizado na área.

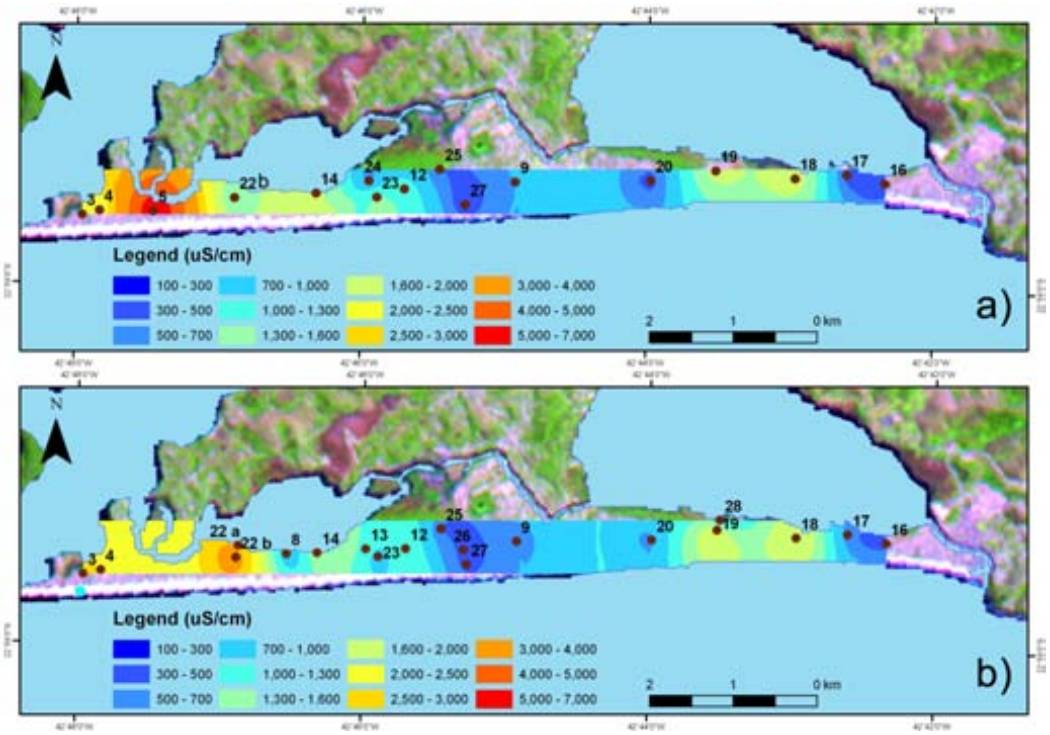


Figura 3. Mapa de condutividade elétrica da área de estudo refletindo a variação sazonal entre o início do verão (estação chuvosa) em dezembro de 2008 e o início do outono em março de 2009 (final da estação de chuvas).

AGRADECIMENTOS

Os autores desejam expressar os agradecimentos pela oportunidade em participar dessa publicação para homenagear o grande educador e cientista Prof. Emilio Custodio. As pesquisas foram financiadas pelo Conselho Nacional de Pesquisas – CNPq e a Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro FAPERJ.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida G. M.; Silva G. C. (2008). Hydrogeological factors in the study of saline intrusion of the coastal aquifers of Maricá City, Rio de Janeiro, Brazil. Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ, 30:104–117.

Babu, D.S.S.; Sahai, A.K.; Noernberg, M.A.; Marone, E. (2008) Hydraulic response of a tidally forced coas tal aquifer, Pontal do Paraná, Brazil. Hydrogeol Journal 16: 1427–1439

Cabral, N.M.T.; Righetto, A.M.; Queiroz, M.A. (2009) Nitrate behavior in Dunas/Barreiras aquifer wells in Dunas and Planalto exploitations, Natal, RN, Brazil. Eng Sanit Ambient 14(3):299-306

CPRM. 2001. Geologia do Estado do Rio de Janeiro: texto explicativo do mapa geológico do Estado do Rio de Janeiro / organizado por Luiz Carlos da Silva e Hélio Canejo da Silva Cunha. –Brasília: CPRM. 2ª edição revista em 2001.

Cruz, A., 2006. Estudo de Processos de Salinização de Aquíferos no Litoral Leste do Estado do Rio de Janeiro: Modelagem Hidrogeoquímica e Avaliação de Vulnerabilidade à Intrusão Marinha. Dissertação de Mestrado, Departamento de Geologia - UFRJ.

Lucena, L.R.F; Becegato, V.A.; Cabral, J.B.P. (2006) Considerações Sobre a Potenciometria do Aqüífero Barreiras e a Influência da Estruturação Regional Nesse Contexto – Setor da Bacia do Rio Pirangi-RN. Geoambiente online 7(1):34-44.

Melo, J.G.; Moraes, S.D.; Vasconcelos, M.B. (2009) Potencialidade e qualidade das águas do Aquifero Barreiras na região da Lagoa de Extremoz, RN. Revista de Geologia, 22(2):137-149.

Menezes, J.M. et al. Comparação entre os Índices de Qualidade de Água Cetesb e Bascarán. Anuário do Instituto de Geociências(UFRJ), Rio de Janeiro, Brasil.

Menezes, J.M. et al. 2008. Aplicação do IQAccme em Aquíferos do Estado do Rio de Janeiro. Anais do II Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste

Montenegro, S.M.G.L.; et al. Águas Subterrâneas na Zona Costeira da Planície do Recife (PE): Evolução da Salinização e Perspectivas de Gerenciamento. Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH), v.14 n.3 jul-set 2009, 81-93.

Niencheski L.F.H.; Windom, H.L.; Moore, W.S.; Jahnke, R.A. (2007) Submarine groundwater discharge of nutrients to the ocean along a coastal lagoon barrier, Southern BrazilMarine Chemistry 106 (1):546–561.

Seabra, V.; Silva Júnior, G.C.; Cruz. C.B.M. (2008) The use of geoprocessing to assess vulnerability on the east coast aquifers of Rio de Janeiro State, Brazil. Env. Geology 55 (1):1345-1356.

Silva-Filho, E.V.; Barcellos, R.G.S.; Emblanch, C.; Blavoux, B.; Sella, S.M.; Daniel. M.; Simler, R.; Wasserman, J.C. (2009) Groundwater chemical characterization of a Rio de Janeiro coastal aquifer, SE – Brazil. J. South American Earth Sci. 27 (1): 100–108

Silva Júnior, G. C.; Pizani T. C., 2003. Vulnerability Assessment in Coastal Aquifers Between Niterói and Rio das Ostras, Rio de Janeiro State, Brazil. Rev. Lat. Americana de Hidrogeologia; 3(1):93-99.

Silva Júnior, G.C.; Bocanegra, E; Custodio, E.; Manzano, M.; Montenegro, S.M.G.L. 2010 State of knowledge and management of Ibero-American coastal aquifers with different geo-hydrological settings. Episodes, v. 33, p. 91-101.

2.4.2. IMPLICACIONES DE LA COMPOSICIÓN ISOTÓPICA DEL AGUA Y DE LA RELACIÓN Cl/Br EN LA INTERPRETACIÓN DE LOS PROCESOS HIDROGEOLÓGICOS DEL ACUÍFERO DE LAS CAÑADAS DEL TEIDE, TENERIFE, ISLAS CANARIAS

Rayco MARRERO*,, Dina LÓPEZ***, Nemesio PÉREZ*,** y Emilio CUSTODIO******

(*) División de Medio Ambiente. Instituto Tecnológico y de Energías Renovables (ITER). 38611 Granadilla de Abona, Tenerife, Islas Canarias. raycomd@gmail.com ; nperez@iter.es
(**) Instituto Volcanológico de Canarias (INVOLCAN). 38400 Parque Taoro, Puerto de la Cruz, Tenerife, Islas Canarias. rmarrero@involcan.org ; nperez@involcan.org
(***) Department of Geological Sciences. Clippinger Laboratories. Ohio University. Athens. Ohio. EE.UU. lopezd@ohio.edu
(****) Departamento de Ingeniería del Terreno, Cartográfica y Geofísica. Universidad Politécnica de Cataluña. Gran Capitán s/n, Módulo D-2. 08034 Barcelona. emilio.custodio@upc.edu

RESUMEN

En Tenerife, al igual que en el resto del Archipiélago Canario, los recursos hídricos superficiales son prácticamente inexistentes, siendo las aguas subterráneas las que aportan más del 90 % de los recursos hídricos naturales que se consumen. El acuífero de Las Cañadas es la principal reserva de aguas subterráneas de la isla, por lo que su estudio tiene una importancia socio-económica clave. Además, dicho acuífero posee una estrecha interacción con el sistema volcánico-hidrotermal del volcán Teide, que lo convierte en un potencial "trazador" de la actividad sismo-volcánica de la zona.

En el presente trabajo se muestran los resultados del estudio del acuífero de Las Cañadas llevado a cabo con el fin de explicar las características físico-químicas e isotópicas del mismo y así proporcionar un mayor conocimiento de su funcionamiento y una mejor gestión de sus recursos hídricos. Se ha podido determinar una nueva línea meteórica local de Tenerife y varios gradientes altitudinales y se ha confirmado que la principal área de recarga es la zona de la Caldera de Las Cañadas. La composición de Cl y Br de las aguas de las galerias y pozos de este sistema, ha permitido identificar una serie de aguas de recarga en la Caldera de Las Cañadas así como las regiones del acuífero que están recibiendo mayor entrada de gases magmáticos ricos en Cl y que corresponde con las areas de volcanismo mas reciente.

Palabras clave: *Tenerife, acuífero de Las Cañadas, conexión hídrica, origen salinidad, relación Cl/Br,* $\delta^{18}O$, $\delta^{2}H$

INTRODUCCIÓN

El acuífero de Las Cañadas del Teide, en Tenerife, comprende la Caldera de Las Cañadas (CLC) en cuyo interior se encuentra el Complejo Volcánico Teide – Pico Viejo (CTPV), y el Valle de Icod-La Guancha (VIG) (Figura 1). Las aguas subterráneas del acuífero de las Cañadas son en su mayoría bicarbonatadas sódicas excepto algunas bicarbonatadas magnésico sódicas, aunque todas muy mineralizadas con conductividades eléctricas medias superiores a los 800 $\mu S \cdot cm^{-1}$ y concentraciones importantes de fluoruros (desde 2,5 $mg \cdot L^{-1}$ a más de 10 $mg \cdot L^{-1}$) (Figura 2) (Marrero, 2010). Este trabajo de investigación aborda el estudio del origen y características de las aguas subterráneas del acuífero de Las Cañadas a través de la composición isotópica de δD y $\delta^{18}O$ y de la relación Cl/Br en las mismas.

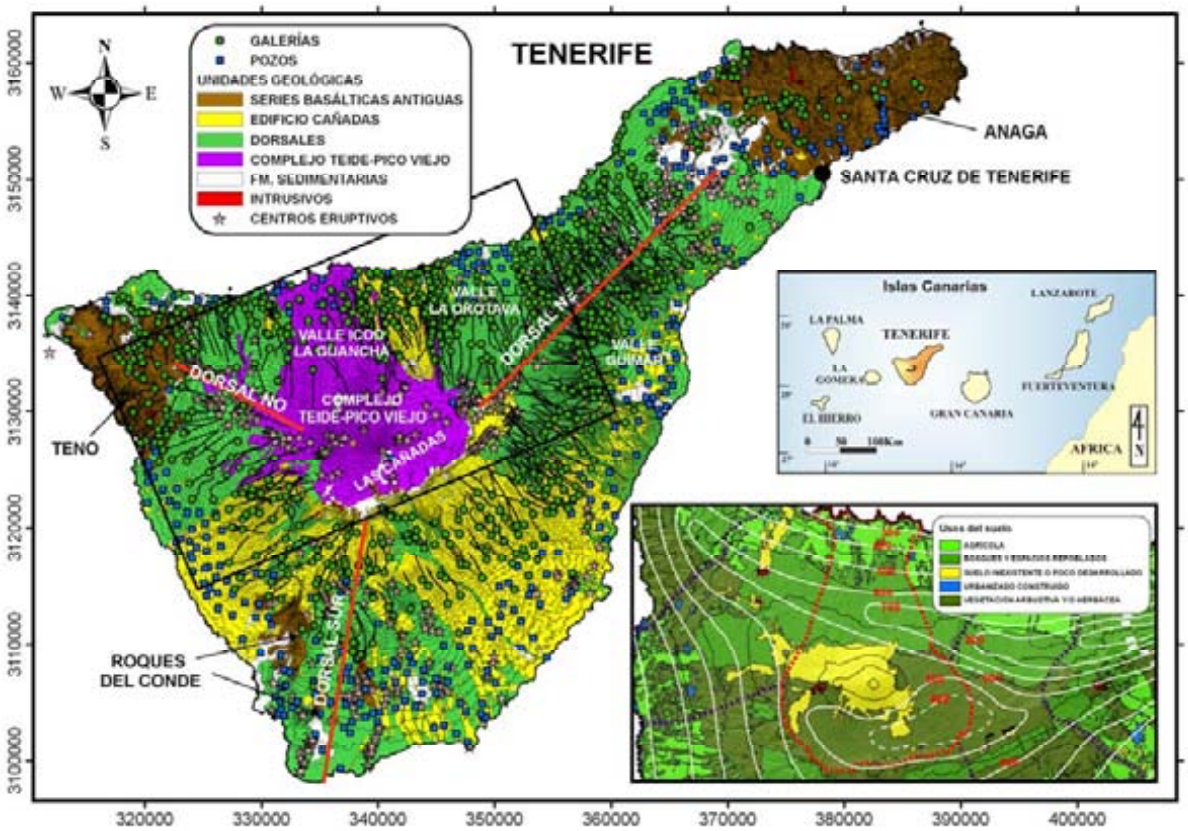


Figura 1. Mapa geológico simplificado de Tenerife, en el que también se han representado las más de 1000 galerías y 400 pozos que existen actualmente en la isla para extraer el agua subterránea, permitiendo acceder al subsuelo insular a diferentes cotas y profundidades. En el recuadro inferior derecho, cuya ubicación se indica en el mapa general, se ha representado el área de estudio con los diferentes tipos de uso del suelo, los límites del acuífero de Las Cañadas (línea roja punteada), así como las isoyetas de la precipitación anual media (líneas blancas) calculadas por el Consejo Insular de Aguas de Tenerife (CIATFE) en el Plan Hidrológico Insular (PHI, 1996). Proyección UTM (m), WGS84, 28N.

METODOLOGIA

Para el estudio de las aguas subterráneas del acuífero de Las Cañadas se realizó previamente un estudio isotópico del agua de lluvia en Tenerife. Para ello, se diseñó e instaló una red de 22 pluviómetros a lo largo de un perfil N-S, atravesando la isla y el acuífero de Las

Cañadas, desde los 9 hasta los 2149 m.s.n.m., para disponer así de puntos a cotas bien distribuidas y obtener una buena representatividad espacial del área de estudio (Tabla 1 y Figura 2). El período de observación fue de septiembre de 2005 a febrero de 2007, durante el que se recogieron y analizaron muestras mensuales acumuladas en cada pluviómetro.

Nombre	Descripción	Vertiente	X UTM (m)	Y UTM (m)	Z (m.s.n.m.)	$\delta^{18}O$	δD
P1	ITER	Sur	351799	3105761	9	-1,4	-0,8
P2	EL RIO	Sur	350381	3114098	477	-3,9	-18,2
P3	HORNO DE LEÑA	Sur	341054	3110622	817	-4,4	-20,7
P4	AYTO. GRANADILLA	Sur	345129	3111785	644	-5,4	-32,5
P5	LAS PUNTAS	Norte	336500	3142461	60	-4,0	-20,7
P6	PARQUE MOVIL AYTO. LA GUANCHA	Norte	338360	3140098	436	-4,6	-20,2
P7	ESTADIO RAQUI S. ISIDRO	Sur	346380	3107236	264	-3,1	-9,9
P8	POZO	Sur	339537	3114140	1257	-6,2	-36,8
P9	PARADOR	Sur	340412	3123177	2149	-7,9	-49,2
P10	HOTEL SPA VILLALBA	Sur	338727	3115940	1486	-7,3	-40,8
P11	EL GARABATO	Norte	337079	3141282	180	-6,7	-38,9
P12	PINALITO	Sur	338973	3117475	1656	-7,8	-48,2
P13	TANQUILLA VERGARA	Norte	337195	3138924	612	-5,2	-27,6
P14	EL LAGAR	Norte	337952	3136138	1033	-6,9	-39,3
P15	CASA JUAN PEÑA	Norte	339524	3138221	875	-5,6	-27,2
P16	TORRE VIGILANCIA S.J. RAMBLA	Norte	342064	3134615	1711	-8,3	-49,8
P17	TORRE VIGILANCIA VILAFLOR	Sur	337872	3117347	1832	-6,7	-38,9
P18	PARQUE LAS LAJAS	Sur	336384	3119292	2081	-8,5	-54,2
P19	VERGARA 2	Norte	340666	3135283	1316	-6,8	-33,9
P20	BCO.VERGARA	Norte	340628	3134547	1475	-8,5	-52,0
P21	CENTRO VISITANTES TEIDE	Norte	346405	3132013	2059	-8,7	-54,8
P22	DEPÓSITO AGUA AYTO. SAN MIGUEL	Sur	340364	3112262	1027	-5,2	-26,7

Tabla 1. Promedio ponderado de la composición isotópica de δD y $\delta^{18}O$ (‰ vs V-SMOW) del agua de lluvia en cada pluviómetro. Los pluviómetros en azul son aquellos ubicados dentro de los límites o en las proximidades del acuífero de Las Cañadas (ver Figura 2).

Para el estudio del origen de las aguas subterráneas del acuífero de Las Cañadas, se usaron principalmente los datos químicos e isotópicos recopilados en dos campañas de campo realizadas en los años 2004 y 2006, y algunos registros históricos de estudios previos. Se seleccionaron 74 puntos de muestreo que corresponden a 69 galerías, 3 pozos y 2 sondeos, pertenecientes a 12 regiones diferentes, de las que 6 poseen galerías que penetran en el acuífero (Figura 2).

RESULTADOS

Caracterización isotópica del agua de lluvia

A partir del promedio ponderado de la composición isotópica del agua de lluvia se dedujo

una nueva línea meteórica local para Tenerife (LMLTF) de $\delta D=7{,}7\cdot\delta^{18}O+13{,}4$. Esta línea meteórica local es muy similar a la de $\delta D=8\cdot\delta^{18}O+15$ propuesta anteriormente por Custodio et al. (1987) con un menor número de datos. Dado que la nueva LMLTF tiene una pendiente similar a la de la línea meteórica mundial (LMM) (Craig, 1961), si se ajustan los valores de δD y $\delta^{18}O$ a dicha pendiente, se obtiene un exceso de deuterio medio de d=+15,5 ‰. Este valor es muy similar al obtenido por Custodio et al. (1987) para Tenerife (d=+15‰), con un menor número de datos. El exceso de deuterio, algo mayor del esperado para un ambiente oceánico atlántico, confirma que este valor es notablemente mayor de 10 en islas oceánicas, debido tal vez a un clima seco con baja humedad relativa, posiblemente relacionado en este caso con la cercanía al continente africano (Jiménez-Martínez & Custodio, 2008).

En el presente estudio también se calcularon los gradientes altitudinales para δD y $\delta^{18}O$, tanto en la vertiente norte (-1,8 y -0,23 ‰/100m, respectivamente) como en la vertiente sur (-2,1 y -0,28 ‰/100m, respectivamente). Estos gradientes altitudinales también son coherentes con los estimados por Custodio *et al.* (1987) para Tenerife.

Origen de las aguas subterráneas

Los iones cloruro (Cl) y bromuro (Br) disueltos en las aguas tienen un comportamiento próximo al de trazadores ideales (Custodio & Llamas, 1976; 1983). Normalmente los procesos físico-químicos que tienen lugar en el terreno pueden afectar a la concentración absoluta de ambos iones. Sin embargo, la relación molar rCl/rBr (o R) suele guardar memoria de la composición de la materia soluble que ha dado origen a la salinidad. Por ello, dicha relación ha sido ampliamente usada para identificar el origen de la salinidad en las aguas subterráneas (i.e. Custodio & Herrera, 2000).

El valor de R en el agua de mar, que es la principal fuente de aportación de ambos, ha sido muy bien definida por diferentes autores como de 655 ± 4 (i.e. Custodio & Herrera, 2000). Según los valores de R en las muestras de agua subterránea disponibles de la zona de estudio se ha tratado de identificar el origen de la salinidad en función de los diferentes procesos descritos por Alcalá y Custodio (2008) en las aguas subterráneas de Tenerife: (1) intrusión marina (R=623±80); (2) recarga a elevadas altitudes (R=484±93); (3) recarga modificada por efectos climáticos en zonas costeras (R=981±169); (4) disolución de haluros volátiles solubles de origen profundo (R=1046±425); (5) uso de plaguicidas con Br en agricultura (R=296±35).

A partir del valor de R en las aguas subterráneas muestreadas (Figura 2) se han identificado en la CLC varias aguas de recarga, captadas a grandes altitudes en la pared externa e interna de la misma, como las del sondeo Nº 2 (S-2) o las de las galerías Nº 7 (NIA) y 10 (TAM). Por otro lado, el origen de la relativamente elevada salinidad en las aguas subterráneas de los pozos Nº 17 (BEL), 18 (FLO) y 34 (CVO) en la franja costera del VIG (Figura 2), está relacionado posiblemente con un proceso de incorporación selectiva de Cl en las aguas de recarga a lo largo del mismo, debido al efecto climático, por lo que se descarta al menos en este punto un proceso de intrusión marina en las aguas subterráneas. En zonas aún más próximas a la costa, este fenómeno tendría que ser estudiado con más detalle.

Las aguas subterráneas con los valores más altos de R, y que han sido interpretados como producto de la interacción con gas volcánico (i.e. disolución de HCl) (círculos rojos), se encuentran próximas a las zonas de actividad volcánica histórica y/o reciente, como son el

CTPV, la Dorsal Noroeste (DNO) y las aguas más profundas de la región de Chasogo.

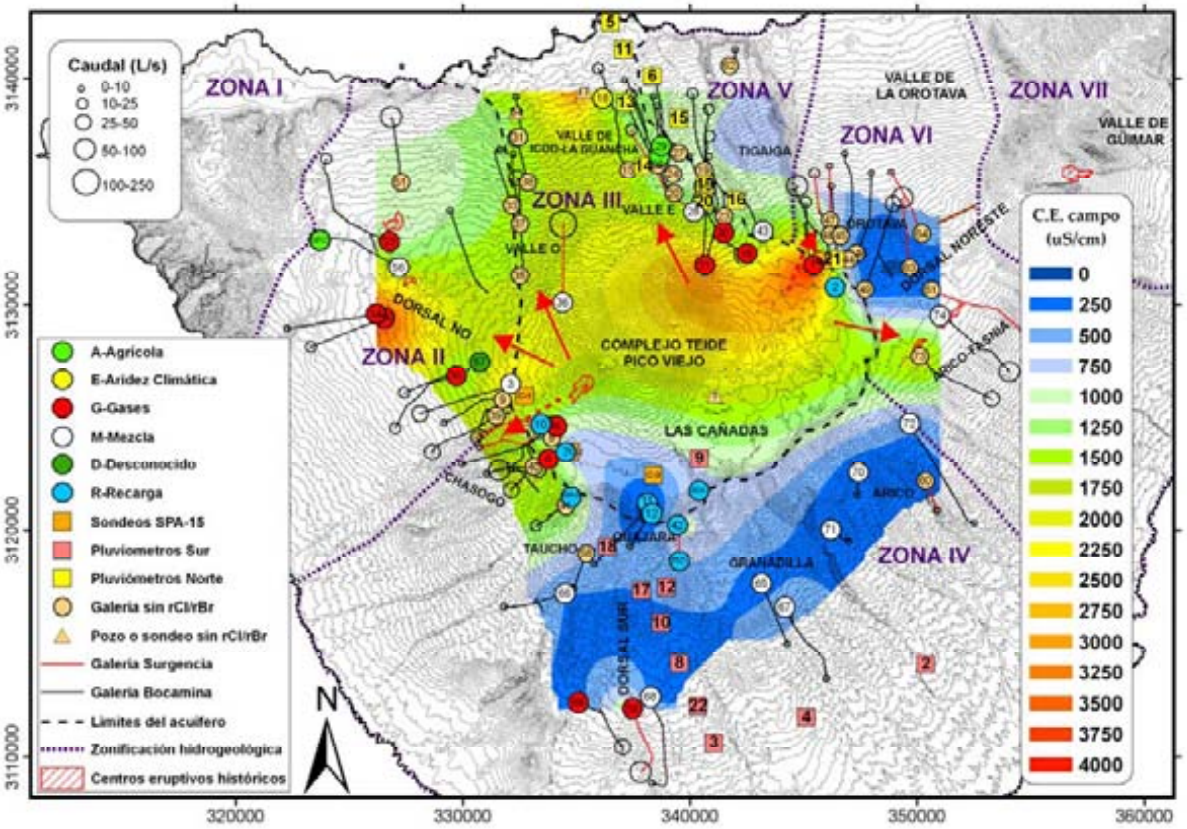


Figura 2. Mapa de la zona central de Tenerife donde se ha representado las isolíneas de contorno de la conductividad eléctrica (C.E.) medida en el campo en las aguas subterráneas. Los puntos de muestreo (círculos, y triángulos) poseen diferentes colores en función del origen o proceso de la relación rCl/rBr. Flechas rojas: principales líneas de flujo inferidas. Notar que no se ha indicado flujo de agua hacia la vertiente sur de la isla. Proyección UTM (m), WGS84, 28N.

En la Figura 3 se ha representado la línea meteórica (LMLTF) estimada junto a las muestras de aguas subterráneas del acuífero de Las Cañadas y de las zonas adyacentes y la composición isotópica promedio ponderada de las aguas de lluvia. Se observa que todas las aguas subterráneas son de origen meteórico, situándose sobre la LMLTF, descartando la existencia de una contribución importante de aguas hidrotermales o magmáticas al acuífero. Este resultado indica que, de existir este tipo de aguas bajo el acuífero de Las Cañadas, debe representar un sistema relativamente bien aislado. Por otro lado, también se deduce que los procesos secundarios que han podido tener lugar tras la precipitación, tales como evaporación, evapo-transpiración, interacción agua/roca, etc., parece que no han modificado sustancialmente la composición isotópica de las aguas subterráneas. Por tanto, los valores de las relaciones isotópicas $\delta^{18}O$ y $\delta^{2}H$ en las mismas pueden usarse razonablemente bien como trazadores geoquímicos.

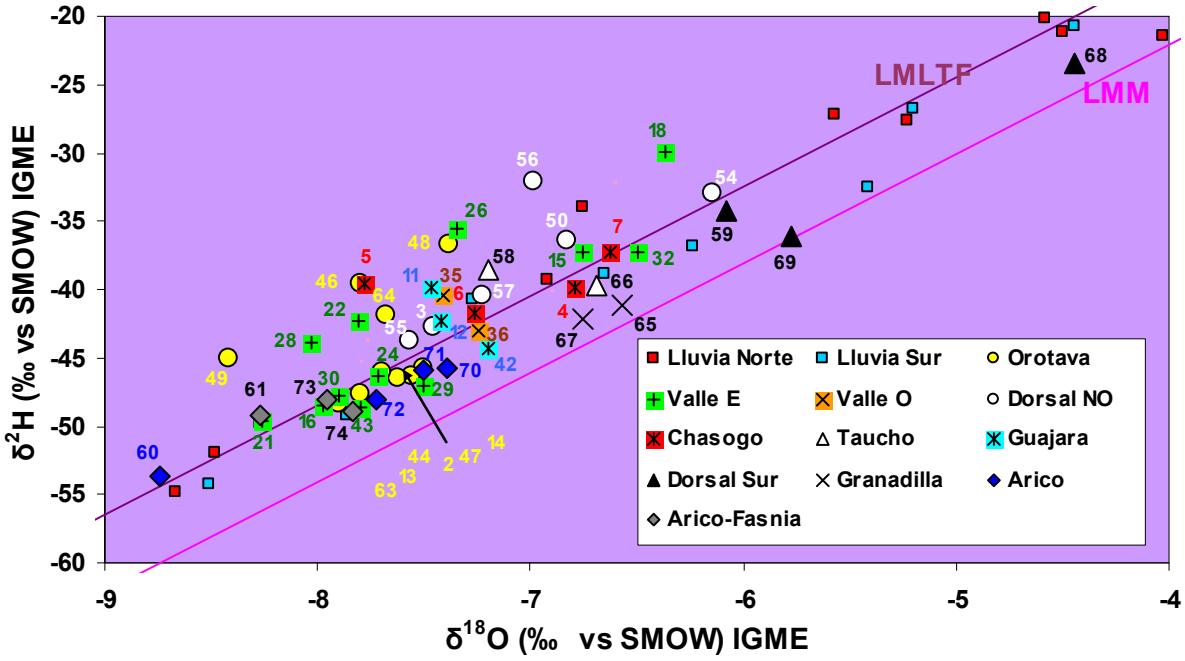


Figura 3. Diagrama binario de la relación δD y $\delta^{18}O$ (‰ vs SMOW) en las aguas subterráneas representadas en función de las 12 regiones diferentes y del agua de lluvia promedio ponderado de las vertientes norte y sur. También se ha representado la Línea Meteórica Local de Tenerife (LMLTF) y la Línea Meteórica Mundial (LMM).

Conexión hídrica de la Caldera de Las Cañadas con las zonas adyacentes

La CLC representa una gran cuenca natural situada a más de 2000 m.s.n.m. en la parte más elevada de Tenerife. Las moderadas precipitaciones, la escasez de suelo edáfico, la elevada porosidad y permeabilidad primaria de los materiales del CTPV que recubren su superficie, unido a una topografía casi plana y a la inexistencia de grandes capas horizontales impermeables, favorece la rápida recarga y acumulación de elevados volúmenes de reserva de agua en esta zona y reducen al mínimo la escorrentía superficial que se pueda producir. Por ello, el acuífero de Las Cañadas se considera la principal reserva hídrica de la isla (PHI, 1996).

Uno de los aspectos más importantes para la correcta gestión del acuífero de Las Cañadas es determinar la conexión hídrica entre la CLC y las zonas adyacentes. Si la mineralización de las aguas subterráneas sólo se produjera en la Caldera de Las Cañadas como consecuencia de una fuerte interacción agua-roca, el flujo de agua subterránea entre ésta y las zonas adyacentes vendría indicado por las zonas de mayor conductividad eléctrica de las aguas subterráneas de la Figura 2. En este supuesto, las principales líneas de flujo de agua subterránea se producirían hacia el mar por el VIG, hacia la DNO y hacia la zona de Arico-Fasnia. No obstante, hay que tener en cuenta que las regiones de Arico-Fasnia y la DNO, han sido protagonistas de volcanismo reciente e incluso histórico, que también representan zonas de flujo preferencial de gases que favorecen los procesos de interacción agua-roca y, por consiguiente, un aumento de la conductividad eléctrica. Por ello, una de las herramientas que ha permitido comprender mejor dicha conexión hídrica ha sido la composición isotópica de $\delta^{18}O$ tanto de las aguas subterráneas como de las precipitaciones.

En el mapa de la zona central de Tenerife se han representado las líneas teóricas de flujo estimadas de cada punto de muestreo a partir del gradiente altitudinal, de la composición isotópica de $\delta^{18}O$ de las aguas subterráneas y de las isopiezas del año 1997 estimadas por el CIATFE (Figura 4). Para ello se ha asumido que las precipitaciones no han variado su composición isotópica desde que se infiltraron en el terreno hasta que alcanzan la zona de descarga en las galerías y pozos. En la Figura 2 se ha indicado con flechas rojas las principales zonas de descarga desde la CLC hacia las regiones colindantes inferidas en el presente estudio. La cota de la recarga estimada representa un valor mínimo, ya que posiblemente, dada la ausencia de formaciones confinantes de gran extensión, a lo largo de la circulación del agua subterránea hacia las zonas más bajas ésta ha recibido aportes de aguas de recarga de menor cota, generando aguas isotópicamente más pesadas. Para poder estimar la altura máxima a la que se han podido recargar las aguas subterráneas y las correspondientes líneas de flujo, sería necesario cuantificar con precisión la recarga a las diferentes cotas y vertientes, y aún no se dispone de dicha información. Por tanto, las cotas de la recarga que se presentan en la Figura 4 han sido usadas más de una manera cualitativa para interpretar la hidrología regional que como valores absolutos.

En la Figura 4 se observa que la mayor parte de las aguas subterráneas del VIG se han infiltrado en el margen occidental de la CLC, confirmando que el principal área de recarga al acuífero es la CLC. En comparación, las aguas subterráneas de la vertiente sur de la isla proceden posiblemente de la propia vertiente con muy poca o ninguna contribución del agua de la CLC, excepto algunas aguas de la región de Arico y Arico-Fasnia, como las de las galerías Nº 60 (NSL) y 72 (ANG). La descarga hacia el Valle de La Orotava es, a partir de los datos químicos e isotópicos obtenidos, posiblemente mucho más limitada de lo que se ha supuesto en estudios anteriores basados en los caudales y las características físico-químicas de las aguas de las galerías Nº 13 (ALM) y 14 (CUM) (i.e. PHI, 1996). Dichas galerías han empezado a drenar caudales relativamente importantes de agua procedente del acuífero sólo cuando han penetrado en los materiales de relleno de la CLC. Teniendo en cuenta que en esa región el espesor saturado del acuífero es como mínimo de 300 m, debe haber algún tipo de estructura o barrera hidrogeológica que permita esa enorme acumulación de reservas.

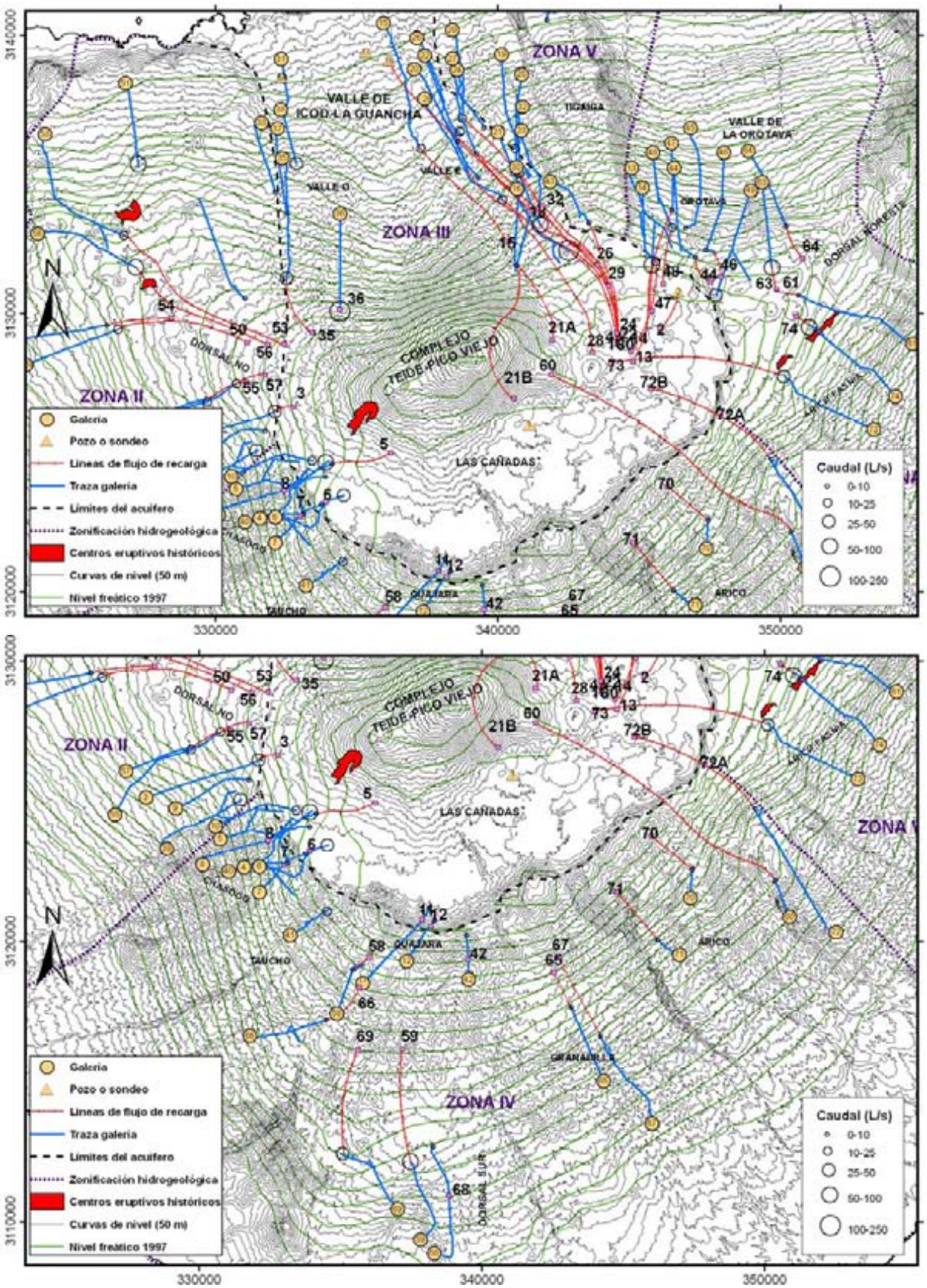


Figura 4. Mapas del acuífero de Las Cañadas y de las zonas adyacentes con las cotas de recarga y las líneas teóricas de flujo de los diferentes puntos de muestreo (líneas rojas), estimados a partir del gradiente altitudinal, de la composición isotópica de $\delta^{18}O$ de las aguas subterráneas y de las isopiezas del año 1997 estimadas por el CIATFE (líneas verdes). Nota: algunas galerías y pozos presentan varias líneas posibles de flujo. Proyección UTM (m), WGS84, 28N.

CONCLUSIONES

El estudio isotópico de las aguas de lluvia ha permitido determinar una nueva línea meteórica local y los gradientes altitudinales de las vertientes norte y sur de Tenerife. La composición isotópica de $\delta^{18}O$ y $\delta^{2}H$ de las aguas subterráneas del acuífero de Las Cañadas permite inferir que el origen de las mismas es fundamentalmente meteórico, aunque existen algunos puntos de muestreo donde la química del agua evidencia una mayor interacción con gases de origen endógeno procedentes del sistema volcánico-hidrotermal del Teide. Al mismo tiempo, se han inferido las líneas teóricas de flujo y se ha confirmado que la principal área de recarga es la zona de la CLC. La relación rCl/rBr en las aguas subterráneas de este sistema, ha permitido identificar las regiones del acuífero que están recibiendo mayor entrada de gases ricos en Cl y que corresponde con las áreas de volcanismo mas reciente. Por tanto, el estudio hidroquímico e isotópico del acuífero de Las Cañadas puede ser de gran utilidad para mejorar la compresión del funcionamiento del mismo, y así realizar una gestión más eficaz y racional de sus recursos hídricos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo de investigación, que forma parte de la tesis doctoral del Dr. Marrero, ha sido posible gracias al apoyo de la División de Medio Ambiente del Instituto Tecnológico y de Energías Renovables (ITER) y del Cabildo Insular de Tenerife. También agradecer las revisiones del Dr. Herrera que han contribuido a mejorar la calidad final de esta publicación.

REFERENCIAS

Alcalá, F. & Custodio, E. (2008). *Using the Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin of salinity in aquifers in Spain and Portugal.* Journal of Hydrology, 359, 189-207.

Craig, H. (1961). *Isotopic variations in meteoric waters.* Science, 133, 1702-1703.

Custodio, E. (2010). *Estimation of aquifer recharge by means of atmospheric chloride deposition balance in the soil*. Contributions to Science, 6(1), 81-97.

Custodio, E. & Llamas, M. R. (1976; 1983). *Hidrología Subterránea.* Vol. 1-2. Ed. Omega. Barcelona, 2359 pp.

Custodio, E. & Herrera, C. (2000). *Utilización de la relación Cl/Br como trazador hidrogeoquímico en hidrología subterránea*. Boletín Geológico y Minero, 111, 4, 49-68.

Custodio, E., Hoppe, J., Hoyos-Limón, A., Jiménez, J., Plata, A., Udluft, P. (1987). *Aportaciones al conocimiento hidrogeológico de Tenerife utilizando isótopos ambientales*. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Asociación Española de Hidrogeología Subterránea, 11: 263-280.

Jiménez-Martínez, J. & Custodio, E. (2008). *El exceso de deuterio en la lluvia y en la recarga a los acuíferos en el área circuí-mediterránea y en la costa mediterránea española*. Boletín Geológico Minero, 119(1), 21-32.

Marrero, R. (2010). *Modelo Hidrogeoquímico del acuífero de Las Cañadas del Teide, Tenerife, Islas Canarias*. Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Cataluña, 500 pp. + Anexos.

Plan Hidrológico Insular de Tenerife (PHI) (1996). Decreto 319/1996, de 23 de diciembre, BOC.

2.4.3. CARACTERIZACIÓN HIDROGEOQUÍMICA E ISOTÓPICA DEL ACUÍFERO CARBONATADO-KÁRSTICO DRENADO POR EL MANANTIAL DE FUENMAYOR (HUESCA)

Carlota OLIVÁN*, Luis Javier LAMBÁN*, José Antonio CUCHÍ y José Luis VILLARROEL*****

(*) Instituto Geológico y Minero de España (Unidad de Zaragoza). Manuel Lasala, 44, 9ºB. 50006 Zaragoza. c.olivan@igme.es ; javier.lamban@igme.es
(**) Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza. Cª Cuarte s/n. 22071 Huesca. cuchi@unizar.es
(***) Dpto. de Informática e Ingeniería de Sistemas. Centro Politécnico Superior. Universidad de Zaragoza. María de Molina, 3. 50071 Zaragoza. jlvilla@unizar.es

RESUMEN

Los principales acuíferos definidos en las Sierras Exteriores del Pirineo en su parte oriental están formados por los niveles permeables de las facies Muschelkalk (Triásico), Cretácico superior y Eoceno, relevantes debido a su gran extensión y espesor de afloramiento. La composición química e isotópica del agua de precipitación y subterránea en el entorno de San Julián de Banzo (Huesca) ha permitido caracterizar los acuíferos diferenciados en la zona. La evolución hidrogeoquímica entre 1985-2006 en varios puntos de agua y la caracterización hidrogeoquímica regional permite diferenciar los principales acuíferos, el tipo de agua subterránea que drenan, deducir cualitativamente los procesos hidrogeoquímicos dominantes y ayudar a conocer el acuífero que drena el manantial de Fuenmayor, principal punto de descarga de un acuífero de naturaleza carbonatada-kárstica. Los acuíferos estudiados presentan, en general, una homogeneidad hidrogeoquímica temporal, observado una variabilidad química regional atribuida a los diferentes niveles acuíferos. Los resultados obtenidos permiten caracterizar hidrogeoquímicamente los diferentes acuíferos próximos a la zona de estudio y ayudan a definir el tipo de acuífero que drena el manantial de Fuenmayor así como su área de recarga.

Palabras clave: *acuífero carbonatado-kárstico, hidrogeoquímica, isótopos, manantial de Fuenmayor*

INTRODUCCIÓN

El manantial de Fuenmayor se encuentra en el sector central de las Sierras Exteriores, en el entorno de San Julián de Banzo, Huesca (Figura 1). La Sierra de Guara es la alineación montañosa más importante del Prepirineo aragonés, declarada en 1990 como "Parque Natural

de la Sierra y los cañones de Guara" que culmina en el Tozal de Guara a 2077 m de altitud. Una de las principales características de estas sierras es el predominio de los afloramientos carbonatados con un importante desarrollo kárstico. El karst es responsable de numerosos manantiales que drenan el agua de los principales acuíferos carbonatados definidos en estas sierras. Desde hace unos años se ha ido recopilando información y tratando datos de un manantial de naturaleza carbonatada-kárstica, el manantial de Fuenmayor, situado al pie de las sierras prepirenaicas, en la localidad de San Julián de Banzo (Huesca) (Cuchí et al, 2002; Villarroel et al, 2002; Villarroel et al, 2004; Cuchí et al, 2006a, 2006b). También se ha muestreado agua de lluvia entre junio de 2009 y octubre de 2010 en tres tomamuestras situados a cotas 708, 1055 y 1268 m). En el presente trabajo se ha realizado un primer estudio hidrogeoquímico e isotópico del agua de precipitación y de las aguas subterráneas cuyos objetivos son caracterizar los diferentes acuíferos próximos a la zona de estudio e intentar delimitar la posible área de recarga, así como definir el tipo de acuífero drenado por el manantial de Fuenmayor.

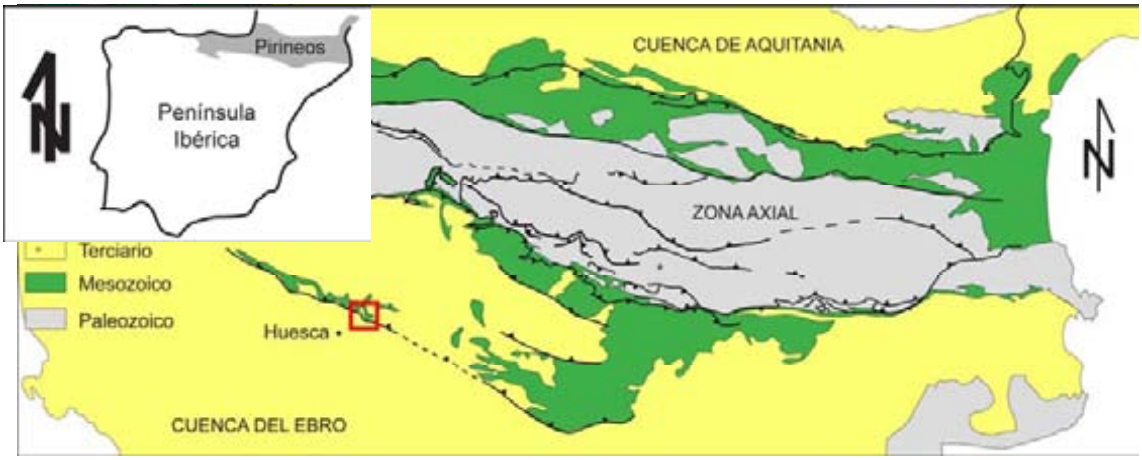


Figura 1. Situación geográfica y geológica del área de estudio.

GEOLOGÍA

Las sierras estudiadas forman parte del frente de cabalgamiento surpirenaico que, procedente de las Sierras Marginales, se prolonga hasta las Sierra Marginales Aragonesas o Sierras Exteriores. La orientación preferencial de estas estructuras es ONO-ESE y en ellas afloran rocas de edades comprendidas entre el Triásico y el Mioceno (Figura 1). La localidad de San Julián de Banzo, se encuentra en un glacis del Somontano oscense dominado por el frente del Prepirineo. Los principales materiales aflorantes en este sector son los conglomerados, areniscas y lutitas de la Formación Uncastillo (Mioceno), las areniscas y lutitas de la Formación Belsué-Atarés (Eoceno), las margas grises de la Formación Arguis (Eoceno), las calizas bioclásticas y calcarenitas de la Formación Calizas de Guara (Eoceno), las arcillas rojas y calizas lacustres de la Formación Boltaña (facies Garum), las calizas micríticas y bioclásticas de la Formación Adraén y Bona (Cretácico superior) y las arcillas, calizas y dolomías tableadas de la Formación Pont de Suert (Triásico). Estructuralmente es una zona muy compleja ya que se encuentra enmarcada en la inflexión del cabalgamiento frontal surpirenaico, entre San Julián de Banzo y La Almunia del Romeral caracterizada por los retrocabalgamientos, de San Julián y Cuello Bail (Millán, 1996) (Figura 2).

CARACTERIZACIÓN HIDROGEOLÓGICA

Los tipos principales de materiales acuíferos que se pueden diferenciar en la zona de estudio son dos: materiales carbonatados aflorantes por toda el área de las sierras y materiales detríticos presentes en el área del Somontano. El presente trabajo se centra fundamentalmente en los materiales carbonatados definidos por las calizas bioclásticas y calcarenitas de la Formación Calizas de Guara (Eoceno), calizas micríticas y bioclásticas de la Formación Adraén y Bona (Cretácico superior) y las calizas y dolomías tableadas de la Formación Pont de Suert (Triásico), además de los conglomerados masivos carbonatados de la Formación Uncastillo (Mioceno), caracterizados esos últimos no tanto por su capacidad de almacenamiento de agua sino por su papel hidrogeológico como transmisores de agua.

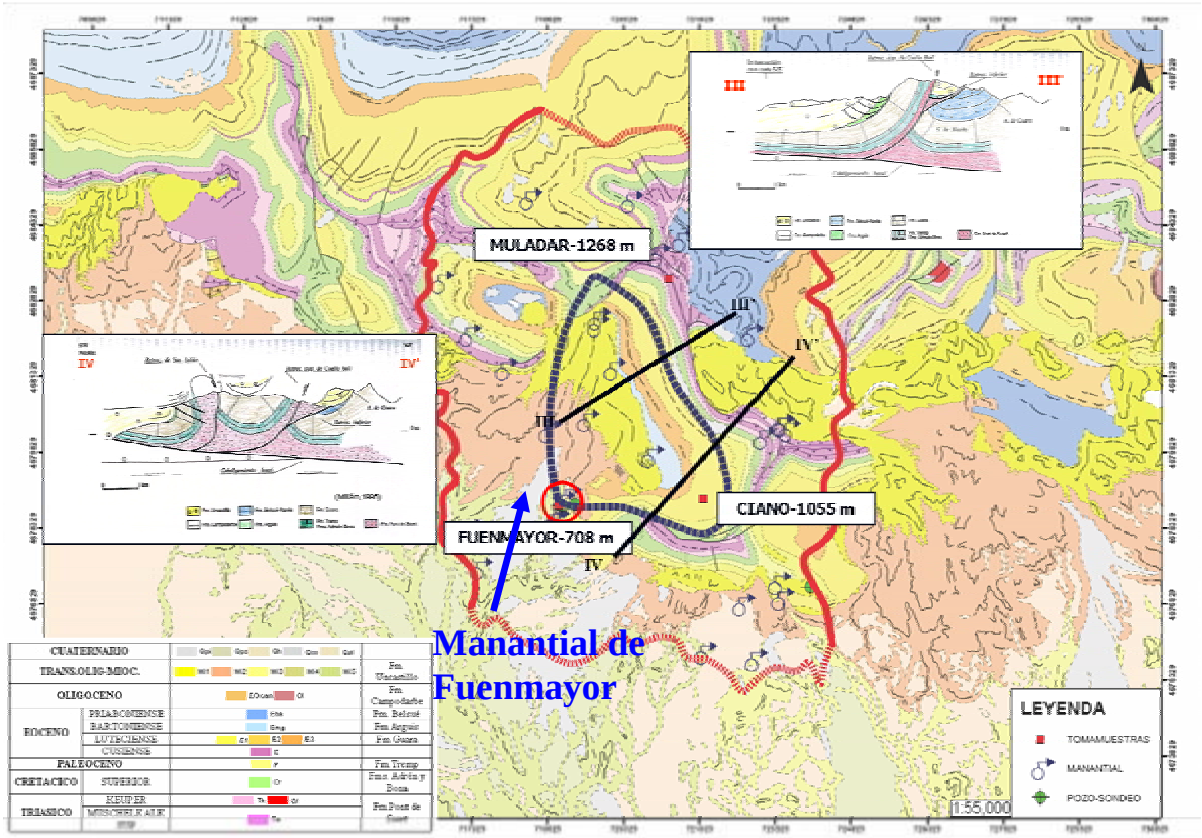


Figura 2. Mapa geológico del entorno de San Julián de Banzo con los límites definidos para este estudio y cortes geológicos de Millán, 1996.

Para este estudio se han diferenciado dos zonas principales de trabajo (Figura 2). La Zona 1 (línea azul) según los límites definidos por una primera hipótesis sobre la posible área de recarga del acuífero que drena el manantial de Fuenmayor (Cuchi et al, 2002). La Zona 2 (línea roja), más extensa y delimitada al este y al oeste, por dos ríos ganadores, Flumen y Guatizalema respectivamente. El límite coincide al norte con la divisoria de aguas superficial y al sur se ha establecido por la curva de nivel 680 m s.n.m, cota mínima de descarga en el manantial de Fuenmayor.

Uno de los puntos de agua más interesante de toda la Sierra de Guara es el manantial de Fuenmayor, situado en las inmediaciones de San Julián de Banzo (Huesca) y único punto de descarga del acuífero en estudio. Con un caudal mínimo de 40 L/s, máximo de 1500 L/s y un promedio de 80 L/s para el periodo comprendido entre abril 2002 y marzo 2005 (Cuchí et. al.,

2006a). Es importante destacar que este punto de agua ha servido como abastecimiento a la ciudad de Huesca en épocas de sequía. La información obtenida hasta el momento de este manantial, define al acuífero que drena Fuenmayor como un acuífero carbonatado-kárstico de doble porosidad, con una respuesta muy rápida a las precipitaciones y un caudal base relativamente constante (Figura 3).

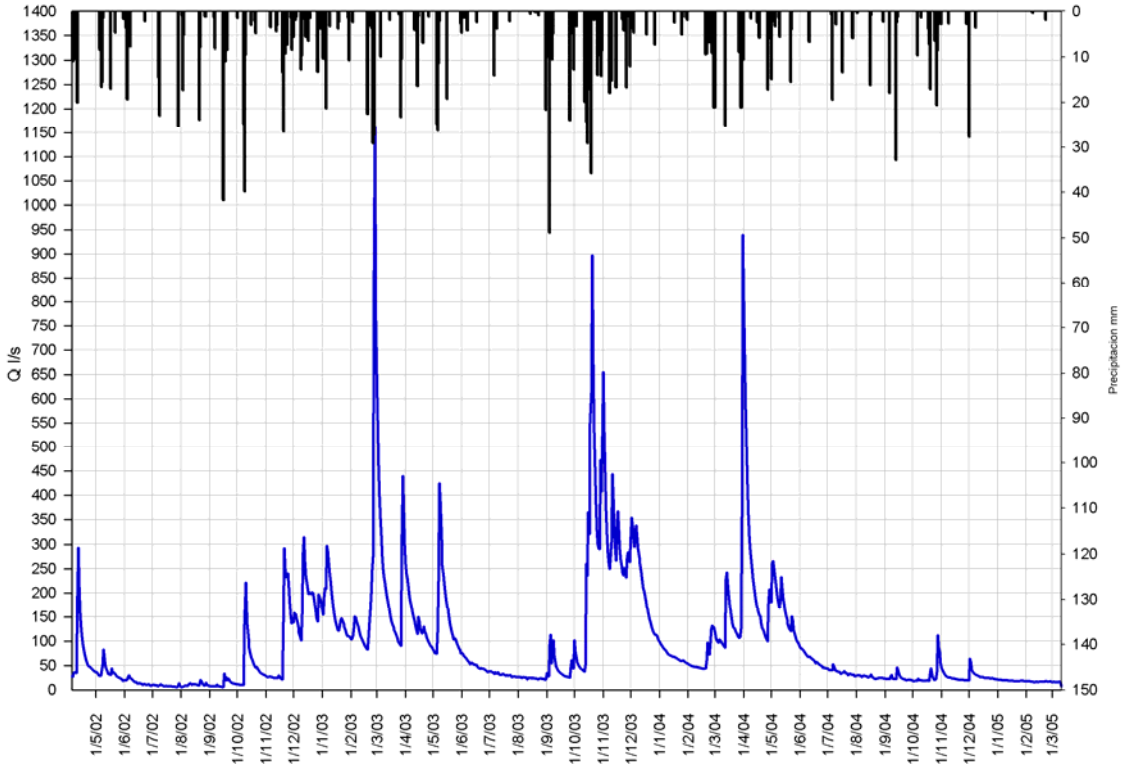


Figura 3. Hidrograma del manantial de Fuenmayor (modificado de Cuchí et. al., 2006a).

La información previa del inventario de puntos de agua se ha obtenido principalmente a partir de la base de datos de la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). Se ha llevado acabo la revisión y actualización de este inventario, recopilando toda la información previa y llevando a cabo dos campañas de muestreo en 2009 y 2010. Actualmente, existen un total de 32 puntos de agua, de los cuales 28 son manantiales, dos pozos y dos sondeos. El 90% de los puntos de agua inventariados son manantiales y drenan agua en verano, con unos caudales muy bajos, (entre 0,01-0,5 L/s en época de estiaje), a excepción del manantial de Fuenmayor (45 L/s en época de estiaje) y la zona del manantial de Liguerri (unos 30 L/s en época de estiaje por estimación visual).

RESULTADOS

La composición química de la precipitación pone de manifiesto el predominio de aguas bicarbonatadas cálcicas, coherente con la litología predominantemente de la Sierra de Guara. En general, se observa cómo la composición química de la precipitación no depende tanto de la cota de muestro sino de la época del año en la que se realiza dicho muestreo. Por otro lado, se observa una mayor mineralización en los análisis químicos muestreados en Ciano (1055 m) lo que se interpreta como debido a la situación de dicho tomamuestras sobre las calizas de la Formación Calizas de Guara

El estudio de la relación $\delta^{18}O$ versus $\delta^{2}H$ del agua de precipitación indica que, en general, la mayoría de los análisis presentan una composición isotópica cercana a la Línea Meteórica Mundial (LMM) (Figura 4). Las muestras tomadas durante los meses de septiembre y octubre coinciden con la LMM o se sitúan próximas a ella, en cambio las muestras tomadas entre junio y julio se encuentran más alejadas de la LMM, estando en algún caso evaporadas. Si se comparan los análisis del evento más completo, entre septiembre y octubre 2009 se comprueba que la composición isotópica está relacionada con la cota de muestreo. El tomamuestras de Fuenmayor (708 m), presenta una relación de $^{18}O/D$ mas pesada en comparación a los otros dos tomamuestras, Ciano (1055 m) y Muladar (1268 m).

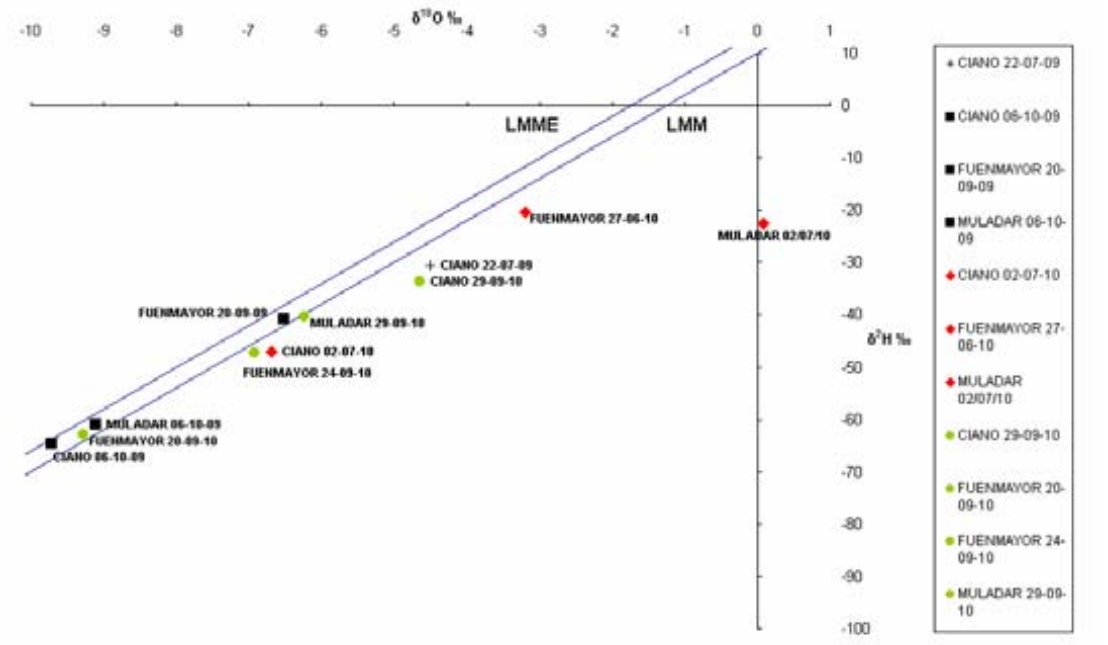


Figura 4. Relación $\delta^{18}O$ versus $\delta^{2}H$ en la precipitación (según tomamuestras y evento de lluvia.

La información en los puntos para los que se dispone de más de un análisis químico es muy escasa, a excepción del manantial de Fuenmayor. En general, estos resultados ponen de manifiesto una relativa homogeneidad hidrogeoquímica temporal, tratándose en general de aguas bicarbonatadas cálcicas y/o cálcico magnésicas. El manantial de Fuenmayor presenta una mayor concentración en bicarbonato y calcio, seguida por la concentración en magnesio y en menor proporción por la concentración en sulfato. La mayor variabilidad la presenta el sodio y principalmente el cloruro. La representación de las principales relaciones iónicas, $rHCO_3/rCa$, rMg/rCa, rSO_4/rCa y rCl/rNa parece indicar que el proceso dominante es la disolución de la calcita, con un exceso relativo de la concentración en Ca con respecto al Mg y el SO_4. La relación rCl/rNa parece indicar un proceso de disolución de halita.

Teniendo en cuenta los análisis químicos de aquellos puntos de agua en los que se conoce con seguridad el tipo de acuífero que drenan, se han diferenciado cuatro tipos principales de agua subterránea: bicarbonatada cálcica, bicarbonatada cálcico-magnésica, sulfatada cálcica y clorurada sódica. Estos tipos se han relacionado con los acuíferos existentes en la zona (Figura 5). Las Calizas de Guara presentan un agua bicarbonatada cálcica con una concentración relativamente alta en Mg y baja en Na, Cl y SO_4. Las calizas bioclásticas del Cretácico superior se caracterizan por presentar también una composición bicarbonatada cálcica con baja mineralización. Las calizas y dolomías de la Facies Muschelkalk (Triásico)

son bicarbonatadas cálcico-magnésicas con una relación rMg/rCa próxima a 1 y una concentración baja en Na y Cl.

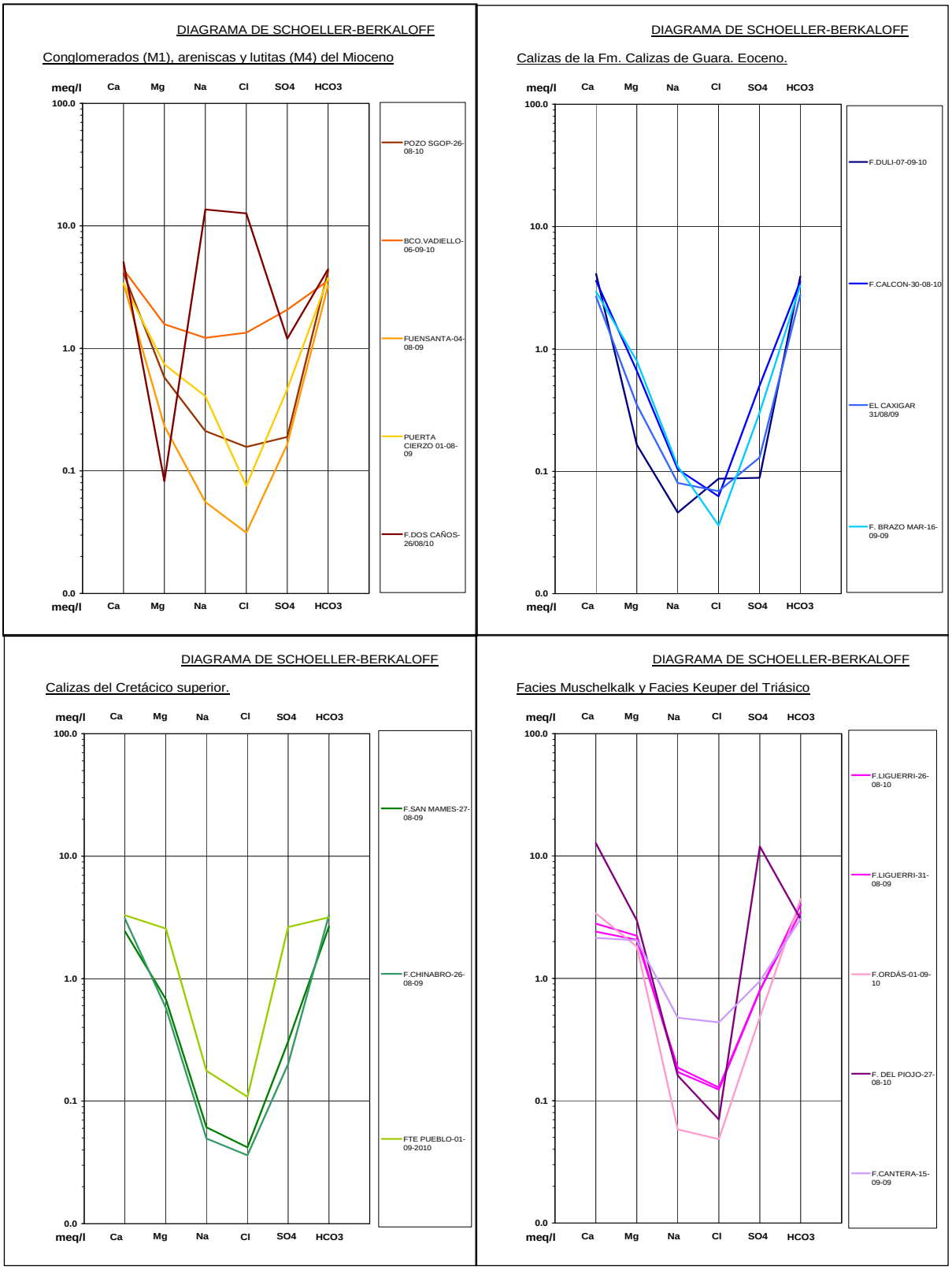


Figura 5. Análisis químicos de agua subterránea agrupados por acuíferos.

Uno de los manantiales muestreados (Fuente del Piojo) se puede considerar como representativo de las arcillas y los yesos del Keuper (Triásico) con una composición sulfatada cálcica, alta concentración en Mg pero baja en Cl y Na. Por último, el acuífero formado por los conglomerados masivos de la Formación Uncastillo (Mioceno) presenta un tipo de agua bicarbonatada cálcica con una importante variabilidad en la concentración de Mg, Na, Cl y SO_4, a excepción de un análisis con una composición clorurada sódica (Figura 5).

Las relaciones iónicas $rHCO_3/rCa$, rMg/rCa, rSO_4/rCa y rCl/rNa permiten deducir los principales procesos hidrogeoquímicos que se producen en cada uno de los acuíferos. Para las Calizas de Guara (Eoceno) y calizas del Cretácico superior el proceso dominante es la disolución de calcita. El acuífero de las calizas y dolomías de la Facies Muschelkalk parece indicar disolución de dolomita. En la muestra de agua representativa de las arcillas y yesos de la Facies Keuper (Triásico) el proceso dominante es la disolución de yeso y/o anhidrita. Por otra parte, en los conglomerados carbonatados de la Formación Uncastillo es probable que se produzcan todos los procesos hidrogeoquímicos definidos anteriormente, además de una posible disolución de halita.

La comparación de los principales tipos de agua subterránea con la composición química del manantial de Fuenmayor permite concluir que las relaciones iónicas obtenidas para las Calizas de Guara, calizas del Cretácico superior y en menor proporción, conglomerados del Mioceno, coinciden con las relaciones iónicas obtenidas en el manantial de Fuenmayor. No parece que exista, sin embargo, ninguna relación con las calizas y dolomías de la Facies Muschelkalk (Triásico) ni con las arcillas y yesos de la Facies Keuper (Triásico).

El estudio de la relación $\delta^{18}O$ versus $\delta^{2}H$ de todos los puntos analizados en verano de 2010 se representa en la Figura 6.

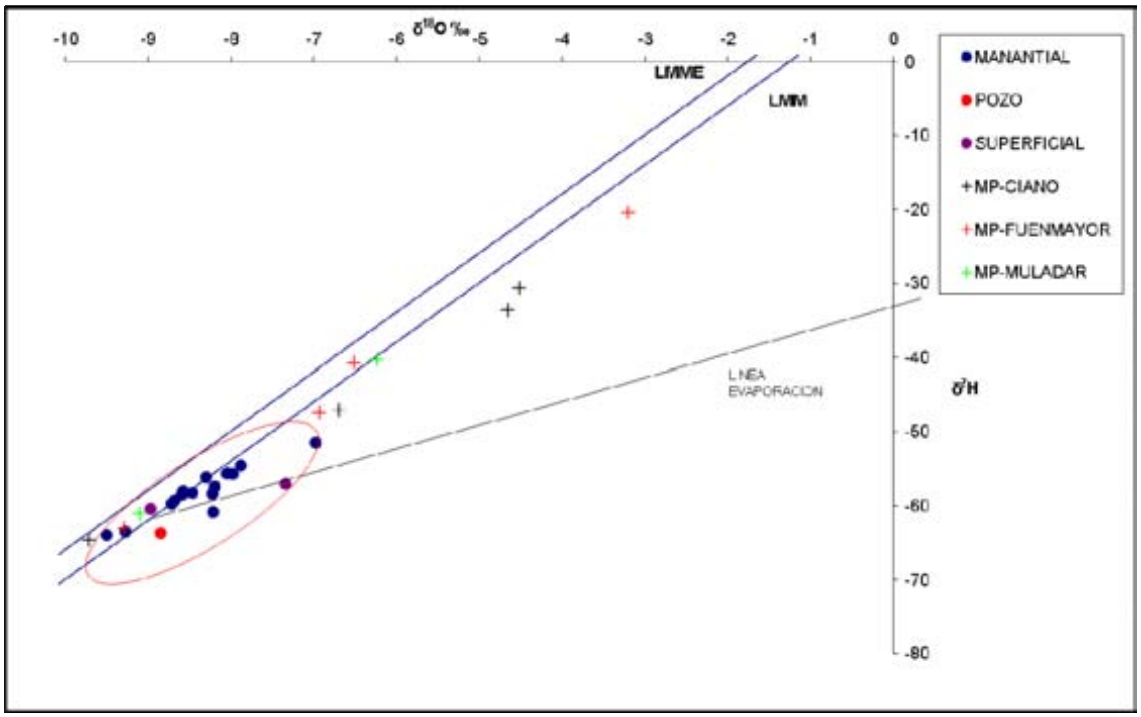


Figura 6. Relación $\delta^{18}O$ versus $\delta^{2}H$ en la precipitación y en las aguas subterráneas (según punto de muestreo).

Se observa una composición isotópica bastante homogénea y próxima a la LMM y LMME, aunque se pueden establecer dos grandes grupos de agua teniendo en cuenta su mayor o menor proximidad a la LMM: 1) manantiales con una composición muy próxima la LMM, con una cota de descarga comprendida entre los 1000-1200 m de altitud y con un tipo de agua bicarbonatada cálcica y bicarbonatada cálcico-magnésica (en el que se incluiría el manantial de Fuenmayor) y 2) manantiales más alejados de la LMM con una cota de descarga entre 800-900 m de altitud y con una composición más sulfatada cálcica.

CONCLUSIONES

El agua de precipitación se caracteriza por ser bicarbonatada cálcica, coherente con el predominio de las litologías carbonatadas a lo largo de la Sierra de Guara. La composición isotópica de la precipitación es muy próxima a la LMM, poniendo de manifiesto del predominio de frentes de origen atlántico.

La caracterización hidrogeoquímica regional del agua subterránea ha permitido diferenciar cuatro tipos principales de agua: 1) Bicarbonatada cálcica, representativa de los acuíferos formados por los conglomerados del Mioceno, las Calizas de Guara del Eoceno y las calizas de la Formación Adraén-Bona del Cretácico superior. 2) Bicarbonatada cálcica magnésica, característica de las facies Muschelkalk (Triásico). 3) Sulfatada cálcica, representativa de las arcillas y yesos de la facies Keuper (Triásico) y 4) Clorurada sódica, representativa de algunos análisis puntuales tomados en los conglomerados del Mioceno.

La caracterización isotópica regional parece indicar que el agua subterránea presenta una composición isotópica muy próxima a la precipitación, no pareciendo haber sufrido ningún proceso modificador durante la recarga. Los acuíferos que drenan un tipo de agua sulfatada cálcica y clorurada sódica, con una cota de descarga entre 800-900 m de altitud presentan una composición isotópica mas alejada de la LMM.

El estudio de las relaciones iónicas principales parecen poner de manifiesto que el manantial de Fuenmayor puede estar drenando un acuífero formado por las Calizas de Guara y/o por las calizas del Cretácico superior y/o por los conglomerados del Mioceno, no pareciendo existir relación con los acuíferos del Triásico. El agua que recarga el acuífero que drena el manantial de Fuenmayor presenta una composición isotópica igual o muy próxima a a la precipitación, lo que podría indicar una rápida infiltración coherente con un desarrollo kárstico importante en el acuífero, lo cual resulta coherente a su vez con la rápida respuesta del manantial frente a la lluvia.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la ayuda de Ricardo Fortuño para muestrear y tomar medidas in situ del manantial de Fuenmayor. Agradecemos a Antonio Azcón (IGME) por sus continuas sugerencias sobre hidrogeología, su ingenio y su colaboración en campo.

REFERENCIAS

Cuchí, J.A., Villarroel, J.L. Y Manso, J.A. (2002). *Características del manantial de Fuenmayor (San Julián de Banzo, Huesca)*. Geogaceta, 31, 75-78.

Cuchí, J.A., Villarroel, J.L., Carceller, T., y Azcón A. (2006a). *Comportamiento del manantial de Fuenmayor (San Julián de Banzo, Huesca) durante la sequía de 2005*. En : Durán, J.J., Andreo, B. y Carrasco, F. (Eds.). Karst, cambio climático y aguas subterráneas. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas Nº 18. 135-143. Madrid.

Cuchí, J.A. (2006b). *Geología y geomorfología.* En: Comarca de la Hoya de Huesca. Colección Territorio 22. Diputación General de Aragón. Gobierno de Aragón. Castán, A. (editor) 27-32 p.

Millán, H. (1996). *Estructura y cinemática del frente de cabalgamiento surpirenaico en las Sierras Exteriores Aragonesas*. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza. 330 p. 3 mapas.

Villarroel, J.L. y Cuchí, J.A. (2004). *Estudio cualitativo de la respuesta, de mayo 2002 a abril 2003, del manantial kárstico de Fuenmayor (San Julián de Banzo, Huesca) a la lluvia y a la temperatura atmosférica*. Boletín Geológico y Minero, 115 (2): 237-246.

Villarroel, J.L. y Cuchí, J.A. (2002). *Análisis de respuesta de Fuenmayor (San Julián de Banzo, Huesca). Primeros resultados*. Geogaceta, (31): 71-74.

2.4.4. CARACTERIZACIÓN HIDROGEOQUÍMICA E ISOTÓPICA PRELIMINAR DE LAS LAGUNAS DE ESTAÑA (HUESCA, ESPAÑA)

Cristina PÉREZ* y Luis Javier LAMBÁN*

(*) Instituto Geológico y Minero de España (Unidad de Zaragoza). Manuel Lasala, 44, 9ºB. 50006 Zaragoza. c.perez@igme.es ; javier.lamban@igme.es

RESUMEN

El área de estudio conocida como las Lagunas de Estaña se sitúa en las Sierras Marginales Pirenaicas y constituye un humedal formado por una serie de lagunas naturales localizadas sobre materiales evaporíticos, arcillosos y carbonatados del Triásico. En este trabajo se presentan los resultados obtenidos de una primera caracterización hidrogeoquímica e isotópica ($\delta^{18}O$, $\delta^{2}H$ y ^{3}H) tanto de la precipitación como de las Lagunas de Estaña. Dicha caracterización ha permitido diferenciar los principales tipos de agua subterránea, así como deducir cualitativamente los procesos hidrogeoquímicos dominantes. El Estanque Pequeño de Arriba presenta una composición sulfatada-bicarbonatada cálcica poco mineralizada. En el Estanque Grande de Abajo la composición del agua es sulfatada cálcica, manteniéndose constante tanto en profundidad como en el tiempo. Los perfiles multiparamétricos realizados (CE, Tª, pH, Eh, OD, $\delta^{18}O$...) confirman su carácter monomíctico, con una estratificación del agua entre los meses de marzo a octubre y una termoclina entorno a los 6 m de profundidad.

Palabras clave: *karst, hidrogeoquímica, isótopos, humedal, Lagunas de Estaña*

INTRODUCCIÓN

El área de estudio, conocida como las Lagunas de Estaña, se localiza al sur de los Pirineos (Norte de España) (Figura 1). Se incluye en la Red Europea de Protección de Zonas Naturales Natura 2000 como "Lugar de Importancia Comunitaria (LIC)". A pesar de su reconocimiento medioambiental, su funcionamiento y límites hidrogeológicos no han sido estudiados previamente. Se trata de una serie de lagos salobres naturales, con lámina de agua permanente y origen kárstico. Se sitúan en una cuenca cerrada en la que los carbonatos y las evaporitas son las litologías dominantes, en un área tectónicamente muy compleja, sin información subsuperficial

Las Lagunas de Estaña presentan un notable interés tanto hidrogeológico como ecológico y se ubican sobre materiales triásicos karstificados, tanto carbonáticos de las facies Muschelkalk, como evaporíticos y arcillosos del Triásico (IGME, 1994, 1995, 2007), que afloran como bloques hectométricos aislados, donde pueden encontrarse los materiales del

Muschelkalk en contacto mecánico o por falla con el Triásico (Pérez-Bielsa et al., 2008) (Figura 1). Se diferencian dos lagunas principales, una superior (Estanque de Arriba) y otra, situada a una cota inferior (Estanque Grande de Abajo) y de mayores dimensiones (unos 680 x 270 m). Esta presenta paredes verticales y un umbral central que la divide en dos cubetas independientes con profundidades máximas actuales de 10 y 17 m (Pérez-Bielsa y Lambán, 2008), aunque existe constancia histórica de que las mismas han presentado una extensión mayor que la actual (Morellón *et al*., 2007). Se interpreta que proceden de procesos de disolución que afectan a los materiales salinos del Triásico, dando lugar a las lagunas a partir de dolinas de colapso (López-Vicente, 2007). La contaminación difusa por sustancias fitosanitarias de actividades agrícolas y puntual por actividades ganaderas, son las principales presiones a las que se encuentran expuestas, incrementando la posibilidad de contaminación por nitratos y/o metales pesados.

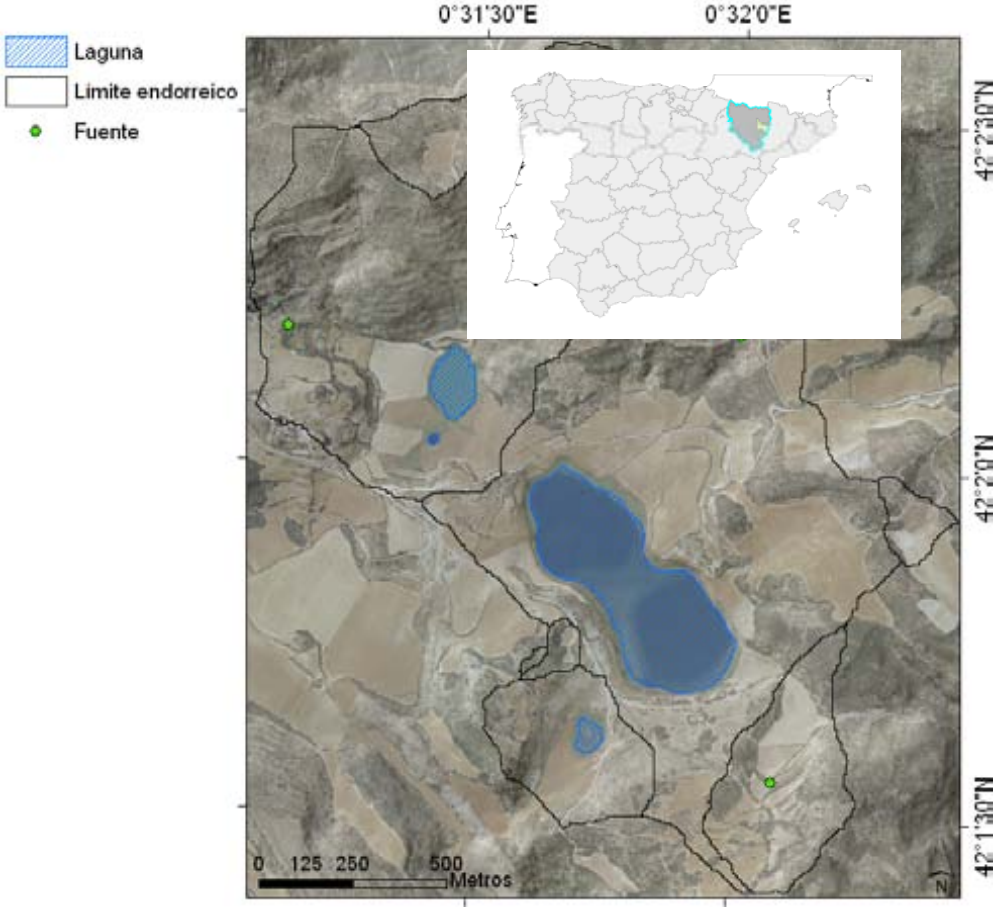


Figura 1. Situación de las Lagunas de Estaña (Huesca).

CARACTERIZACIÓN HIDROGEOQUÍMICA E ISOTÓPICA

Caracterización hidrogeoquímica e isotópica de la precipitación

A partir de la instalación de cinco tomamuestras de agua de lluvia a diferentes cotas se ha obtenido una buena representatividad espacial y temporal. Los resultados que se recogen en la Tabla 1 corresponden a las muestras pertenecientes al periodo comprendido entre septiembre de 2007 y mayo de 2008.

La representación y análisis de los datos obtenidos pone de manifiesto la existencia de una importante variabilidad composicional tanto a nivel espacial como temporal, siendo menos mineralizadas las aguas correspondientes a invierno, de acuerdo con lo esperado. En general, las facies hidroquímicas varían entre bicarbonatadas cálcicas y sulfatadas cálcicas, coherentes con los materiales aflorantes en el área de recarga.

	Cl	SO4	HCO3	NO3	Na	Mg	Ca	K	NO2	NH4	SIO2	pH	CE	RS	DQO
T1-AERÓDROMO	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		(µS/cm)		
MEDIA	1,3	3,0	4,7	1,3	0,2	0,9	2,3	0,1	0,6	0,2	2,9	6,8	18,7	21,0	3,7
MEDIANA	1,0	2,0	4,0	1,0	0,0	1,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,1	7,0	13,0	24,0	4,0
DESV. TIPICA	0,8	2,9	2,9	1,0	0,3	0,2	2,2	0,3	1,5	0,5	5,0	0,6	11,5	7,9	1,6
T2-PURROY															
MEDIA	1,3	6,8	10,5	3,0	0,3	1.4	5.7	0.1	0,0	0,0	0,5	6,5	37,9	31,7	3,2
MEDIANA	1,0	3,0	5,0	3,0	0,0	1.0	3.0	0,0	0,0	0,0	0,1	6,6	24,0	20,0	2,8
DESV. TIPICA	0,6	8,4	14,7	3,1	0,6	0.5	8.5	0,3	0,0	0,1	1,3	0,3	39,9	29,4	1,8
T3-SAN QUILEZ															
MEDIA	2,7	8,7	23,3	3,0	1.5	1,2	10,5	1,2	0,0	0,2	0,6	6,2	67,3	57,8	9,8
MEDIANA	1,5	6,0	6,5	0,0	0,6	1,0	4,5	0,0	0,0	0,0	0,1	6,5	34,5	31,0	6,1
DESV. ESTANDAR	2,7	8,9	40,8	6,9	2,1	0,4	16,2	2,8	0,0	0.5	1,3	0,8	95,9	73,7	9,9
T4-MOLAR															
MEDIA	1,0	2,5	3,8	2,4	0,2	1,1	1,6	0,0	0,0	0,2	0,1	6,2	14,6	14,8	4,2
MEDIANA	1,0	1,5	3,5	1,5	0,0	1,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,1	6,2	12,5	14,0	4,0
DESV. TIPICA	0,0	2,7	2,2	3,6	0,3	0,4	1,1	0,1	0,0	0.4	0,0	0,5	7,8	4,9	2,8
T5-LAGUNA															
MEDIA	3,0	9,6	9,9	1,7	0,6	1,6	6,3	2,0	0,0	0,3	0,6	5,8	52,4	39,9	2,4
MEDIANA	1,0	6,0	8,0	1,0	0,0	1,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,1	6,1	32,0	24,0	1,7
DESV. TIPICA	5,3	10,0	5,8	1,7	1,4	0,8	5,9	5.2	0,0	0,7	1,1	0,7	63,0	47,4	1,8

Tabla 1. Parámetros estadísticos (media, mediana y desviación típica) de la composición química de la precipitación para cada estación entre septiembre de 2007 y mayo de 2008.

Para la caracterización isotópica de la precipitación, se ha analizado la relación $\delta^{18}O$ y $\delta^{2}H$ con respecto al VSMOW ‰ (Figura 2), observándose de nuevo una gran variabilidad en su composición. Las aguas correspondientes a los meses de enero a abril son más ligeras.

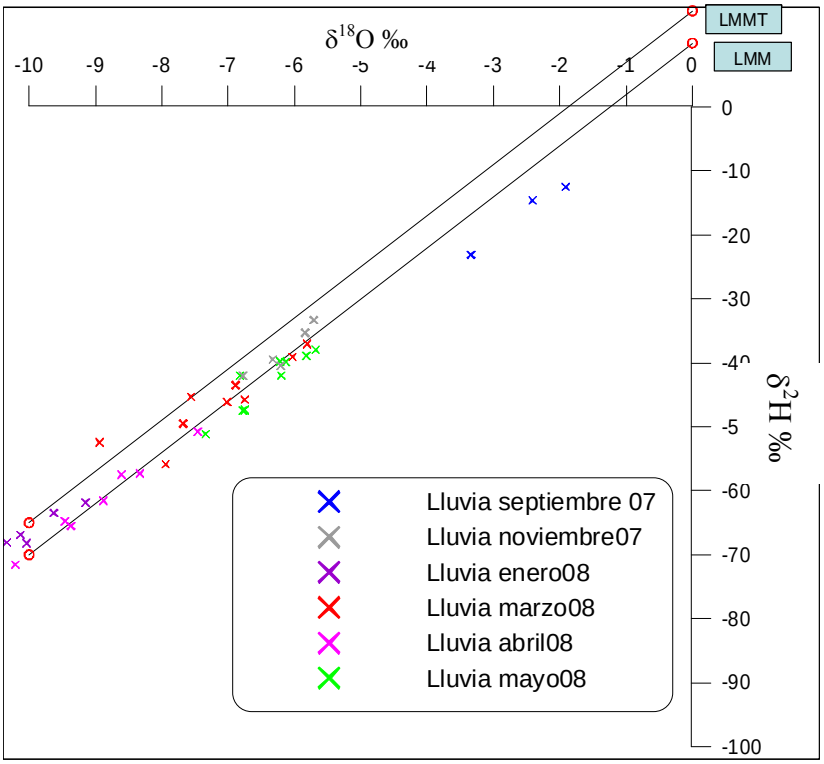


Figura 2. Relación $\delta^{18}O$ versus $\delta^{2}H$ para diferentes eventos de precipitación (2007-2008).

En general todas las muestras obtenidas hasta el momento de ajustan a la Línea Meteórica Media Mundial. Los valores de *d* varían entre 10-14%, indicando un origen predominantemente Atlántico, y en menor proporción Mediterráneo Occidental. En algunos casos se han encontrado valores de *d* menores a 10‰, que se supone son debidos a fraccionamiento isotópico por evaporación en los tomamuestras.

Caracterización hidroquímica e isotópica de las Lagunas de Estaña

Se ha observado una composición sulfatada cálcica en el Estanque Grande de Abajo, que se mantiene constante tanto en profundidad como en el tiempo (Figura 3 y Tabla 2). El Estanque Pequeño de Arriba presenta una composición sulfatada-bicarbonatada cálcica menos mineralizada. Se han realizado perfiles de CE, temperatura (T), pH, Eh, Oxigeno Disuelto (OD) y del contenido en $\delta^{18}O$ tanto en el Estanque Grande de Abajo como en el Estanque Pequeño de Arriba. Se han representado los perfiles obtenidos en verano de 2008 (Figura .4), confirmando el carácter monomíctico del Estanque Grande (Ávila et al., 1984), que sufre una estratificación entre los meses de marzo a octubre con una termoclina en torno a los 6 m que se ver reflejada en el descenso brusco de la temperatura.

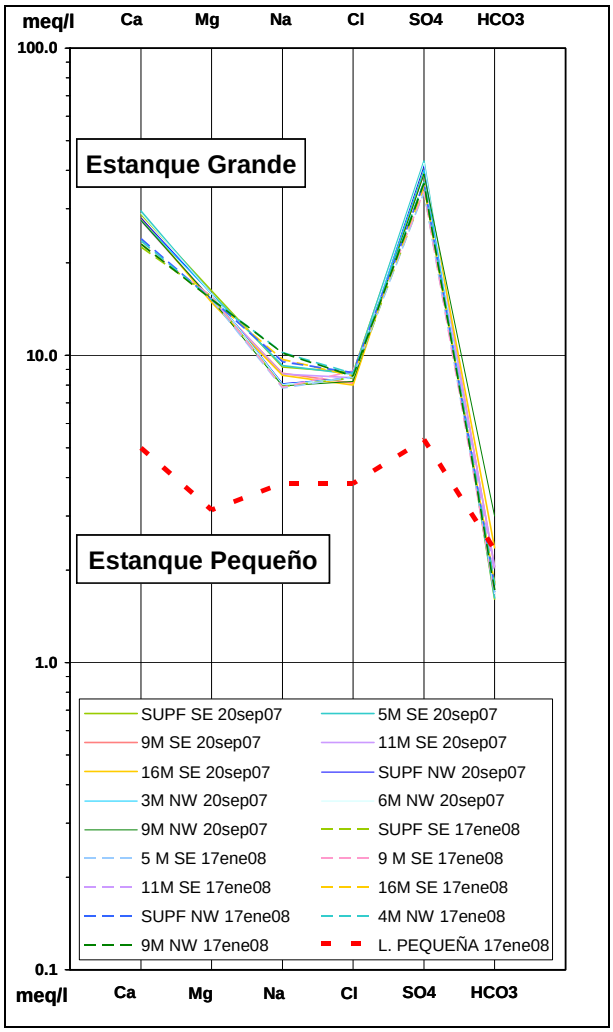


Figura 3. Diagrama de Schöeller-Berkaloff mostrando la composición química del Estanque Grande y del Estanque Pequeño de Estaña. En el Estanque Grande se presentan los análisis químicos para diferentes profundidades y fechas.

	Cl	SO_4	HCO_3	NO_3	Na	Mg	Ca	K	NO_2	NH_4	SIO_2	pH	CE	RS	DQO
ESTANQUE GRANDE	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)		(µS/cm)		
MEDIA	302,5	1833,5	114,7	1,4	202,2	186,8	516,9	20,6	0,2	0,9	5,8	7,0	4679,9	3430,1	6,9
MEDIANA	302,2	1851,8	108,5	1,0	200,5	184,0	533,5	20,8	0,0	0,4	6,0	6,9	4684,0	3407,5	6,9
DESV. TIPICA	8,7	142,5	21,2	1,7	19,3	4,4	51,9	1,7	0,5	1,1	1,4	0,2	72,5	75,4	1,0
ESTANQUE PEQUEÑO															
MEDIA	133,0	275,5	123,5	3,5	86,0	39,0	101,0	5,0	0,0	0,0	10,9	7,3	1009,0	745,5	1,5
MEDIANA	133,0	275,5	123,5	3,5	86,0	39,0	101,0	5,0	0,0	0,0	10,9	7,3	1009,0	745,5	1,5
DESV. TIPICA	4,2	29,0	26,2	0,7	2,8	1,4	1,4	0,0	0,0	0,0	5,5	0,0	2,8	10,6	0,1

Tabla 2. Parámetros estadísticos (media, mediana y desviación típica) de la composición química de las lagunas entre 2007 y 2008.

En general, se observa como la CE se mantiene constante a lo largo de todo el perfil, mientras que tanto la T como el pH sufren un descenso brusco a partir de los 6 m de profundidad. Tanto el OD como el Eh se mantienen invariables de nuevo hasta los 6 m, donde se observa un incremento en ambos parámetros, para volver a disminuir bruscamente a partir de unos 10 m de profundidad. Es importante destacar la existencia de condiciones anóxicas en profundidad. En el perfil de $\delta^{18}O$, se observa que tanto en la zona próxima a la superficie, como entorno a la termoclina el agua se hace ligeramente más pesada.

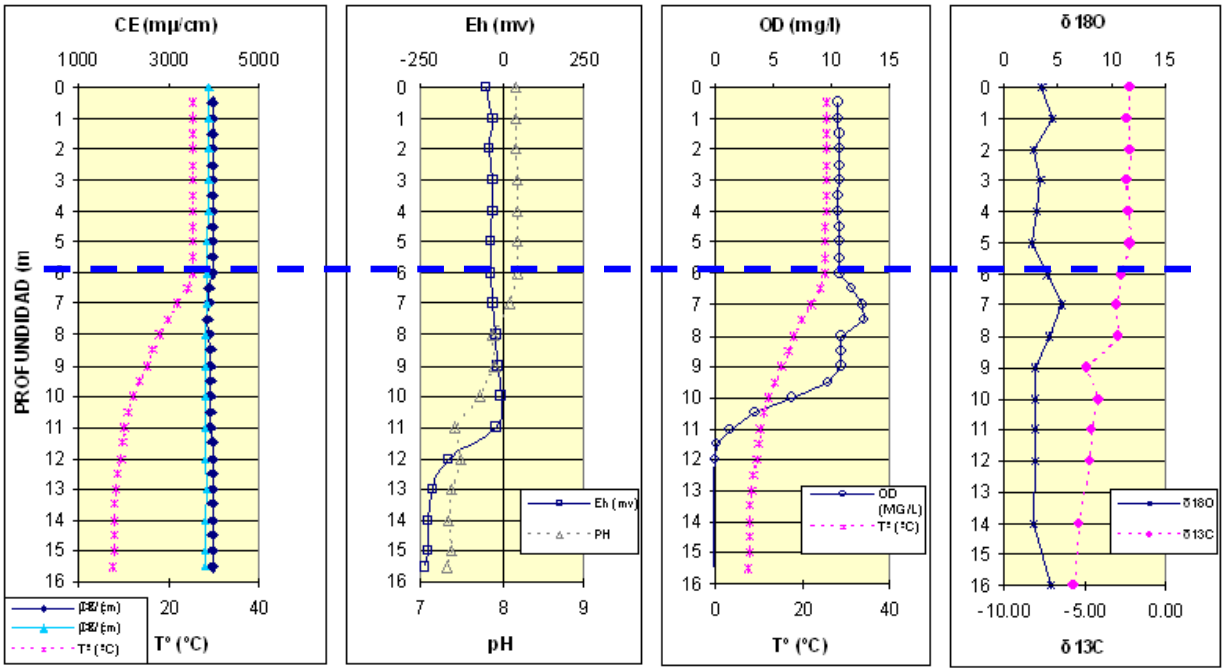


Figura 8. Perfiles realizados en el Estanque Grande de Abajo (agosto 2008) a) CE-Tª, b) Eh-pH, c) OD-Tª d) $\delta^{18}O$.

Con respecto al estudio de la relación $\delta^{18}O$ versus $\delta^{2}H$ en las Lagunas de Estaña (Figura 9), se observa como ambas lagunas se encuentran claramente evaporadas con respecto a las aguas subterráneas del Sinclinal de Estopiñan. Esta evaporación es mayor en el Estanque Grande de Arriba con respecto al Estanque Pequeño de Abajo y dentro del Estanque Grande, es mayor en superficie que en profundidad.

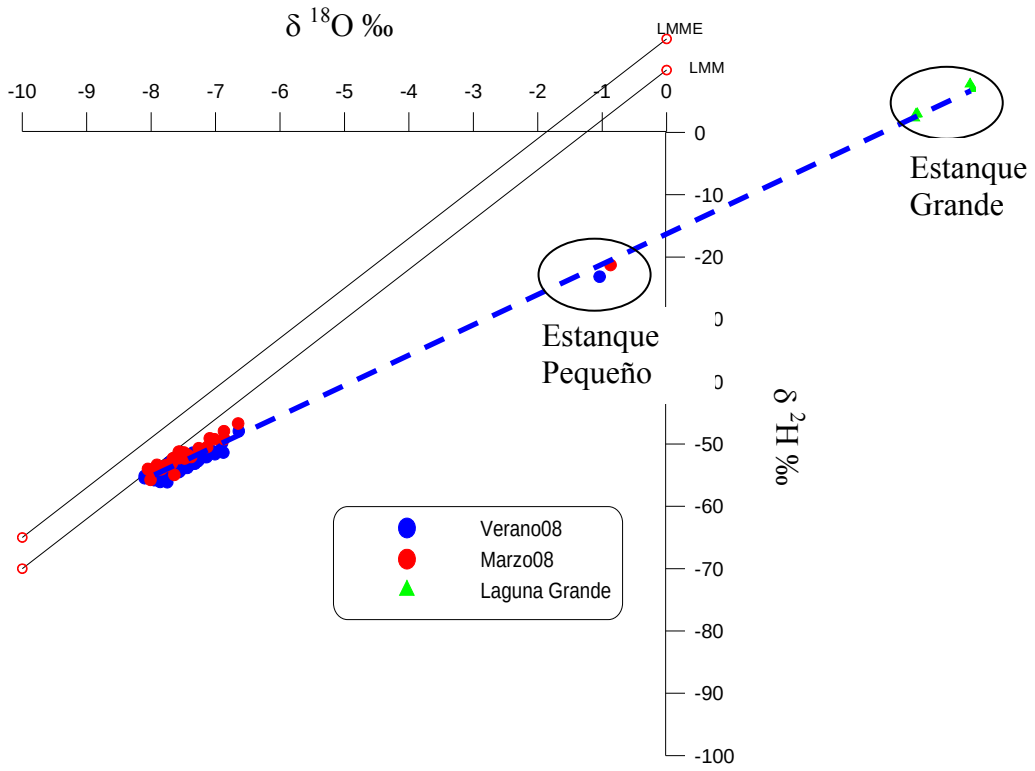


Figura 9. Relación $\delta^{18}O$ versus $\delta^{2}H$ en las Lagunas de Estaña (2007-2008).

Por último, si se tiene en cuenta el contenido en tritio correspondiente a una campaña realizada durante el verano del 2007, se observa que el Estanque Grande de Abajo presenta un contenido de 5.7 UT, mientras que en el Estanque Pequeño de arriba es de 7.39 UT. Ambos valores resultan coincidentes con el muestreado para la precipitación durante el mismo periodo de tiempo (entre 4 y 8 UT), lo que parece indicar un tiempo de tránsito relativamente rápido del agua por el acuífero. Así mismo, las diferencias obtenidas entre ambas lagunas podrían indicar una desconexión hidráulica entre ambas, además de un tiempo de transito superior en la Laguna Grande. No obstante, las diferencias no son suficientemente significativas como para confirmarlo.

CONCLUSIONES

El estudio hidroquímico e isotópico realizado contribuye a mejorar el conocimiento del funcionamiento hidrogeológico las Lagunas de Estaña. La composición química de la precipitación resulta coherente con los materiales aflorantes en el área de recarga. Con respecto a su composición isotópica, todas las muestras obtenidas hasta el momento (campañas 2007 y 2008) se ajustan a la Línea Meteórica Media Mundial. Los valores de *d* varían entre 10-14%, indicando un origen predominantemente Atlántico, y en menor proporción Mediterráneo Occidental

En el Estanque Grande de Abajo predominan las aguas sulfatadas cálcicas, tanto en profundidad como en el tiempo, lo que se interpreta como debido a la disolución de los materiales evaporíticos (yesos) del Triásico. El Estanque Pequeño de Arriba presenta una composición bicarbonatada-sulfatada cálcica, lo que se interpreta como debido a la mayor cercanía de los materiales carbonatados del Trías. Los perfiles realizados en el Estanque

Grande, confirman su carácter monomíctico y ponen de manifiesto una importante homogeneidad química tanto temporal como en profundidad, mientras que en los perfiles realizados en verano, durante el periodo de estratificación de sus aguas, se observan variaciones importantes tanto en el contenido de oxígeno disuelto como en el Eh. Además, el bajo grado de mineralización del agua en las lagunas y la estabilidad de la concentración en sales en profundidad, parece indicar la existencia de una importante renovación del agua en las lagunas seguramente relacionada con las aguas subterráneas. Por último, la composición isotópica de las Lagunas de Estaña pone de manifiesto una evaporación más importante en el Estaque Grande de Abajo que en el Estanque Pequeño de Arriba así como un tiempo de tránsito relativamente rápido del agua por el acuífero

REFERENCIAS

Ávila A, Burrel A, Domingo A, Fernández E, Godall J, Llopart JM (1984). *Limnología del Lago Grande de Estanya (Huesca).* Oecología aquatica 7: 3-24.

CHE 2002. *Estudio de recursos hídricos subterráneos de los acuíferos de la margen izquierda de la cuenca del Ebro. Zona oriental. Litera Alta (09.304)* (Documento interno).

CHE 2005. *Implantación de la Directiva Marco del agua. Caracterización de la demarcación y registro de zonas protegidas.* CHE- MIMAN. 247 p

Jiménez-Martínez, J. y Custodio, E. 2008. *El exceso de deuterio en la lluvia y en la recarga a los acuíferos en el área circum-mediterránea y en la costa mediterránea española.* Boletín Geológico y Minero. Monográfico Iberoamericano. AIH-IGME-UNESCO. 21p.

IGME 1994. Mapa Geológico de España (E. 1:50000), Fonz (288). 89p.

IGME 1995. Mapa Geológico de España (E. 1:50000), Benabarre (289). 191p.

IGME 2007. Mapa Geológico de España (E. 1:50000), Os de Balaguer (327). 113p.

López-Vicente, J.M. 2007. Erosión y *redistribución del Suelo en agroecosistemas mediterráneos: Modelización predictiva mediante SIG y validación con ^{137}Cs (Cuenca de Estaña, Pirineo Central).* Tesis Doctoral Univ. Zaragoza-CSIC.

Morellón, M., Blas Valero-Garces, Ana Moreno, Penélope González-Sampériz, Pilar Mata, Oscar Romero, Melchor Maestro, Ana Navas. 2008. *Holocene palaeohydrology and climate variability in northeastern Spain: The sedimentary record of Lake Estanya (Pre-Pyrenean range).* Quaternary International, (181): 15-31.

Pérez-Bielsa, C y Lambán, L. J. 2008. P*rimeros resultados sobre el funcionamiento hidrogeológico de las Lagunas de Estaña y su relación con el acuífero de Estopiñán. (Huesca, España).* 6ª Asamblea Hispano Portuguesa de Geodesia y Geofísica. Tomar, Portugal: 77-78.

Pérez-Bielsa, C., Ramajo, J. y Lambán, L. J. 2008. *Marco geológico e hidrogeológico de las Lagunas de Estaña (Huesca, España).* VII Congreso Geológico de España, Las Palmas de Gran Canaria. Geo-temas 10, 2008. p.252. ISSN: 1567-5172.

2.5. GESTIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

ÍNDICE

2.5.1. LA GESTIÓN TÉCNICA Y LA GOBERNANZA DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Andrés SAHUQUILLO HERRÁIZ*

(*) Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad Politécnica de Valencia. Camino de Vera, s/n. 46071 Valencia. asahuq@hma.upv.es
Real Academia de Ciencias

RESUMEN

El coste relativamente pequeño de la explotación de las aguas subterráneas y su ubicuidad en amplias zonas, las hacen muy adecuadas para su explotación. Otros atributos importantes de los acuíferos son su gran capacidad de almacenamiento y el gran volumen de agua que suelen contener, con frecuencia cientos de veces mayor que su recarga media anual o que el almacenamientos de los grandes embalses. Esto hace que, si se operan adecuadamente, los acuíferos puedan jugar un papel muy importante como elementos de almacenamiento y distribución de agua en sistemas de recursos hidráulicos, al ser estos atributos complementarios con los de las componentes superficiales; embalses, canales, acueductos y sistemas de distribución de agua. La explotación de las aguas subterráneas produce descensos en los niveles piezométricos y en los caudales de ríos y manantiales e influye en los humedales, y pueden afectar negativamente la calidad del agua. Efectos que son importantes cuando esta explotación es intensa y prolongada afectando también la disponibilidad de otros usuarios al ser limitados los recursos a explotar y los volúmenes almacenados en los acuíferos.

Tanto para su utilización conjunta con las aguas superficiales, como si se utilizan de forma separada de estas requieren una gestión adecuada. La gestión de las aguas subterráneas tiene dos aspectos fundamentales e inexcusables. El primero es el de la gobernanza de la explotación de los acuíferos en las que intervienen cientos o miles de interesados, y la segunda la necesidad de mantener la calidad del agua y protegerlos de la contaminación, de mantener las redes adecuadas de observación y control y de mejorar progresivamente el conocimiento de los acuíferos para poder predecir su comportamiento ante alternativas más estrictas de utilización de sus recursos.

INTRODUCCIÓN

A lo largo de todo el siglo pasado ha aumentado la utilización de las aguas subterráneas en todo el mundo, tanto para abastecimiento urbano como para el riego, en particular en los

últimos decenios del siglo. El uso intensivo del agua subterránea empezó hace unos 100 años en los Estados Unidos, fundamentalmente en California, hace 50 en áreas semiáridas de Méjico, España, Australia y Norte de Brasil, y hace unas décadas en Pakistán, India, China y el Oriente Próximo, en la mayoría de los casos con poca experiencia de gestión (Custodio 2007). En los países desarrollados la utilización del agua subterránea para usos urbanos es muy importante. Supera el 50% en los Estados Unidos y al 70% en muchos países de Europa. Algunas de las ciudades más pobladas del mundo desarrollado y en desarrollo desde Calcuta y México a Paris y Londres se abastecen con aguas subterráneas y más de un tercio de los habitantes de Nueva York se suministran del acuífero que hay bajo sus pies en Long Island. El riego con aguas subterráneas supera el 50% en la mayoría de los estados del Oeste de EE.UU. En España se riegan con ellas un millón de hectáreas. En el Sureste de Asia, el norte de China y otros países, entre los que está México, se ha producido un aumento espectacular del riego con aguas subterráneas, (Llamas y Custodio 2003), en un proceso que se ha denominado revolución silenciosa por haberse realizado por los agricultores pobres de esos países, sin apenas control ni ayuda técnica de las agencias de agua, ni subvenciones del estado o de organismos estatales (Llamas 2005; Llamas y Martínez Santos 2005; Fornés et al 2005). En todo el mundo se riegan cerca de 130 millones de hectáreas con aguas subterráneas, tanto de productos agrícolas de gran valor, como es el caso de las áreas mediterráneas españolas, o de productos más básicos en países menos desarrollados que han proporcionado grandes beneficios a sus usuarios y han contribuido a erradicar o mitigar la pobreza en muchas áreas (Llamas y Custodio 2003). La disminución del precio del arroz y el grano, que bajó a un tercio y a la mitad respectivamente entre la década de 1960 y la de 1990, además de a los avances agronómicos se debe a la posibilidad de disponer de agua barata y segura en el Sureste de Asia (Giordano y Villholth, 2007). La India, donde se riegan casi 50 millones de hectáreas con aguas subterráneas y se extraen más de 200 km^3 de agua al año, en comparación con los 17 millones que se riegan con aguas superficiales, ha pasado a ser un exportador importante de alimentos (Dains y Pawar 1987; Dhawan 1995; Llamas y Martínez Cortina 2002), y Bangla Desh ha conseguido recientemente su autoabastecimiento de productos agrarios, aunque en este último país los avances en cuanto al abastecimiento de agua y riego están contrapesados por el grave problema del contenido en arsénico del agua subterránea, que afecta a casi veinte millones de personas.

El agua subterránea tiene un papel importante en la naturaleza y sustenta muchos de los servicios que se derivan de su manifestación en manantiales, ríos, lagos, humedales y áreas de freatofitas (Younger 2007; Custodio 2001, 2005). El agua subterránea es barata y eficiente. Es esencial en muchas situaciones para atender las necesidades de agua de la humanidad de forma fiable, además de para riegos y usos urbanos, ganaderos e industriales. En España se utiliza agua subterránea para regar el 30% de la superficie total de riego (unos 3,5 millones de ha) aplicando sólo el 20% de toda el agua usada para regar, incluida la procedente de fuentes superficiales, pero sin contar las pérdidas por evaporación en embalses, en el transporte y en la distribución. El almacenamiento subterráneo y la distribución por el mismo acuífero son más eficientes que los construidos artificialmente. Además hay que considerar los ahorros en la construcción de embalses, tanques y elementos de distribución para captar, almacenar y distribuir el agua, especialmente en las zonas más pobladas y con más ocupación del suelo. En los países áridos las pérdidas por evaporación son importantes, en Nuevo Méjico el ingeniero del estado estimó que en 1985 las pérdidas por evaporación de agua en los embalses del Estado fueron el 20% del total de sus usos consuntivos y en Montana se estimaron en el 54%, y en España también son elevadas en las cuencas más secas del sur de la península. La construcción de embalses para hacer frente a estas necesidades requeriría unas inversiones

muy importantes.

Además de contener grandes volúmenes de agua, los acuíferos tienen una capacidad de almacenamiento muy por encima del de los embalses superficiales. Los pozos de un acuífero pueden proporcionar agua cerca del punto donde se necesita. Los acuíferos de la cuenca de muchos ríos tienen almacenado un volumen de agua que supera a su recarga media anual en decenas o centenares de veces a su recarga, e incluso a las aportaciones superficiales y subterráneos de toda la cuenca. En muchos aspectos esto es muy deseable al estar los recursos distribuidos en una superficie importante, lo que añade a los papeles de disponibilidad, reserva y almacenamiento de agua, el papel de elemento de distribución. Las ventajas del almacenamiento subterráneo y la distribución unidas a las limitaciones de los embalses superficiales han aumentado el valor de estos dos atributos. En términos económicos es evidente que son los usos más valiosos de los acuíferos. El valor de los acuíferos como fuente y almacenamiento de agua se ha incrementado además por el aumento de la utilización de agua, el gran desarrollo de las aguas superficiales en el pasado, la creciente preocupación por la calidad del agua, la necesidad de proteger los caudales superficiales y por el aumento de la confianza en las aguas subterráneas como fuente de agua, (U.S. Advisory Commission 1991).

Los acuíferos funcionan como fuentes de agua, embalses subterráneos y elementos de distribución, que descargan a los ríos o fuentes de agua superficial, excepto en los casos de acuíferos costeros y menos corrientemente en cuencas cerradas o lagos salinos. Lo que antes era un recurso que se podía obtener de manantiales y del caudal base de los ríos, ahora se puede conseguir individualmente en zonas extensas. Esta visión cambia el panorama de los recursos hidráulicos y del ciclo continental del agua, (Custodio et al 2005). Los tipos de acuíferos teniendo en cuenta su tamaño y relaciones con las aguas superficiales varia ampliamente, lo que sin duda influye de forma decisiva en las posibilidades que ofrecen para la utilización conjunta y coordinada con los recursos superficiales y hacer una gestión más eficaz de los recursos de agua.

En la mayoría de los casos las aguas superficiales y subterráneas se gestionan separadamente a pesar de las posibilidades de aumentarse y complementarse mutuamente. En muchos casos se utiliza una sola fuente de agua y el sistema es más vulnerable en casos de sequía, averías, accidentes u otras catástrofes, y las fuentes alternativas no pueden hacerse disponibles de forma inmediata; aunque casi siempre es más fácil, económico y eficaz incorporar al sistema aguas subterráneas. La planificación y gestión se ha hecho hasta ahora casi exclusivamente para los recursos superficiales. Los subterráneos se supone que podían continuar sin planificar y sin realizar una gestión rigurosa. Aunque hay casos bien conocidos en los que se está haciendo una gestión eficaz de la utilización conjunta de ambas fuentes de agua. Existe un buen conocimiento científico e ingenieril del funcionamiento de la hidrología subterránea, incluso superior al de otras fases del ciclo hidrológico, pero no se ha comunicado adecuadamente a los educadores y a los medios de comunicación. Por eso las aguas subterráneas son consideradas en muchos países, incluidos los desarrollados como algo misterioso y poco fiable por muchos de los gestores de la administración hidráulica, (Custodio 1996).

Los recursos de agua son muy diferentes de unas regiones a otras y la puesta en marcha de nuevos recursos debe considerarse para cada caso particular. Pero como ya se han desarrollado las mejores oportunidades y las más baratas para el aprovechamiento de los recursos superficiales, cada vez es más difícil y más caro el desarrollo de nuevos embalses, y

su construcción suscita mayor oposición por motivos ambientales. Por el contrario no se ha desarrollado plenamente el potencial de las aguas subterráneas para resolver las necesidades de agua. Esto sucede en una gran mayoría de países, e incluso en regiones en las que el agua superficial proporciona una solución adecuada se pueden desarrollar, de forma rápida y barata, alternativas con agua subterránea, en casos de sequía, contaminación y averías, o para resolver problemas de escasez o satisfacer nuevas necesidades, conjuntamente o no con las superficiales.

Si las aguas subterráneas se cuantifican y gestionan adecuadamente, se abren nuevas posibilidades y soluciones de los problemas de agua. Muchos de los problemas reales o aparentes de disponibilidad de agua se resolverían con mucha mayor facilidad. Pero este criterio aún no se ha incorporado plenamente en las técnicas de planificación y gestión hidráulica. La planificación y la gestión de las aguas subterráneas es más una excepción que la regla (U.S. Advisory Commission 1991), y no solamente en nuestro país.

Efectos de la explotación de las aguas subterráneas

La explotación de los acuíferos hace descender los niveles del agua subterránea, disminuir los caudales de los ríos y manantiales y afectar a los humedales y ecosistemas asociados. En algunos acuíferos se ha producido degradación de la calidad del agua y en los costeros puede producir intrusión de agua de mar. Aunque los recursos renovables de los acuíferos son importantes, y en algunos casos los volúmenes almacenados en ellos son muy grandes, forman un recurso limitado y también vulnerable que debe ser gestionado para mantener los objetivos de su explotación y tener controlados los efectos que se derivan de la explotación de estos. Si no hay un control efectivo y se utilizan anárquicamente pueden aparecer problemas serios. En acuíferos grandes o medianos los efectos tardan en manifestarse, a veces varias décadas, como consecuencia de la inercia que le proporcionan los grandes volúmenes de agua almacenada.

Al principio del bombeo el agua proviene del almacenamiento en el entorno del pozo y paulatinamente se va extendiendo su influencia. Solo después de un cierto tiempo, se produce una disminución del flujo del acuífero al río, o un aumento de las pérdidas si es perdedor. Si continua el bombeo aumenta el caudal que procede del río y disminuye el que procede del acuífero hasta que se alcanza un régimen de equilibrio en el que toda el agua procede de la que se resta al río. Dependiendo de las características del acuífero y de la distancia del pozo de bombeo al río en acuíferos medianos o grandes pueden pasar de algunos años a decenios para que los efectos de los bombeos sean significativos.

La explotación de los acuíferos para el riego de unas 100.000 hectáreas fundamentalmente en la provincia de Albacete, ha producido la disminución de los caudales del río Júcar, que deja de ganar una buena parte del caudal que le aportaba el acuífero de la Mancha Oriental. Actualmente una parte del río que era ganador ha pasado a ser perdedor al final del periodo de riegos. La intensa explotación de los acuíferos del acuífero de la cuenca alta del Guadiana han provocado la práctica desaparición de los humedales del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel, (Sahuquillo et al 1982). La explotación se incrementó desde 200 hm^3/año en 1974 a 575 hm^3/año a finales de los 1980s para regar 130.000 ha, siendo 300 hm^3/año la recarga media del acuífero (Martínez Cortina y Cruces 2005). Los bombeos se redujeron en los años siguientes por las ayudas de la Unión Europea a los agricultores en concepto de

"*compensación de rentas"* como compensación por disminuir las extracciones del acuífero; lo que unido a unos años más húmedos produjo una pequeña recuperación de los humedales. Otros humedales importantes, como son los del Parque Nacional de Doñana, están afectados por la explotación de algunos acuíferos en sus proximidades (Custodio 1996, Llamas 1989, 1993).

En muchos casos de explotación intensa de los acuíferos ha desaparecido el caudal base de los río que han pasado a ser ríos efímeros por los que solo circula escorrentía superficial después de precipitaciones de cierta intensidad. El agua que se bombea no solo procede del caudal de los ríos asociados y del almacenamiento del acuífero, en muchos casos procede de la disminución de la evapotranspiración de zonas húmedas, del descenso de niveles en las zonas en la que crecen freatofitas, que extraen agua directamente del acuífero del acuífero, o de la compactación de acuítardos entre capas acuíferas.

Los efectos de la explotación de los acuíferos se pueden predecir razonablemente con un conocimiento de sus características y de sus relaciones con los ríos, mar o manantiales. Los análisis iniciales hay que irlos mejorando paulatinamente con el análisis de las redes de observación y el control de la explotación, pero es imprescindible tener un modelo conceptual del funcionamiento del acuífero, limites, recarga y descarga y relaciones con los ríos o manantiales. En etapas posteriores se pueden desarrollar modelos de flujo o modelos de transporte de contaminantes en el caso de tener que analizar problemas de calidad y/o contaminación.

ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO DE UN ACUÍFERO

En lo que sigue se hace un análisis global del comportamiento de acuíferos y sus relaciones con un río al que desaguan, que aunque sean simplistas pueden darnos algunas claves sobre el comportamiento global de los acuíferos. Provisionalmente se puede adoptar la denominación clásica de recursos que los identifican con la recarga media del acuífero, o el "caudal seguro" de Meinzer (1920) y recogido en muchos libros de texto, que en un principio serían los explotables de forma permanente, y por otra parte las reservas que sería el volumen de agua utilizable una sola vez. El concepto de "caudal seguro" se ha criticado porque puede ser insostenible (Bredehoeft1997, Sophocleous 1997). Custodio (2002) hace un análisis detallado de los efectos producidos por la explotación intensa de los acuíferos y concluye que estos efectos no están necesariamente relacionados con el hecho de que la extracción sea mayor que la recarga, puesto que pueden ser simplemente el resultado del volumen de agua almacenado en el acuífero que depende del tamaño del acuífero, y de su permeabilidad y del dilatado período transitorio que sigue a los cambios en los términos del balance de agua. En esta línea de pensamiento en lo que sigue se hace un análisis global del comportamiento de un acuífero ante un bombeo continuado.

Los modelos unicelulares y pluricelulares

Se considera que la relación entre el volumen V almacenado en el acuífero por encima del nivel de salida y el caudal D de salida es $D = \alpha.V$ donde α es un coeficiente de desagüe con dimensiones de la inversa del tiempo. Como se verá después es una primera aproximación muy útil y simple que es válida en muchos casos.

La ecuación diferencial que representa el balance en la celda es

$$R - \alpha . V = \frac{dV}{dt}$$

Cuya solución para una recarga R constante en el tiempo es:

$$V = V_0 . e^{-\alpha . t} + \frac{R}{\alpha} (1 - e^{-\alpha . t})$$
$$D = D_0 . e^{-\alpha . t} + R (1 - e^{-\alpha . t})$$

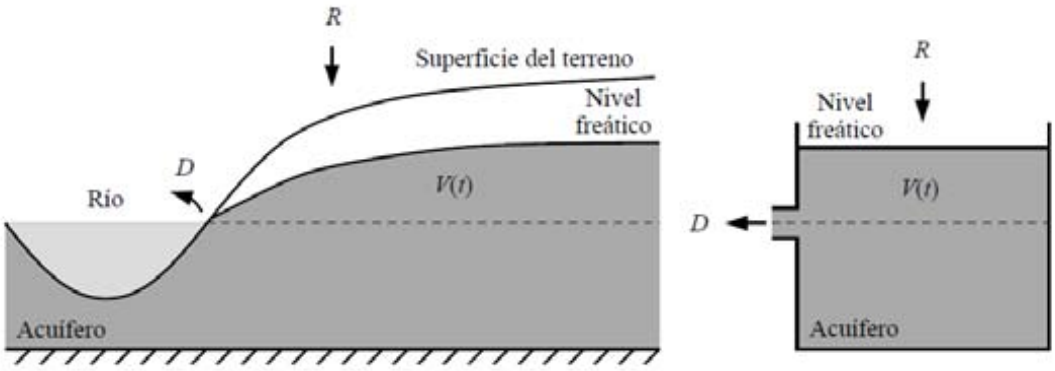


Figura 1

Con condiciones iniciales nulas, D_0=0 y V_0=0, se obtiene el efecto de los bombeos o recargas sobre el volumen del acuífero y sobre el caudal del río. En acuíferos con comportamiento lineal, es decir en los que se puede aplicar la superposición, (a los que pueden considerarse que la transmisividad T y el coeficiente de almacenamiento S del acuífero son prácticamente invariantes al oscilar su nivel piezométrico y además tienen condiciones de contorno también invariantes), la solución analítica rigurosa, para cualquier geometría y distribución espacial de las propiedades hidrodinámicas T y S del acuífero, de la ecuación de flujo subterráneo y de la detracción, o aumento, del caudal de un río en respuesta a un bombeo, o recarga, Q en un acuífero conectado a él se puede representar de forma general por infinitos modelos unicelulares (Sahuquillo 1983 y Sahuquillo y Cassiraga 2010). De forma que se puede determinar el efecto sobre el caudal del río con la fórmula siguiente:

$$Q_r = Q . \sum_{i=0}^{i=\infty} b_i (1 - e^{-\alpha_i t})$$

Esta formulación es idéntica, pero con infinitos términos, a la expresión del modelo unicelular. Al aplicar una acción unitaria Q distribuida de una forma determinada sobre el acuífero, para cada una de las infinitas celdas se tiene un valor de b_i, y a la celda i se aplica la recarga b_i Q. La salida de cualquier acuífero con comportamiento lineal es equivalente a la suma del drenaje de un número infinito de celdas virtuales. Cada una tiene un coeficiente de descarga α_i, un volumen V_i almacenado por encima del nivel de salida y un desagüe D_i al río. Un esquema representando esta idea se puede ver en la Figura 2. La suma de los infinitos valores de b_i es la unidad $\sum b_i = 1$. La salida total del acuífero es la suma de las salidas de todas y el volumen de agua en el acuífero por encima del nivel del río es la suma algebraica de todos los volúmenes. Es la solución por el método de los autovalores que también puede proporcionar los valores piezométricos como suma de las soluciones de las infinitas

componentes, (Sahuquillo 1983).

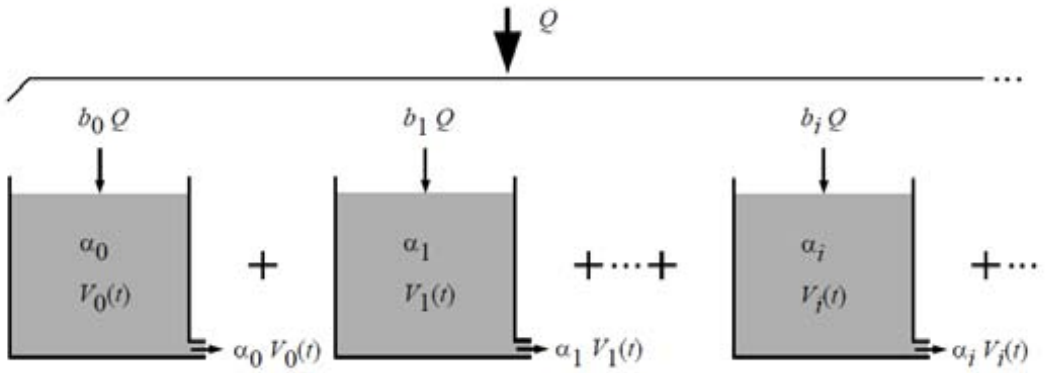


Figura 2

Los valores de los valores b_i son distintos cuando cambia la distribución espacial de las acciones exteriores, pero no cambian los valores de α_i. Hay que tener en cuenta que estas celdas son celdas virtuales. No representan porciones físicas del acuífero, como sucede cuando se discretiza espacialmente un acuífero al utilizar modelos de elementos finitos o diferencias finitas. Estas celdas virtuales sólo tienen existencia conceptual, y están englobadas o embebidas en la solución analítica resultante.

Se han desarrollado soluciones para distintas geometrías y para ríos con conexión parcial o totalmente penetrantes (Sahuquillo 1983b, Pulido et al 2005, Sahuquillo y Cassiraga 2010), pero para el objetivo de esta presentación nos concentramos en el caso de acuífero rectangular homogéneo e isótropo, de ancho L, con conexión perfecta o parcial con el río y acciones distribuidas uniformemente sobre el acuífero, aunque es fácil obtener los resultados para cualquier distribución de las acciones exteriores. Para el caso de río totalmente penetrante perfectamente conectado los coeficientes de desagüe son para i de 0 a infinito:

$$\alpha_i = (1+2i)^2 . \alpha \quad \text{con } \alpha = \frac{\pi^2 T}{4SL^2}$$

Siendo T la transmisividad, S el almacenamiento y L el ancho del acuífero

Los valores de b_i para acción distribuida uniformemente sobre el acuífero $b_i = \frac{8}{\pi^2 (1+2i)^2}$ que corresponde a:

b_0= 0.81057, b_1=0.09006, b_2=0,03242, b_3=0.01654, b_4=0.01000….

Coincide con la solución de Rorabaugh (1963) de una recarga uniforme instantánea, que utiliza para determinar la difusividad T/S de un acuífero a partir de la pendiente de la curva de agotamiento del logaritmo del caudal de un río que lo drena inmediatamente después de la producirse la recarga. Para geometrías que no se pueden reducir a casos sencillos Daniel (1976) propone considerar una anchura media del acuífero igual a su superficie dividido por dos veces la longitud L_r de cauces permanentes en el acuífero $A/2L_r$.

Para el caso de conexión parcial, la solución depende además del factor $F_r = \frac{k' \cdot B}{e}$, siendo B el espesor saturado del acuífero, o el semiancho del cauce del río en el caso de rio parcialmente penetrante, k´ la conductividad hidráulica de la capa semipermeable y e su espesor (ver Figuras 3 y 4).

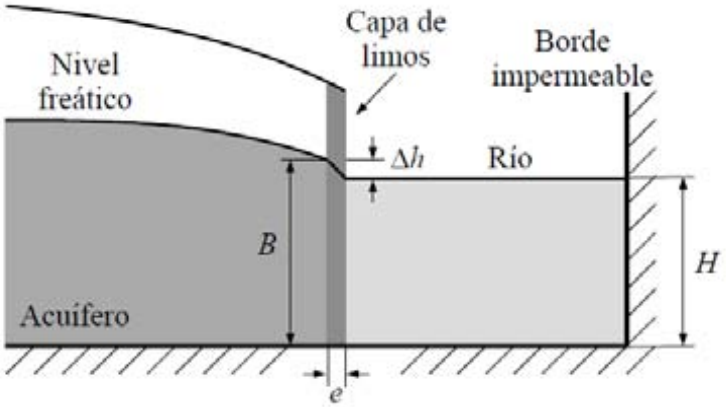


Figura 3

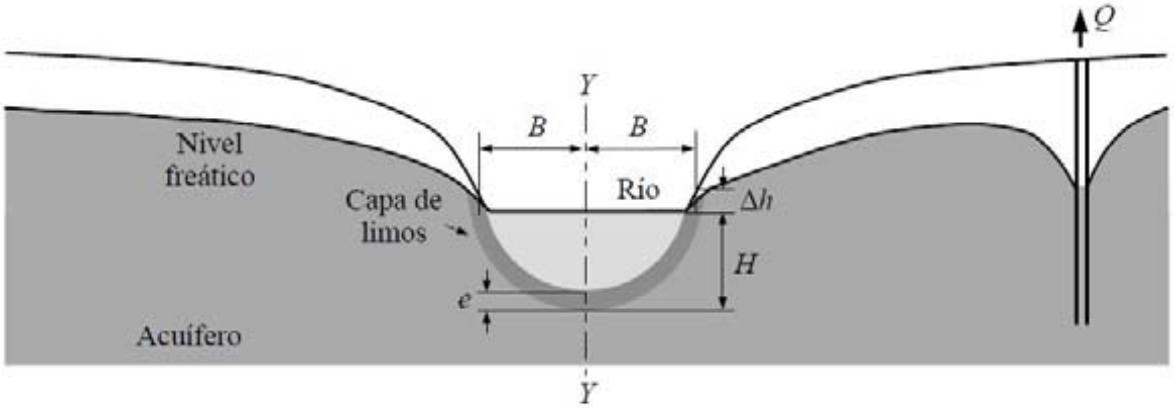


Figura 4

Los coeficientes de descarga α_i son

$$\alpha_i = \rho_i^2 \cdot \alpha \quad \text{con} \quad \alpha = \frac{\pi^2 T}{4SL^2}$$

Los coeficientes de reparto también dependen del parámetro de conexión hidráulica a través del factor adimensional λ, cuyos valores son las infinitas soluciones de la ecuación

$$\frac{\pi \cdot \rho}{2} \tan \frac{\pi \cdot \rho}{2} = \lambda \quad \text{siendo} \quad \lambda = \frac{F_r L}{T}$$

Los factores de reparto bi vienen dados por la fórmula

$$b_i = \frac{\pi}{\rho_i} \frac{\operatorname{sen}^2\left(\frac{\pi \rho_i}{2}\right)}{\left[\pi \rho_i + \operatorname{sen}(\pi \rho_i)\right]}$$

En muchos casos el acuífero, se puede asimilar a uno rectangular. Para el caso de conexión a través de un acuitardo o río parcialmente penetrante se puede estimar el factor de conexión F_r, lo que no es fácil y suele presentar incertidumbres, pero hay que decir que las incertidumbres también se presentan cuando hay que proporcionar valores de los parámetros de modelos numéricos aunque existan datos abundantes del acuífero. Con los valores de F_r, L y T se obtendría el valor de λ y con él los valores de ρ_i y que influyen de forma decisiva en los valores de α_i y b_i. En la Tabla 1 se puede ver que para valores del parámetro adimensional λ iguales o menores de 1, la celda dominante es la primera que absorbe prácticamente el total de las acciones exteriores. Con lo que para conexión imperfecta puede ser suficiente la utilización de una o dos celdas para reproducir de forma suficientemente exacta la relación río acuífero, sobre todo para tiempos un poco largos.

λ	$i=0$	$i=1$	$i=2$	$i=3$	$i=4$
0.001	1.0000	2.1×10^{-8}	1.3×10^{-9}	2.5×10^{-10}	8.0×10^{-11}
0.01	1.0000	2.0×10^{-6}	1.3×10^{-7}	2.5×10^{-8}	8.0×10^{-9}
0.1	0.9998	2.0×10^{-4}	1.3×10^{-5}	2.5×10^{-6}	8.0×10^{-7}
1	0.9861	0.0124	0.0011	0.0002	7.7×10^{-5}
10	0.8743	0.0839	0.0236	0.0090	0.0040
100	0.8185	0.0908	0.0326	0.0165	0.0099
1000	0.8114	0.0902	0.0325	0.0166	0.0100

Tabla 1. Coeficientes de reparto b_i para el caso de acuífero parcialmente conectado y acción distribuida.

Igualmente los valores de ρ_i^2 en la tabla 2 son menores que los cuadrados de los números impares 1, 9, 25, 49, 81. ..Sobre todo importa el valor de ρ_0^2, que para valores de λ de 0,1, 1 y 10 toma los valores de 0,0392, 0,3000 y 0,8275. Con lo que los valores respectivos de α_1 se hacen 0,0392.α, 0,30.α y 0,8275.α, en vez de α que es la solución para acuífero perfectamente penetrante y siendo $\alpha = \frac{\pi^2 T}{4SL^2}$. Esto se traduce en una mayor inercia del acuífero, debido a la mayor dificultad del mismo de transferir el agua al río y en un mayor retraso de los bombeos sobre el caudal del río que para el de acuífero perfectamente conectado. Para un acuífero no explotado, con una recarga media R igual al desagüe medio D, el valor del volumen V almacenado en el acuífero es sensiblemente mayor al ser menores los parámetros α_i de desagüe de las celdas; particularmente de la primera, teniendo en cuenta además que $V_i=D_i/\alpha_i$. Es importante recordar que el volumen V se refiere al volumen del acuífero por encima de las salidas al río. En la mayoría de los acuíferos el volumen almacenado por debajo del nivel de salida puede ser incluso muy superior al que hemos denominado como V. Después de bombeos intensos prolongados, el río puede hacerse perdedor en algunos tramos, o incluso convertirse en río efímero; con lo que el volumen antes definido como V podría ser negativo.

Si suponemos que no hay otras salidas superficiales, por evaporación, freatofitas u otras, el volumen medio V_e del acuífero por encima de su salida en equilibrio con la recarga media del acuífero R, o lo que es lo mismo para tiempo infinito, seria:

$$V_e = R \sum_{0}^{\infty} \frac{b_i}{\alpha_i}$$

λ		i=0	i=1	i=2	i=3	i=4
0.1	$\rho_i^2=\alpha_i/\alpha$	0.0392	4.0806	16.0809	36.0810	64.0810
1	$\rho_i^2=\alpha_i/\alpha$	0.3000	4.7560	16.7945	36.8032	64.8064
10	$\rho_i^2=\alpha_i/\alpha$	0.8275	7.5139	21.1743	42.1680	70.7687
100	$\rho_i^2=\alpha_i/\alpha$	0.9803	8.8228	24.5084	48.0382	79.4141
1000	$\rho_i^2=\alpha_i/\alpha$	0.9980	8.9820	24.9501	48.9022	80.8383

Tabla 2. Valores de ρ para distintos valores de λ.

En cualquier caso se puede decir que V_e es de 0.333 $\frac{SL^2}{T}$R para el caso de acuífero rectangular homogéneo e isótropo, totalmente penetrante y conexión perfecta, en caso de equilibrio y recarga R, distribuida uniformemente y constante en el tiempo. Para un acuífero aluvial de dimensiones reducidas de ancho L=5000m, T = 500 m^2/día y S = 0.2, el volumen V_e es 9,13 veces la recarga anual. Si la dimensión de L es 16.500 m, y la transmisividad y almacenamiento los mismos que para el caso anterior, el volumen V_e seria 100 veces mayor, que la recarga anual media, siendo $\alpha=\alpha_0$= 0.00822 $año^{-1}$. Para un valor de L de 52.350m con los demás valores iguales, el valor de $\alpha=\alpha_0$= 0.000822 $año^{-1}$ y V_e es 1000 veces mayor que la recarga media anual. Si el río, como suele suceder en acuíferos de dimensiones grandes no está perfectamente conectado con el río se tiene que considerar el valor de λ. El valor de V_e sería entonces $(0.333+\lambda^{-1})\frac{SL^2}{T}R$. Esto sería significativo para valores de λ del orden de 5 y aumentaría para valores menores. Esto muestra que las dimensiones del acuífero, en realidad la distancia media L entre el río y el límite impermeable del acuífero pueden tener una importancia decisiva en la relación entre recursos y reservas, y también puede ser importante la conexión con las aguas superficiales. El valor de $(0.333+\lambda^{-1})\frac{SL^2}{T}$, sería lo que se suele denominar como tiempo de renovación del agua del acuífero, muy poco inferior al inverso de α_0 que tiene dimensiones del inverso del tiempo [T^{-1}]. Para la determinación del volumen total V_e se puede utilizar el primer término del sumando $\sum_0^\infty \frac{b_i}{\alpha_i}$, o sea b_0/α_0, que para el caso de río totalmente conectado y perfectamente penetrante sería 0.328 $\frac{SL^2}{T}R$ en vez de 0.333 $\frac{SL^2}{T}$R y para el caso de λ=1 resulta 1,331 $\frac{SL^2}{T}$R en vez de 1,333 $\frac{SL^2}{T}$R.

El parámetro λ indicaría no solo las características de la capa semipermeable sino también las pérdidas de potencial debidas a la anisotropía y la penetración parcial, las pérdidas de la componente de flujo vertical y las heterogeneidades del acuífero. Es difícil valorar este parámetro pero se puede hacer una estimación previa para utilizarlo en cálculos o estimaciones provisionales. En Sahuquillo y Cassiraga (2010) se pueden encontrar otras soluciones analíticas para distintas relaciones río acuífero, condiciones de contorno y

cualquier distribución de las acciones exteriores, pero para el análisis que nos interesa ahora es suficiente considerar los resultados del caso de acuífero rectangular.

Para apreciar la influencia que puede tener la dimensión de un acuífero se pueden hacer simulaciones muy sencillas para los tres casos de acuíferos con α progresivamente mayores que hemos referido antes. En estas simulaciones se obtiene precisión suficiente, utilizando como máximo las tres componentes primeras, haciendo que $b_2=1-b_0-b_1$ para conservar el balance (Sahuquillo 1983). En realidad para el caso de acuífero aluvial el error es siempre mucho menor del 1%, para el intermedio es menor del 1% después de 3 años, y para el mayor es menor del 3% al cabo de 3,5 años. Aunque también se puede hacer de forma muy fácil, no consideramos otros casos fuera del acuífero rectangular, ni los de menor conexión río acuífero. Para el acuífero aluvial, de ancho L=5.000m, T = 500 m^2/día y S = 0.2, el volumen V_e es 9,12 veces la recarga anual R, para el que los valores de α_0=0,09006 $año^{-1}$ y el valor del almacenamiento en equilibrio V_e=9,13 R. El intermedio con los mismos valores de T y S y un valor de L= 16.500m con α_0= 0.00827 $año^{-1}$. El valor del almacenamiento definido antes como V_e sería de 100R y el mayor con el valor de L=52.350m, α_0=0.000827 $año^{-1}$ y V_e=1000R. Son valores que pueden encontrarse en la realidad. Partimos del acuífero con un valor de almacenamiento en equilibrio con su recarga media y le aplicamos de forma continua un bombeo B distribuido uniformemente. Es fácil calcular los volúmenes almacenados en el acuífero a lo largo del tiempo y los efectos sobre el caudal del río conectado al acuífero. A partir de los volúmenes almacenados en el acuífero se pueden estimar los descensos medios de niveles en el acuífero sobre la situación de equilibrio inicial. Se supone que además el acuífero sigue recibiendo continuamente la misma recarga Para el cálculo de los descensos, que se dan para B=R, se ha hecho la hipótesis de una recarga anual media del acuífero de 100mm/año y S=0.2. Si el acuífero sigue comportándose linealmente se puede seguir aplicando la superposición. Cuando los descensos sean suficientes para producir la desconexión río acuífero y se pueda producir el conocido *efecto ducha* ya no sería válida la superposición, los descensos de caudal se amortiguarían o se estabilizarían y los descensos de nivel serían mayores que para el comportamiento lineal.

Acuífero aluvial L=5000m α = 0.09006 $año^{-1}$ V_e=9,13 R	1 año	5 años	10 años	50 años	100 años	500 años
Descenso con bombeo B=R	0.45m	1.69m	2,74m	4.51m	4.55m	4.55m
Caudal detraído al río	0.216B	0.482B	0.67B	0.91B	≈B	B
Acuífero intermedio α = 0.00822 $año^{-1}$ V_e=100R						
Descenso con bombeo B=R	0.45m	2.38m	4.28m	17.3m	28.3 m	49.2 m
Caudal detraído al río	0.031B	0.124B	0.197B	0.461B	0.644B	0.987B
Acuífero grande α=0.000822 $año^{-1}$ V_e=1000R						
Descenso con bombeo B=R	0.45m	2.38m	4.65m	22.6m	42.9m	173 m
Caudal detraído al río	0.004B	0.016B	0.031 B	0.124 B	0.197B	0.407B

Tabla 3. Descensos medios y caudales detraídos al río, para tres acuíferos.

En el acuífero de dimensiones más reducidas se superan los dos tercios del efecto sobre los niveles y el caudal del río a partir de los 10 años de bombeo y ambos efectos se estabilizan prácticamente a los 50 años. El intermedio alcanza estas situaciones aproximadamente algo después de los 100 y los 500 años. Y en el mayor ambos efectos no llegan al 50% después de

500 años de bombeo, pero el efecto sobre los niveles llegan a ser importantes después de algunos decenios de explotación del acuífero, aunque en esos decenios el efecto sobre las detracciones del caudal del río es aun relativamente escaso, llegando al 12% a los 50 años. El bombeo B afecta entre el 40% y el 50% a los tres acuíferos a los 5, 50 y 500 años, siendo los descensos medios 1.7m, 17,3m y 173m respectivamente. Es evidente que en el caso del acuífero mayor los espesores saturados tendrían que ser de varios centenares de metros en situación de equilibrio con las hipótesis de transmisividad invariante y recarga de 100mm/año, lo que no es posible mas que en algunas situaciones geológicas, y que el comportamiento podría dejar de ser lineal con descensos tan grandes. A no ser que la transmisividad fuera mayor los niveles superarían el nivel del terreno en algunas zonas y sin duda aumentaría la densidad del drenaje, pero no estamos haciendo más que un análisis global simplificado del comportamiento de grandes acuíferos ante su explotación.

Con bombeos mayores, o menores, de R las detracciones de caudal del río varían proporcionalmente al caudal bombeado. De igual modo sucedería con los descensos, es decir si se bombea el doble de R los descensos serían el doble de los de la tabla 3 y el efecto de los caudales los mismos de la tabla. Con una distribución espacial de los bombeos muy distinta de la uniforme tendríamos resultados diferentes y de hecho se pueden modificar las influencias sobre el río o los niveles de alguna zona para que resulten más favorables a los intereses de los usuarios. Lo que se pretende en este trabajo es poner de manifiesto el efecto global de las dimensiones del acuífero, de su difusividad y de la conexión con el río ante una explotación intensa y prolongada. Con la misma intensidad total de bombeo pero con bombeos más próximos al río, los efectos sobre el caudal de este se producirán más rápidamente y los descensos de nivel piezométrico serán menores. Por el contrario cuando los bombeos están alejados el efecto sobre los caudales del río se produce más tarde y los descensos aumentan con respecto al caso de bombeos con distribución uniforme.

En el caso del acuífero intermedio los efectos del bombeo empiezan a amortiguarse después de los 50 años siguen aumentando y se estabilizan a unos 50 m para unos 500 años. Pero en el caso del acuífero mayor los descensos continúan aumentando casi con el mismo ritmo durante los años 50 y 100. Estos podrían sugerir, a un observador que no tuviese otro conocimiento del acuífero, que se está produciendo un bombeo superior a la recarga del acuífero y que se éste está sobreexplotando. Limitar el bombeo del acuífero solo por este criterio no tendría sentido. Por otra parte en el primer año los descensos de nivel serían prácticamente idénticos para los tres acuíferos, y no habría mucha diferencia entre los acuíferos intermedio y grande en primeros veinte años de explotación, lo que significa que hay que ser cautos en la interpretación de resultados y es preciso un conocimiento más profundo de sus propiedades.

Hay que notar que en los tres casos se ha considerado el coeficiente de almacenamiento S de 0.2 propio de un acuífero detrítico. Con un almacenamiento de un orden de magnitud menor, como puede ser el de acuíferos carbonatados o fisurados, o un aumento de la transmisividad, la difusividad aumentaría. Lo que se reflejaría en la mayor celeridad de la influencia sobre los niveles o los caudales del río y también un aumento de las variaciones de nivel debidas a la disminución del coeficiente de almacenamiento.

Es evidente que no se pueden gestionar los acuíferos con criterios simplistas. Lo más importante para el acuífero aluvial es que el bombeo influye rápidamente sobre el caudal del río. Se pueden conseguir ventajas de una utilización conjunta del río y el acuífero bombeando

más en épocas y periodos secos, debiendo existir una buena coordinación en la operación de ambos componentes. Social y políticamente se encontraría menos resistencias en una ordenación conjunta y única de las aguas superficiales y subterráneas como sucede en los casos en los que se aplica esta estrategia. Es una opción muy clara en los casos de gestión conjunta río acuífero en acuíferos pequeños o *rápidos*, como son el de los aluviales del South Platte o Arkansas en Colorado, el río Grande en Nuevo Méjico, y de la consideración legal de los acuíferos como *"afluentes"* del río principal, o la gestión los de los acuíferos del Reino Unido en los que se practica el *river augmentation*, bombeando de los acuíferos para complementar los caudales superficiales en periodos secos.

En el caso de los acuíferos mayores resulta aparente la disponibilidad de reservas importantes de agua y de almacenamiento subterráneo, y las posibilidades de utilizar los recursos, las reservas y el almacenamiento y distribución que proporcionan los acuíferos para el uso conjunto con las aguas superficiales; ya sea con recarga artificial o a través del uso conjunto alternante (Sahuquillo 2002, Sahuquillo y Lluria 2003). Reservas y almacenamiento a los que hay que añadir las disponibles, tanto de agua como de espacio, por debajo del nivel de salida de los acuíferos. En estos acuíferos tiene menos importancia relativa la coordinación temporal de la explotación de las aguas superficiales y subterráneas, y el conocimiento de la relación río acuífero que en el caso del acuífero aluvial.

Limitar el bombeo con los criterios de "caudal seguro" no tiene sentido en los grandes acuíferos. En muchos de estos acuíferos en zonas áridas hacerlo así conduciría a reducir de forma inaceptable social y económicamente los bombeos. Lo que nos interesa es el comportamiento temporal del acuífero al bajar con mayor o menor rapidez los niveles en función de la intensidad de los bombeos. Son otros criterios los que habría que aplicar; económicos, sociales, legales y ambientales, por la bajada de niveles, coste energético y afección a los caudales superficiales y humedales. Lo que no implica no tratar de mejorar la eficiencia de utilización del agua, tratar de utilizarla en las actividades más productivas, aumentar la recarga de los acuíferos o utilizarlos conjuntamente con las disponibilidades superficiales; aunque para estos acuíferos no representan en realidad alternativas de explotación diferentes.

En muchos casos reales se amortiguan, al menos temporalmente, los descensos de niveles. Las causas pueden ser varias; la disminución de la evapotranspiración por freatofitas, el secado o disminución de humedales, la evaporación en zonas húmedas, la compactación de capas semipermeables poco consolidadas, la recarga de aguas superficiales o retornos de riego, y otras (Custodio 2002). Además considerar solo los aspectos hidrodinámicos la evolución del flujo es demasiado simplista. Los acuíferos nunca son homogéneos, ni se explotan de forma homogénea. La recarga tampoco se distribuye de forma homogénea y casi nunca se conocen con detalle, ni su distribución espacial, ni sus variaciones estacionales o temporales de plazo más largo. El comportamiento hidrodinámico estricto casi nunca es absolutamente lineal; en un bombeo prolongado se pueden ir secando tramos de ríos ganadores que pasan a ser perdedores y parte de los caudales superficiales que antes podían circular por esos tramos que se han convertido en perdedores se infiltran en el acuífero. Aunque un análisis como el que se ha realizado antes puede proporcionar una primera idea del comportamiento de los acuíferos ante la explotación, puede desviarse del real para modelos conceptuales distintos. Es el caso de acuíferos semiconfinados, heterogéneos o cuando existen acuíferos superpuestos separados por capas más o menos impermeables, o cuando las relaciones con acuíferos limítrofes o los supuestos límites impermeables difieren de los

supuestos inicialmente.

Otra cosa que parece meridianamente clara es que los acuíferos más extensos tendrán para parámetros hidrogeológicos análogos descensos mucho mayores, se puede afectar más intensamente a los tramos de río más altos, o a afluentes permanentes al río principal, que podrían pasar a ser ríos efímeros. También se pueden afectar humedales situados en interfluvios al descender más y de forma más rápida los niveles que en acuíferos más reducidos.

LA GESTIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

La gestión de las aguas subterráneas tiene unos objetivos de orden técnico y administrativo muy diverso como son: a) mejora del conocimiento de los acuíferos y seguimiento de su situación en el tiempo y control de la sobreexplotación en los casos de explotación intensa, b) mantenimiento y operación de las redes de control piezométrico, de calidad y de extracciones, y publicación de los resultados, c) la protección de la calidad del agua y control de la contaminación, d) registro de captaciones y derechos de agua, e) asignación de los costes de las operaciones de gestión del acuífero.

El conocimiento de los acuíferos

Para un uso racional y sostenible de un acuífero hay que conocer ante las distintas alternativas de explotación, la reacción de los niveles y las aportaciones de los acuíferos a los ríos, y en su caso los cambios en la concentración de contaminantes. En los casos de explotación intensa, o cuando hay problemas de calidad o contaminación, los modelos simples descritos antes no son adecuados y hay que recurrir a modelos más detallados de flujo y transporte de masa, en diferencias finitas o elementos finitos. Los efectos de la explotación pueden anticiparse con estos modelos, basados en un buen modelo conceptual, si se conocen los acuíferos razonablemente bien. Pero el conocimiento solo se puede mejorar después de analizar los efectos producidos por una explotación intensa durante varios años, más cuanto mayor sea el almacenamiento global del acuífero.

Una gestión responsable precisa de una red de observación adecuada a las características de cada acuífero y a la explotación a la que están sometidos. Esta red debe proporcionar información sobre niveles y calidad química del agua y, en su caso, sobre la influencia de la explotación sobre el flujo y calidad del agua de los manantiales y ríos, y sobre los humedales con los que está relacionado. Además los datos anuales de explotación y su influencia sobre niveles, flujo superficial y calidad del agua, deberán publicarse regularmente, como se hace con cualquier actividad económica, o con las aguas superficiales, así como otros aspectos que pueden influir en la descarga o recarga de los acuíferos como son: agua aplicada para riegos, vertidos que puedan infiltrarse en cauces no permanentes, caudales aforados de manantiales, etc. Periódicamente deberían hacerse informes detallados de la explotación y comportamiento de los acuíferos más importantes. Los modelos deben ser actualizados o recalibrados periódicamente, en particular cuando se produzcan desviaciones sobre los resultados de las simulaciones realizadas. Son pocos los acuíferos españoles sometidos a una explotación intensa, o que pueden estarlo en un futuro próximo, en los que se tiene un conocimiento adecuado y además se estén tomando datos para poder hacer las actualizaciones

satisfactorias. Las causas de este déficit se deben a la carencia en casi todas las Confederaciones Hidrográficas, o agencias de gestión del agua, de personal con preparación hidrogeológica adecuada, de financiación y de programas de gestión de la cantidad y calidad de las aguas subterráneas. Y parece que es un requerimiento que va a ser absolutamente imprescindible debido a la disminución de las disponibilidades de agua, que se están anticipando, por los efectos del cambio climático.

La escala de muchos de los estudios disponibles es demasiado amplia y en muchos casos solo se dispone de estudios muy globales. La recarga se conoce relativamente bien a escala global, y también en algunos acuíferos en los que se han realizado estudios detallados por diversos métodos. Pero hay carencias importantes en el conocimiento e investigación más detallada de muchos de los sometidos a una explotación intensa, o cuando se precisa estudiar la contaminación y las relaciones con las aguas superficiales y humedales. Estas tareas están parada o muy ralentizada desde hace más de veinte años, lo que se ha denunciado desde la Universidad y asociaciones profesionales (Sahuquillo et al 2009). Para la realización del Plan Hidrológico Nacional se obtuvieron las recargas de los acuíferos de las distintas cuencas aplicando el modelo SIMPA (Estrela y Quintas 1996) a todo el territorio español. Aunque supuso un avance importante, los resultados solo pueden tomarse como una primera aproximación aunque se haya hecho a la escala de celdas de 1 km^2. Los balances se realizaron a intervalos mensuales, solo se considera la infiltración directa de lluvia y no la infiltración de la escorrentía en ríos perdedores, que puede ser importante en las zonas áridas y semiáridas y en cuencas calcáreas, o por otros conceptos y no se han realizado calibraciones particularizadas para cada acuífero, ni analizado la incertidumbre de los resultados. El modelo Balan (Samper y García Vera 1992) parece muy adecuado para modelar la recarga de los acuíferos al estar también implantado sobre un SIG, pero solo se ha aplicado en algunos acuíferos. Alcalá y Custodio (2007) han estimado las recargas de los acuíferos utilizando el balance de cloruros, considerando las medidas de este ión en la precipitación en una serie de estaciones de todo el territorio nacional. Estas estimaciones suponen una confirmación adicional de la recarga media a nivel nacional, pero no eximen de la necesidad de hacer análisis más detallados para cada acuífero concreto y a otras escalas espaciales y temporales (Healy 2010).

La gestión de la calidad. Protección de los acuíferos contra la contaminación

Descuidar el papel de la calidad de las aguas subterráneas es un error grave. En el pasado se solía argumentar que las aguas subterráneas estaban protegidas de la contaminación. La experiencia ha demostrado que aunque están más protegidas que las superficiales, existen muchos acuíferos con contaminación importante. La modificación de los intercambios de flujo ente río y acuífero, tanto en ríos ganadores como perdedores, tienen que tenerse en cuenta en relación con los problemas de calidad y episodios de contaminación. La contaminación más generalizada a nivel mundial y también en nuestro país es por nitratos, y parece que en el futuro seguirá esta tendencia.

En las zonas áridas la preocupación sobre los problemas del agua se suele centrar en los problemas de cantidad. Pero en las zonas con recursos escasos es donde tiene pleno sentido aplicar la afirmación de que *calidad es cantidad*. La calidad del agua subterránea es normalmente buena aunque en algunos casos en zonas áridas tiene una salinidad elevada y en otros puede tener componentes tóxicos o nocivos para la salud, como es el caso del arsénico

que es un problema grave en Bangladesh o el Este de la India y en algunos acuíferos de Argentina y otros países. En los dos países asiáticos, donde también es un tema preocupante el alto contenido en flúor, el problema es grave debido al gran número de personas expuestas al riesgo de cáncer a largo y medio plazo, pero sin duda es mucho mejor que cuando utilizaban agua superficial y de acuíferos someros para abastecimiento humano (Custodio 2007).

La protección de los acuíferos de la contaminación es esencial debido a la dificultad y coste de retornarlos a un estado aceptable, que hace que en la práctica sea inviable en la gran mayoría de casos a pesar de que se ha conseguido limpiar algún acuífero. La actividad humana es la causa de muchos de los problemas al producir modificaciones en el flujo en acuíferos costeros. El descenso de niveles puede deteriorar la calidad del agua por intrusión de agua del mar sobre todo si se producen bombeos intensos en todo el acuífero, o los pozos son demasiado profundos y atraviesan la interfaz o zona de mezcla. En otros casos los problemas se producen por la entrada de aguas subterráneas salinas o de calidad química o biológica deficiente en zonas contiguas, o desde acuíferos con calidad deficiente atravesados por la misma perforación. También se pueden producir problemas por la entrada de contaminantes químicos o biológicos de aguas residuales, vertederos, o vertidos accidentales o inadvertidos en zonas urbanas industriales o agrícolas.

Los contaminantes que se introducen desde la superficie tienen que atravesar el suelo y la zona no saturada, que introducen un retraso en la llegada de los contaminantes, y en algunos casos pueden ser degradados, atenuados o absorbidos por el suelo y zona vadosa. En el caso de formaciones fisuradas, el movimiento es más rápido y las interacciones más reducidas. Los contaminantes pueden introducirse directamente en la zona saturada de forma artificial en excavaciones, perforaciones, o pozos mal construidos o diseñados. En los casos de contaminantes no miscibles ligeros o pesados (LNAPLs o DNAPLs) o volátiles los procesos de transporte y transferencias de contaminantes entre las fases sólidas, liquidas y gaseosas son complicados y requieren análisis más complejos (Pankow and Cherry 1996).

La Directiva Marco del agua impone unas tareas importantes a realizar especialmente en lo referente a la protección de la calidad. El proyecto de redes piezométricas y de calidad necesita un conocimiento mínimo del acuífero, aunque existan incertidumbres que hay que ir superando. También es importante conocer las extracciones existentes y sus oscilaciones e ir mejorando el conocimiento del acuífero. Los perímetros de protección de las zonas de recarga plantean dificultades por las limitaciones que puede ser necesario imponer a algunas actividades. Pueden ocasionar la oposición de los afectados y colisionar con la legislación de ámbito territorial.

El ministerio responsable del ambiente debe promulgar con carácter nacional normas estrictas y claras para controlar algunas actividades que pueden producir contaminación en los acuíferos, exigiendo normas de proyecto y ejecución adecuados, y en su caso la construcción de redes de observación para cada actividad concreta para detectar los posibles efectos de esas actividades. Parece que deberían existir normas concretas de control para, tanques enterrados de productos químicos, estaciones de servicio, vertederos de residuos sólidos urbanos, vertederos de residuos sólidos, construcción sellado y abandono de pozos en algunos acuíferos, inyección profunda de residuos, aplicación y manejo de insecticidas y plaguicidas, etc. En algunos acuíferos se debería exigir el aislamiento de la parte superior de los pozos para evitar la infiltración de vertidos, aguas residuales, agroquímicos y otros productos que

pueden deteriorar la calidad química del agua subterránea. Una medida análoga es la de evitar en algunos casos la conexión hidráulica de acuíferos a través de la captación. El sellado de pozos abandonados debería ser siempre obligatorio. En algunos casos el sellado de los niveles acuíferos superiores con concentraciones elevadas de nitratos ha producido una mejora importante en la calidad del agua bombeada que ha hecho posible su utilización para consumo humano. La necesidad de protección de las aguas subterráneas, tanto por su papel ecológico como por ser una fuente agua, es cada vez más urgente. La comunidad hidrogeológica viene insistiendo en esto desde hace más de veinte años sin demasiado éxito. Las autoridades competentes deben asumir que el cumplimiento de la DMA representa un notable esfuerzo en dotación de medios humanos e inversión. No se pueden dictar leyes o trasponer directivas sin poner los medios para poder desarrollarlas e imponerlas. El no hacerlo significa convertir los textos legales en documentos muertos (Sahuquillo 1999, Samper et al., 1999, Sahuquillo et al 2009).

EXPLOTACIÓN INTENSA Y SOBREEXPLOTACIÓN DE LOS ACUÍFEROS

La extracción de volúmenes importantes de agua subterránea proporciona beneficios sociales, pero puede modificar el ciclo hidrológico al disminuir los niveles del agua y la aportación subterránea a los ríos, manantiales y humedales, cambiar las relaciones río acuífero y en algunos acuíferos inducir la subsidencia del terreno, o el colapso de cavidades en terrenos kársticos al disminuir el nivel piezométrico. Las afecciones pueden ser intensas para el medio ambiente, los usuarios de las aguas superficiales, y para los que bombean del mismo acuífero. También es corriente el deterioro de la calidad del agua subterránea en acuíferos muy explotados debido a la migración de aguas de mala calidad, o la presencia de terrenos salinos. En otras ocasiones se debe al aumento de salinidad al infiltrarse los retornos de riego con mayores concentraciones salinas que las del agua aplicada

La asunción de externalidades no tiene por qué implicar la no consideración de las aguas subterráneas como fuente segura y efectiva de agua. Lo que procede es evaluar los beneficios y efectos negativos de las distintas alternativas de suministro de agua, y de las medidas correctoras necesarias, pero sin que ello suponga postergarlas para preferir otras fuentes hídricas que con frecuencia son menos eficientes y económicas. Para minimizarlos se necesitan instituciones que sean capaces de realizar un control adecuado de los niveles y del comportamiento del acuífero, de las extracciones y de la protección de la calidad del agua con la participación de los usuarios e interesados.

Prácticamente cualquiera que este encima de un acuífero puede extraer agua de él con un pozo y una bomba. Esta enorme ventaja de los acuíferos es citada como una de sus debilidades al estar situadas múltiples demandas sobre una única fuente y se puede esperar que conduzca a la sobreexplotación por el efecto denominado la tragedia de los comunes (Hardin, 1968). El problema lo describe de forma llamativa un periodista californiano célebre en su blog, "*Imagine que 10.000 californianos tienen su tarjeta de crédito y número de PIN. Imagine la dificultad de mantener un balance positivo en su cuenta bancaria e imagine que además las salidas ni siquiera están reflejadas en sus saldos mensuales. Esta es la situación del agua subterránea en alguna zona del Valle Central, cualquier otro estado hubiera hecho dado otros pasos para gestionar este crítico recurso común*", Barry Nelson (2011). Después matizamos estas afirmaciones.

La gestión de algunos acuíferos utilizados fundamentalmente para riego requiere tener que controlar cientos o miles de pozos. Esto tiene otras particularidades y es mucho más difícil que la gestión de decenas o cientos de pozos para usos urbanos e industriales. La solución de este tipo de problemas requiere la participación activa de los usuarios. El número de usuarios en las aguas superficiales es en general mucho menor. Las soluciones solo son posibles con instituciones adecuadas, como son las asociaciones de usuarios, y regulaciones que puedan imponerse legalmente. Los problemas que hay que adoptar son los que en la actualidad se denominan como gobernanza en la ciencia política, (Sahuquillo et al 2009). Las soluciones varían entre la administración centralizada y la administración participativa de los interesados con la supervisión, tutela y control de una administración o agencia central o regional. No hay ningún modelo que parezca ser preferible en todos los aspectos y circunstancias (U.S. Advisory Commission 1991), pero parece indudable que tienen más posibilidades de éxito los sistemas en los que se ha desarrollado el autogobierno por los usuarios.

En España la ley de aguas de 1985 declara las aguas subterráneas de dominio público. Las concesiones de agua que se otorgan desde la promulgación de la Ley, así como los aprovechamientos privados preexistentes que se acogieron a la oferta de protección, han de inscribirse en el *Registro de Aguas* de los Organismos de Cuenca. A los propietarios de aprovechamientos privados que prefirieron continuar con ese régimen se les dio un plazo de tres años para inscribirse en el *Catalogo de aguas privadas.* Pero después de más de veinticinco años la situación legal práctica de las aguas subterráneas sólo puede definirse como de caos. No se sabe bien cuantos aprovechamientos hay, y se han realizado miles de perforaciones (quizás la mayoría de ellas) sin permiso ni concesión de los organismos de cuenca, que son los que tienen que aprobarlas. Estos organismos son incapaces de controlarlas y no tienen medios, apoyos, ni directrices adecuadas para hacerlo (Llamas y Martínez Cortina 2002).

Tras la promulgación de la Ley de Aguas en 1985 se advierte un descenso de las inversiones públicas en los estudios de aguas subterráneas. En las dos décadas anteriores hubo inversiones importantes, se realizaron estudios en todo el país en los que intervinieron bastantes empresas consultoras y se identificaron los principales acuíferos, que fueron objeto de una caracterización preliminar. Pero posteriormente las inversiones del IGME disminuyeron al pasar muchas de las responsabilidades a las Confederaciones Hidrográficas. A pesar de haberse declarado públicas las aguas subterráneas y de la insistencia de la comunidad hidrogeológica, no se contrataron más que unos pocos hidrogeólogos por parte de algunas de las Confederaciones Hidrográficas, que en parte se tuvieron que dedicar a aspectos más administrativos que técnicos. Y se hicieron pocas inversiones en estudios o desarrollos de aguas subterráneas. La falta de inversiones y personal ha ocasionado que un número muy importante de perforaciones, que hubieran proporcionado un caudal inmenso de información hidrogeológica, no se han incluido en los inventarios y bases de datos oficiales. Sin duda el caos legal ocasionado por la incapacidad de poner a punto el Registro y el Catálogo de perforaciones ha sido también una de las causas de esta carencia, (Sahuquillo et al 2009).

En los EE.UU hay estados en los que han adoptado una ley estatal que gestiona de forma absoluta la gestión del agua subterránea como Arizona con el establecimiento de las AMAs para intentar reducir los bombeos que en algunas áreas en las que eran del orden de 10 a 12 veces la recarga media de los acuíferos. O en Nuevo Méjico donde las leyes autorizan al ingeniero del estado a delimitar áreas y administrarlas de acuerdo con permisos a petición de al menos el 10% de los usuarios, por lo que se le ha llamado *el zar del agua"*. En Colorado se

le ha dado el mismo sistema de prioridad a los derechos de agua superficial y subterránea que considera un río y los acuíferos tributarios, lo que estimula la utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas y elimina la disyuntiva entre los derechos de aguas superficiales y subterráneas lo que simplifica de manera importante la gestión. La asociación de usuarios del Río South Platte ayudo al desarrollo de la coordinación de los recursos superficiales y subterráneos. Parece claro que en estos acuíferos pequeños si se actúa desde un principio es posible un control por una autoridad administrativa central con la colaboración de los usuarios del acuífero.

Por el contrario California no ha adoptado una ley estatal para su gestión y se ha criticado la inexistencia de una ley del agua subterránea en California diciendo que no hay gestión de agua, como en el blog que se ha comentado antes que refleja mejor la situación española que la de California. En California se ha impulsado que los usuarios apoyen una política de desarrollo de la gobernanza de la gestión del agua a través de distritos de agua y asociaciones de usuarios con el apoyo de agencias estatales como el DWR. Esta política se ha seguido en la mayor parte del sur de California y en distintas zonas del norte. Los legisladores han sido muy cautos con respecto a los problemas del agua y han procurado el empleo de soluciones locales, con énfasis en la importancia de las condiciones y necesidades locales que varían de un sitio a otro (Kretsinger y Narasiman 2006). El papel de las asociaciones de usuarios de aguas en el desarrollo del uso conjunto fue estudiado en 1978 por la RAND Corporation que hizo un informe sobre el papel de las asociaciones de usuarios de agua del sur de California donde afirma que fueron el motor del diseño de planes de gestión y elementos decisivos en la aceptación y creación de los apoyos institucionales y los instrumentos de gestión para su implantación. Forzaron la creación de distritos locales para importar agua y ayudaron en los procesos de negociación jurídica. Promovieron la legislación del estado para permitir la organización de distritos de recarga y el registro de bombeos. Se hace recarga artificial desde los años 1920, en los años 1980s se recargaron más de 2400 millones de metros cúbicos de agua anualmente por las agencias locales. Y los planes para las próximas actualizaciones del plan de Aguas de California 2013 son de hacer un uso conjunto más agresivo aumentando la recarga artificial de los acuíferos y el bombeo de aguas subterráneas se gravó para disponer de fondos para la recarga artificial. El estudio de la Corporación RAND concluyó en "puesto que en la mayoría de los acuíferos del sur de California tienen sus programas de gestión, deben mantenerse sujetos a una revisión adecuada del estado y no hay razón para imponer otros esquemas de gestión (U.S. Advisory Commission 1991). Hay que notar que una preocupación generalizada entre los que están a favor y los críticos es la carencia en la cuantificación de los derechos de cada usuario. Es una de las preocupaciones primordiales de las agencias locales para poder realizar una gestión efectiva que muchas veces se ha basado en las instituciones y procesos judiciales.

Otras innovaciones en la gestión del agua subterránea incluyen la recarga "in lieu", por la que se anima a los usuarios del agua con acceso a agua superficial a utilizarla en vez de bombear del acuífero, la construcción y operación de barreras contra la intrusión marina y la reutilización de agua después del uso de procesos de tratamiento avanzados, como microfiltración, osmosis inversa rayos ultravioleta y ozonización. La desalación y la desalobración y la reutilización con tratamientos avanzados del agua, abren sin duda campos nuevos a distintas escalas para la gestión de los recursos hidráulicos, en las que muchas veces hay que contar con el almacenamiento en los acuíferos.

CONCLUSIONES

Los avances en las tecnologías de perforación y extracción de agua y en la hidrología subterránea han permitido ampliar las posibilidades del aprovechamiento y gestión del agua. Lo que antes era un recurso que se podía obtener de manantiales y del caudal base de los ríos, ahora se puede conseguir individualmente aprovechando los acuíferos en zonas extensas y gestionándolos adecuadamente, separadamente de los recursos superficiales o convencionales, o conjuntamente con estos. El agua subterránea se ha usado cada vez más en abastecimientos y riego. Durante décadas los acuíferos se han desarrollado intensamente y ha habido cambios notables en la recarga, flujo, descarga y calidad del agua. Estos cambios han sido acompañados de desarrollos tecnológicos que han permitido resolver sus problemas de agua de forma económica y disminuir la pobreza y mejorar las condiciones sanitarias en áreas empobrecidas. Las aguas subterráneas son un recurso finito y también vulnerable. El uso intenso de los acuíferos puede modificar de forma notoria su funcionamiento, producir cambios notables en las relaciones con las aguas superficiales y consecuencias negativas en el medio ambiente. Se necesita una gestión efectiva y redes de control de niveles y calidad del agua para evitar efectos negativos. La gestión efectiva de los acuíferos necesita instituciones adecuadas y que se involucren activamente los interesados en el desarrollo e implementación y realización de planes de gestión adecuados. Para ello hacen falta medios económicos y legales para que las instituciones puedan llevar a cabo su gestión.

La gestión de los acuíferos lo mismo que la de los demás recursos hidráulicos debe hacerse teniendo en cuenta sus características, las relaciones con las aguas superficiales, el conocimiento hidrogeológico, las condiciones socioeconómicas de la zona y la experiencia y características de las instituciones implicadas. Parece claro que en un futuro próximo habrá más necesidad de hacer una gestión más exigente de los recursos hidráulicos en nuestro país ocasionada por la influencia del cambio climático, y que hay que aumentar de forma general las redes de observación y control, y aprovecharlas para mejorar el conocimiento de los acuíferos y sus relaciones con los demás componentes del ciclo hidrológico. Pero en algunas zonas será imperativo un uso más ajustado y un control más estricto que en las zonas más húmedas con mayor pluviosidad donde no sea urgente recurrir a una gestión muy exigente.

Se deben promulgar con carácter nacional normas estrictas y claras para controlar las actividades que puedan producir contaminación en los acuíferos, exigiendo normas de proyecto y ejecución adecuados, y en su caso la construcción de redes de observación para cada actividad potencialmente contaminante.

REFERENCIAS

Alcalá, F.J., Custodio, E. (2007). Recharge by rainfall to Spanish aquifers through chloride mass balance in the soil. En: Groundwater and Ecosystems. Proc. XXXV IAH Congress. Lisbon. (eds. L. Ribeiro, A. Chambel y M.T. Condessa de Melo). CD.

Bredehoeft JD (1997). Safe field and the water budget myth. Ground Water 35(6):929

M.R. Llamas and E. Custodio, Eds. (2003). Intensive Use of Groundwater. Challenges and opportunities. Balkema Publishers. Lisse, the Netherlands: 59–92.

Custodio, E. (1996). Groundwater problems in general and in Spain in particular. European Water Pollution Control. Elsevier, 6(5): 68–83

Custodio, E. (2001). Effects of groundwater development on the environment. Boletín Geológico y Minero, Madrid, 111(6): 107–120.

Custodio, E. (2002). Aquifer overexploitation, what does it mean? Hydrogeology Journal, 10(2): 254–277.

Custodio, E. (2003). Task of Euro Geosurveys under the subsidiarity principle. Geologisches Jahrbuch (Bundesanstalt für Geowissenchaften und Rohstoffe), Hannover. Reihe G, 10: 216–244.

Custodio, E. (2005). Groundwater as a key water resource. Libro Homenaje al Profesor D. Rafael Fernández Rubio. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid: 68–78.

Custodio, E. (2007). Groundwater protection and contamination. The Global Importance of Groundwater in the 21st Century. Proc. Intern. Symp on Groundwater Sustainability (Ed. S. Ragone, A. de la Hera, N. Hernández–Mora). National Ground Water Association Press, Westerville, OH: Sect 4: 219–231.

Custodio, E., Llamas, M.R. (1997). Consideraciones sobre la génesis y evolución de ciertos "hidromitos" en España. En Defensa de la Libertad: Homenaje a Víctor Mendoza Oliván. Instituto de Estudios Económicos. Madrid: 167–179.

Custodio, E., Llamas, M.R., Samper, J. (eds.) (1997). La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica. Asociación Internacional de Hidrología Subterránea–Grupo Español/Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.

Custodio, E., Kretsinger, V., Llamas, M.R. (2005). Intensive development of groundwater: concept, facts and suggestions. Water Policy, 7: 151–162.

Dains, S.R., Pawar, J.R. (1987). Economic return to irrigation in India. SDR Research Group Inc. for the U.S. Agency for International Development. New Delhi, India.

Dhawan, B.D. (1995). Groundwater depletion, land degradation and irrigated agriculture in India. Commonwealth Publisher. New Delhi, India.

Estrela, T., Quintas, L. (1996). El Sistema Integrado de Modelización Precipitación – Aportación SIMPA. Revista de Ingeniería Civil, nº 104, páginas 43 – 52. CEDEX. Ministerio de Fomento. 1996.

Fornés, J.M., de la Hera, A., Llamas, M.R. (2005). La propiedad de las aguas subterráneas en España: la situación del Registro y del Catálogo [Groundwater property in Spain: the present situation of the Register and the Catalogue]. *Ingeniería del Agua*, 12(2): 125–136.

Garrido, A., Martínez–Santos, P., Llamas, M.R. (2006). Groundwater irrigation and its implications for water policy in semiarid countries: the Spanish experience. *Hydrogeology Journal*, 14(3): 340–349.

Giordano, M., Villholth, K.G. (eds.) (2007). The agricultural groundwater revolution: opportunities and threats to development. CAB International, Wallingford, UK.

Hardin, G (1968). The tragedy of the commons. Science ,162: 1243-1248

Healy, R. W. (2010). Estimating groundwater recharge; with contributions by Brdget R. Scanlon. Cambridge University Press

Hernandez-Mora, N., Martínez-Cortina, L., Fornés, J. (2003). Intensive groundwater use in Spain. In: *Intensive Use of Groundwater: Challenges and Opportunities* (Llamas and Custodio, Eds.). Chapter 19. Balkema Publishers: 387-414.

Hernández–Mora, N., Martínez Cortina, L., Llamas, M.R., Custodio, E. (2007). *Groundwater issues in southwestern EU member states: Spain country* report. European Academies of Sciences Advisory Council (EASAC). Fundación Areces. Madrid.

Kretsinger V, Narasimhan TN (2005). California's evolution toward integrated regional water management: a long-term view. Hydrogeology Journal, 14: 407–423

Llamas MR (1989). Groundwater and wetlands: new constraints in groundwater management. In: Groundwater management: quantity and quality. Int Assoc Hydrol Sci, Publ 188:595–604

Llamas MR (1992). La sobreexplotación de aguas subterráneas ¿bendición, maldición o entelequia? Tecnología del Agua, Barcelona, 91:54–68

Llamas MR (1993). Wetlands: an important issue in hydrogeology. In: Aquifer overexploitation. Int Assoc Hydrogeol, Selected Papers 3, Heise, pp 69–86

Llamas, M.R. (2005). La revolución silenciosa de uso intensivo del agua subterránea y los conflictos hídricos en España. En: Libro Homenaje al Profesor D. Rafael Fernández Rubio. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid: 79–86.

Llamas, M.R, Fornés, J.M., Hernández-Mora, N. y Martínez Cortina. L. (2001). Aguas subterráneas: retos y oportunidades. Mundi Prensa y Fundación Marcelino Botín, Madrid.

Llamas, M.R., Martínez Cortina, L. (2002). Groundwater irrigation and poverty alleviation. Proc. IWRA Regional Symposium: Water for Human Survival, New Delhi, Central Board for Irrigation and Power, 2: 134–143.

Llamas MR, Custodio E (eds) (2003). Intensive use of groundwater: challenges and opportunities. Balkema Publishers, Lisse, The Netherlands

Llamas, M.R. and Custodio, E. (2003). Intensive use of groundwater: a new situation that demands proactive action. In: *Intensive Use of Groundwater: Challenges and Opportunities* (Llamas and Custodio, Eds). Chapter 1. Balkema Publishers: 13-31

Llamas, M.R., Martínez–Santos (2005). Intensive groundwater use: silent revolution and potential source of social conflicts. J. Water Resources Planning and Management: 337–341.

Llamas, M.R. & Garrido, A. (2007). Lessons from intensive use in Spain: economic and social benefits and conflicts. In: *The Agricultural Groundwater Revolution: Opportunities and Threats to Development* (Giordano and Villholth, eds.), 2007, CAB International, Wallingford: 266-295.

Martinez-Cortina, L & Cruces, J. (2005). The analysis of the intensive use of groundwater in the Upper Guadiana Basin (Spain) using a numerical model. In: A. Sahuquillo, J. Capilla, L. Martinez-Cortina & X. Sanchez_Vila (eds). *Groundwater Intensive Use.* International Assotiation of Hydrogeologist, Selected Papers on Hydrogeology. 7 Balkema, Leiden, The Netherlands: 285-294.

Meinzer OE (1920). Quantitative methods of estimating groundwater supplies. Bull Geol Soc Am 31:329–338

Pankow, J.F., & Cherry, J.A (1996). *Dense chlorinated solvents and other DNALP in groundwater: history, Behavior and remediation.* Waterloo Press, Portland, Oregon: 1-516

Rorabaugh, M. I. (1963). Estimating changes in bank storage in groundwater contributions to streamflow. International Association of Scientific Hydrology, Publication No 63, 432-441.

Nelson, B.(2011). Blog en www

Pulido Velázquez, M., Sahuquillo Herráiz, A., Ochoa Rivera, C. y Pulido Velázquez, D. (2005). Modelling of stream-aquifer interaction: the embedded multireservoir model. Journal of Hydrology, 313, 166-181.

Sahuquillo, A. (1999). La calidad y la contaminación de las aguas subterráneas en España. ¿quo vadimus? En *La Contaminación de las Aguas Subterráneas: Un problema Pendiente* (eds. J. Samper, A. Sahuquillo, J.E. Capilla, J.J. Gómez Hernández). Asociación. Internacional de Hidrogeólogos, G.E-Instituto Tecnológico y Geominero de España. Madrid.

Sahuquillo, A. (2002). Conjunctive Use of Surface Water and Groundwater, in Theme 2.9 Groundwater, Edited by Luis Silveira, in UNESCO Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS). Eolss Publishers, Oxford, UK.

Sahuquillo, A.(1983a). An eigenvalue numerical technique for solving unsteady groundwater continuously in time. Water Resources Research, 19 (1), 87-93.

Sahuquillo, A. (1983b). Modelos pluricelulares englobados. En Utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas, Servicio Geológico de Obras Públicas y Universidad Politécnica de Valencia, B-4.

Sahuquillo, A., J. López García and B. López Camacho (1982). Transient simulation of an aquifer connected to a wetland ecosystem" *Mathematics and computers in simulation* XXIV, pp161-172.

Sahuquillo, A. and Lluria, M. (2003). 'Conjunctive use as potential solution for stressed aquifers: social constraints', in: Llamas, M.R. and Custodio, E. (eds.), *Intensive Use of Groundwater: Challenges and Opportunities*, 1–478, Netherlands: Balkema.

Sahuquillo, A., Custodio, E. and Llamas, M.R. (2009). 'La gestión de las aguas subterráneas' [Groundwater management], *Tecnología del Agua*, Marzo y Abril 2009, 305: 60–67 y 306: 54–67.

Samper, J., Sahuquillo, A., Capilla, José E. y Gómez–Hernández, J.J. (1999). La contaminación de las aguas subterráneas: Un problema pendiente. Asociación. Internacional de Hidrogeólogos, G.E-Instituto Tecnológico y Geominero de España. Madrid.

Samper, J. y García-Vera, M.A. (1992). *Programa BALAN. Versión 8.0. Manual de Usuario.* Universitat Politécnica de Cataluña, Barcelona, (Informe Interno 1-50)

Sanz, D., S Castaño., E. Cassiraga., A, Sahuquillo., J.J. Gómez-Alday, S, Peña y A, Calera. (2011). Modeling aquifer–river interactions under the influence of groundwater abstraction in the Mancha Oriental System (SE Spain). Hydrogeology Journal

Sophocleous (1997). Managing water resources systems: why "safe yield" isnot sustainable. Ground Water. 35(4) 561.

U.S. Advisory Commission on Intergovernmental Relations (1991).- Coordinating Water Resources in the Federal System: The Groundwater-Surface Water Connection. October 1991 l A-l 18

Younger, P.L. (2007). Groundwater in the environment, an introduction. Blackwell Publ. Oxford: 1–317.

2.5.2. EL ACUIFERO ALMONTE-MARISMAS: RETROSPECTIVA DE SU UTILIZACION E IMPACTOS PRODUCIDOS

Joan COROMINAS MASIP*

(*) Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía.
juan.corominas@juntadeandalucia.es

RESUMEN

Se realiza un repaso a los primeros estudios hidrogeológicos y del inicio de la explotación del acuífero Almonte-Marismas, centrados en el período 1965-1985, el menos conocido en la literatura científica, debido a que muchos informes internos de las Administraciones que los impulsaron, permanecen inéditos. Con optimismo los primeros estudios del Proyecto Guadalquivir-FAO valoraban las recargas del acuífero en unos 450 hm^3 y proponían una explotación de unos 190 hm^3. El IRYDA decidió la transformación en regadío de 24000 ha de la zona Almonte-Marismas, ejecutándose 460 sondeos de captación con un caudal aforado de 31700 l/s. Pronto se comprobó que el balance del acuífero y sus posibilidades de extracción eran inferiores a la mitad de lo inicialmente previsto.

La importancia del Parque Nacional de Doñana y su entorno aumentó las cautelas en la explotación del acuífero, transformando el IRYDA, y posteriormente el IARA solamente unas 6500 ha en regadío, de las que se riegan unas 5000 ha; por el contrario, la iniciativa privada ha ido aumentando el regadío, sin el debido control administrativo, hasta unas 7000 ha en la zona regable y otras 6000 ha al norte de la Corona Forestal de Doñana. Los impactos de estas transformaciones desordenadas tienen más incidencia en los ecosistemas de Doñana los relacionados con la actividad agrícola intensiva, que las detracciones de recursos subterráneos, salvo en zonas puntuales del acuífero. Un Plan Especial de la Junta de Andalucía pretende ordenar estos regadíos compatibilizando desarrollo económico y el espacio de Doñana.

INTRODUCCION

El acuífero Almonte-Marismas reúne la doble condición de ser uno de los más estudiados y conocidos de España y, a la vez, de los que mayor polémica científica, mediática y política ha generado por la confrontación de intereses de desarrollo agrario y turístico con la conservación de Doñana y su entorno. Esta confrontación se origina desde el inicio de diversas actuaciones públicas, a finales de los años 60 del siglo pasado, que inciden sobre el territorio muy poco alterado de las marismas y arenales de la margen derecha del Guadalquivir: en 1969 se creó el Parque Nacional de Doñana y el centro de Interés Turístico

Nacional de la Urbanización de Matalascañas; en 1971 se declaró de Interés nacional la colonización de la zona regable de Almonte-Marismas con recursos de aguas subterráneas.

Puede ser muy útil para los estudiosos actuales del acuífero Almonte-Marismas (el antiguo acuífero 27 y la actual unidad 04.14) conocer las primeras etapas de investigación y explotación del acuífero, así como el desarrollo inicial de las actividades ligadas al uso del agua subterránea y la creciente importancia por los ecosistemas de Doñana. Aportaré mi experiencia de los años 70, y primeros 80, del siglo pasado en los que me dediqué a la captación de recursos subterráneos y a la transformación en regadío, en estos territorios.

Sirva de homenaje a Emilio Custodio, mi profesor de Geología en la Escuela de Ingenieros Industriales de Barcelona, en 1964. Afianzó en mí el interés por la geología y el agua, lo que me llevó al terminar la Ingeniería Agronómica, a realizar el IV Curso de Hidrogeología Aplicada del IGME, que me sirvió de formación para trabajar como Ingeniero de Sondeos en los trabajos de captación de aguas subterráneas para el riego del "Plan Almonte-Marismas".

El importante equipo científico-técnico del Proyecto Guadalquivir, en el que intervino la FAO, el IGME y el IRYDA, supuso un importante avance en la introducción de conocimientos y técnicas que permitieron la formación de muchos jóvenes universitarios y personal sondista en la naciente Hidrogeología y en la perforación de sondeos profundos. Dentro del proyecto que abarcaba toda la cuenca del Guadalquivir, el acuífero Almonte-Marismas, a caballo entre Huelva y Sevilla, mereció la máxima atención y levantó las mayores expectativas de su explotación. Aquí empieza esta retrospectiva histórica.

INFORMACIÓN HIDROGEOLÓGICA DEL PROYECTO GUADALQUIVIR-FAO (1966-1974)

La FAO financió el Proyecto Guadalquivir de investigación hidrogeológica de 1966 a 1974, identificando los principales acuíferos de la cuenca y de la del Guadalete y Barbate. Inicialmente la contraparte española recayó fundamentalmente en el IGME, incorporándose a partir de 1970, de manera más importante, el IRYDA y en menor medida la Dirección General de Obras Hidráulicas.

En el primer documento de síntesis hidrogeológica del Guadalquivir (FAO, 1970) se describen dos acuíferos, Almonte y Marismas del Guadalquivir (margen derecha), interconectados pero que merecían un estudio distinto. El nivel de descripción de los principales parámetros que definen el acuífero, tratándose de un análisis genérico de la cuenca, es bastante acertado tanto en la concepción de funcionamiento del acuífero, como en la representación espacial de la información.

El conjunto de los dos acuíferos ocupaba una superficie de unos 2800 km^2 en la margen derecha del estuario del Guadalquivir, coincidiendo en gran parte con el espacio poco alterado por la acción humana de Doñana y su entorno. Como propuesta de explotación futura planteaba unas extracciones de 100 hm^3/año en Almonte y con prudencia intentar llegar hasta 15 hm^3/año en las marismas.

ACUIFERO		ALMONTE	Marismas del Guadalquivir (margen derecha)
Superficie		1890 km2	unos 800 km2
Régimen de funcionamiento		Libre	Cautivo
Materiales geológicos	Base impermeable	Margas azules tortonienses	Margas azules tortonienses
	Techo impermeable		Arcillas y limos cuaternarios
Terrenos acuíferos		Arenas saheliense recubiertas por el Plioceno continental; en el SW se superponen dunas cuaternarias y recubren los valles terrazas continentales cuaternarias	Arenas y areniscas saheliense en el fondo y capas detríticas cuaternarias dentro de la matriz de arcillas y limos
Profundidad hasta el agua		5 m.(entre 2 y 10)	Generalmente artesiano; en los bordes 1-2 m.
Espesor del terreno acuífero		Desde 20 m. al N., creciendo hasta 200m. En dirección SE	110 m.
Permeabilidades		Inferiores a 10^-4 m/seg	Del orden de 10^-4 m/seg
Coeficiente de almacenamiento		5-10 %	1%
Recarga del acuífero		Infiltración por lluvia: 100 hm3/año	Infiltración lateral del acuífero Almonte del orden de 10 hm3/año
Reservas del acuífero		4000 hm3	300 hm3
Calidad química del agua		Residuo seco: 0,5 - 1 gr/lit.	Aumenta el rediduo seco de W a E desde 1 a 5 gr/lit
Explotación acuífero en 1970		7 hm3/año	4 hm3/año
Propuesta de explotación		100 hm3/año	Prudente e inferior a 15 hm3/año
Fuente: Elaboración propia con datos del Estudio hidrogeológico de la cuenca del Guadalquivir - FAO (1970)			

Tabla 1. Síntesis de información de los acuíferos de Almonte y Marismas del Guadalquivir.

La baja recarga del acuífero de las marismas, junto con la existencia en dirección al Guadalquivir de una interfase salina, fue el motivo de aconsejar prudencia en la explotación de este acuífero.

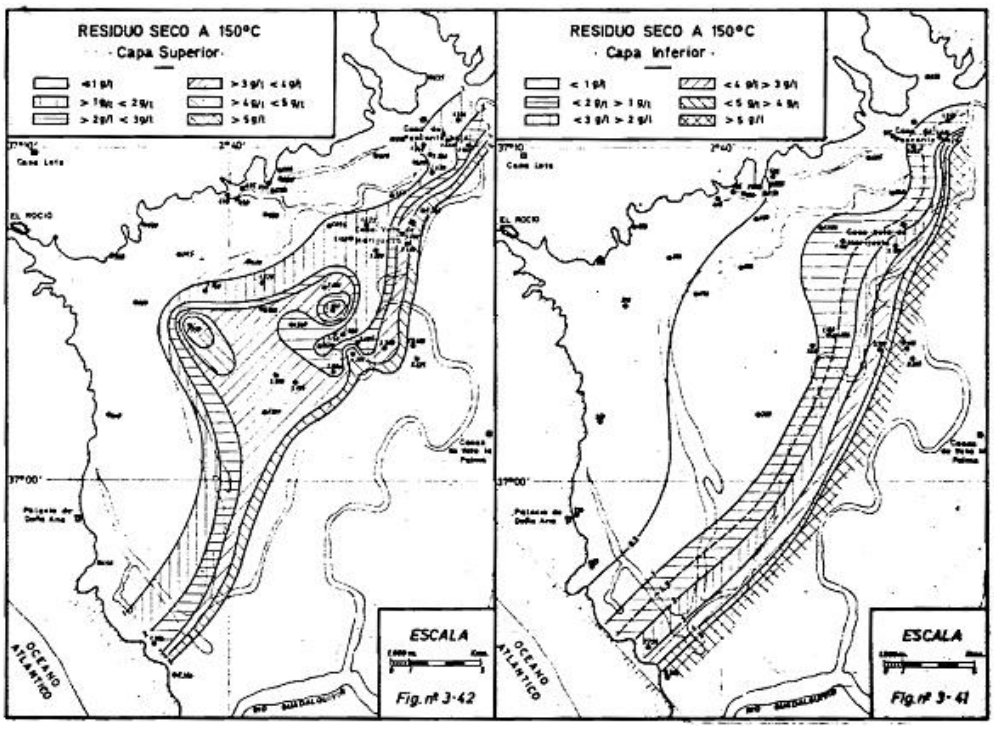


Figura 1. Residuo seco del acuífero de las Marismas del Guadalquivir (FAO, 1970).

A partir de 1970 se amplían los trabajos hidrogeológicos en estos acuíferos, con campañas geofísicas, nuevos sondeos mecánicos, seguimiento piezométrico y elaboración de

un modelo matemático de su funcionamiento. Las aportaciones tecnológicas en todos estos campos fueron importantes para hacer avanzar la Hidrogeología en España.

INFORMACION HIDROGEOLOGICA DEL ACUIFERO ALMONTE-MARISMAS Y SUS POSIBILIDADES DE EXPLOTACION		
Superficie		2080 Km2
Trabajos realizados: 1970-1972	Geofísica	291 SEV
	Sondeos mecánicos	68 (6719 m.)
	Piezómetros construidos	40 (3741 m.)
	Inventario de puntos acuíferos	648
Modelo matemático	Mallas poligonales	39 mallas de 62 km2 de media
	Balance del primer ensayo (entradas y salidas)	301 hm3
	Resultados provisionales balance 2º ensayo	450 hm3
	Simulación respuesta a la explotación de dos años	172 hm3 de extracciones con descensos de niveles entre 2 y 8 m. (en marismas avance del frente salino entre 20 y 50 m.)
	Recursos explotables	190 hm3 (150 en arenas y 40 en marismas)
Propuestas	Transformación en regadío	28532 ha (23532 en arenas y 5000 en marismas)
	Explotación del acuífero	174 hm3 (139 en arenas y 35 en marismas)
	Captaciones de sondeos	Entre 10 lit/seg en la parte Norte hasta 50-90 lit/seg en la zona más profunda y 70-100 lit/seg en marismas
Fuente: Elaboración propia con datos del Anteproyecto de transformación en regadío de la zona de Almonte-Marismas (FAO, 1972)		

Tabla 2. Información hidrogeológica del acuífero Almonte-Marismas y sus posibilidades de explotación.

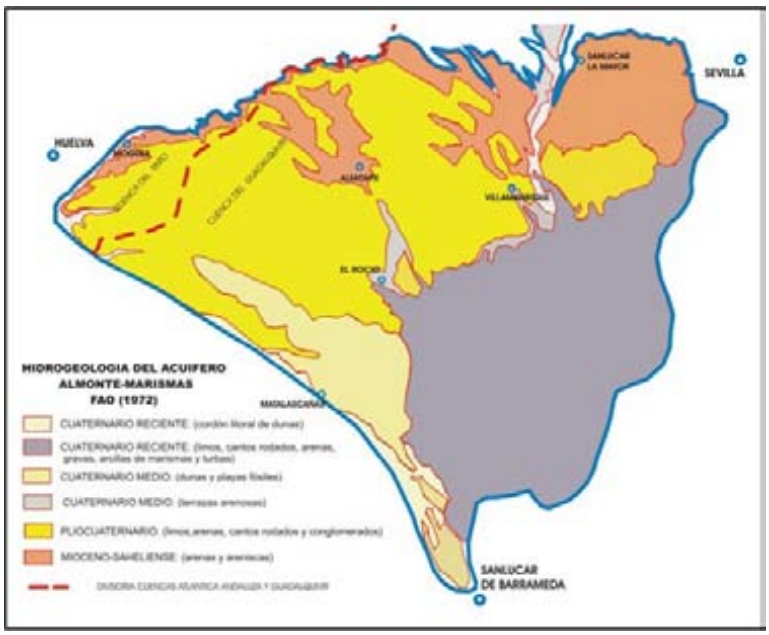


Figura 2. Digitalización propia de las formaciones del acuífero Almonte-Marismas según FAO, 1972.

El modelo matemático del acuífero Almonte-Marismas, el primero desarrollado en España en un gran acuífero, permitió un conocimiento de las condiciones generales de su funcionamiento, aunque al ser limitada la información hidrogeológica y el tamaño de las mallas poligonales utilizados, las magnitudes de los elementos del balance representaban una primera aproximación a la realidad.

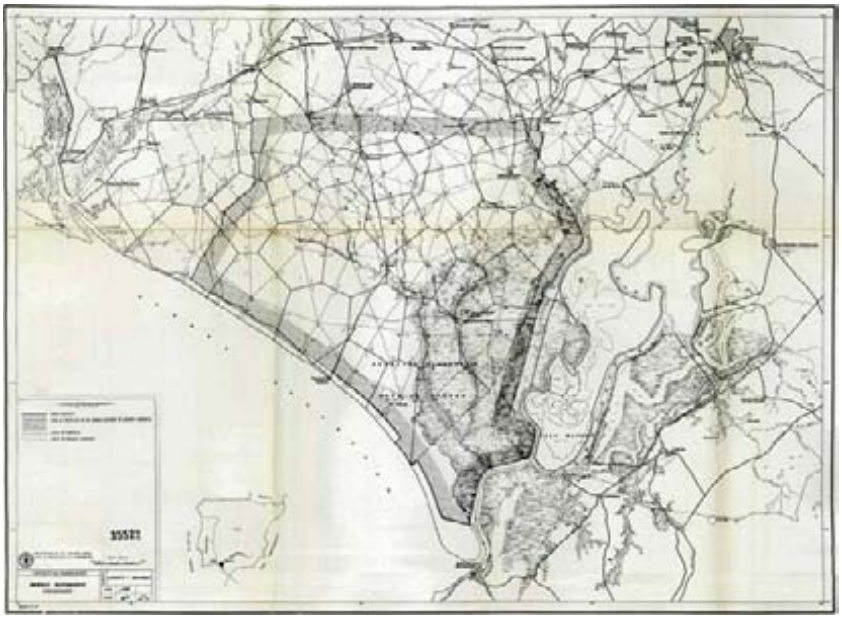


Figura 3. Mallas poligonales del Modelo Matemático del Proyecto Guadalquivir (FAO, 1972).

LA CAMPAÑA DE EJECUCIÓN DE SONDEOS DEL IRYDA

Las prometedoras perspectivas de explotación del acuífero Almonte-Marismas que pusieron de manifiesto los trabajos hidrogeológicos del Proyecto Guadalquivir-FAO, llevaron al Gobierno a declarar en 1971 de Interés Nacional la transformación en riego con aguas subterráneas de la zona de Almonte-Marismas, con una superficie regable de 28532 ha que requería un volumen de extracciones del acuífero de 145 hm^3. Se encargó al IRYDA la ejecución de los sondeos de explotación, con el apoyo técnico del Proyecto Guadalquivir-FAO, iniciándose la campaña en 1972.

Las características de las formaciones acuíferas, con litologías básicamente formadas por arenas, gravas y areniscas, aconsejaron realizar la perforación de los sondeos con la técnica de rotación con circulación inversa, que se introducía por primera vez en España. La ventaja principal respecto al tradicional método de perforación en formaciones detríticas, el de circulación directa, era la no necesidad de utilizar lodos de bentonita para ayudar a sostener las paredes de la formación y permitir el arrastre de los detritus a la superficie, consiguiéndose así un mejor desarrollo del sondeo, y mayores caudales específicos.

Para acometer las 650 captaciones inicialmente previstas se preparó un importante parque de maquinaria constituido por 4 equipos completos de perforación, desarrollo de sondeos y aforo de los mismos, junto con los equipos auxiliares necesarios. Las sondas de perforación eran Failing Jed-A, de rotación a circulación inversa que permitían diámetros de perforación de hasta 34” y profundidades de unos 120 m., que podían aumentarse hasta unos 300 m. con la ayuda de un compresor que ayudara a la extracción de detritus. Para la perforación de los sondeos en la unidad Marismas se incorporó otra sonda de rotación a circulación directa Failing 2500.

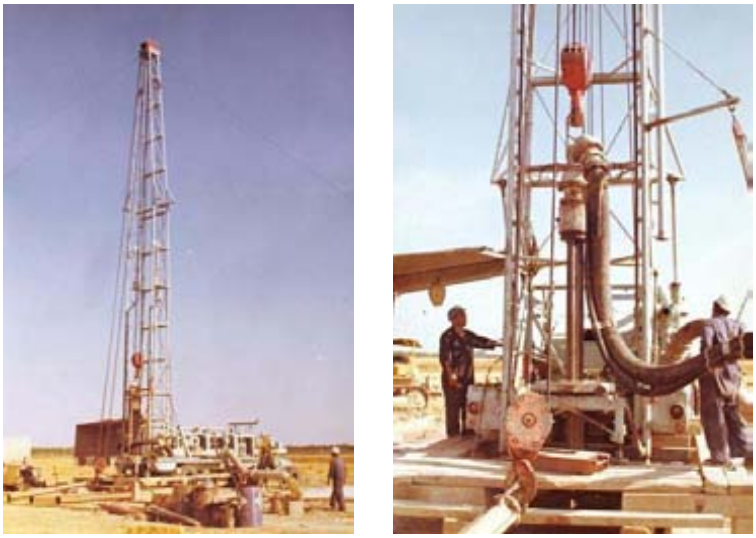


Figura 4. Sonda de rotación a circulación inversa Failing Jed-A (fotos del autor).

La perforación se realizó directamente con diámetro de 24” a 34” según terrenos, utilizando policonos de 5 ó 6 piñas, entubándose los sondeos con tubería de acero helicoidal de 18” de diámetro y 9 mm de espesor. Las zonas drenantes se equiparon con tubería con rejilla de puentecillo Nold galvanizada, del mismo diámetro y espesor, con aberturas entre 0,5 y 2,5 mm en función de la granulometría de la formación. El empaquetamiento filtrante de grava se formó con gravillas seleccionadas con granulometrías desde 1-3 mm a 4-6 mm, adecuadas a la litología atravesada.

Figura 5. Policonos y barrenas de perforación y entubación de un sondeo (fotos del autor).

En los sondeos de Marismas, en los que había que atravesar una capa confinante de arcillas y limos, intercaladas de lentejones de gravas con aguas muy salinas, con mayor permeabilidad de las capas acuíferas y de espesores superiores a los 120 m, se perforó igualmente a 24” de diámetro, equipándose la zona cautiva con tubería de 18” de diámetro, que serviría como cámara de captación, y la zona drenante con tubería de 12” de diámetro, igualmente de rejilla de puentecillo Nold galvanizada. Se procedió a la cementación del espacio anular entre perforación y tubería en toda la cámara de captación para evitar la contaminación salina de las capas inferiores. La colocación del macizo de grava en la parte filtrante se realizó mediante el método de columna perdida.

Figura 6. Equipo de cementación Halliburton (foto del autor).

Se realizó la testificación eléctrica de una gran parte de sondeos, encontrándose una gran correlación entre la resistividad y el potencial espontáneo medido y las permeabilidades de las muestras recogidas cada metro de perforación, corroborando la buena representación de estas del terreno atravesado, algo característico de la perforación a circulación inversa.

Los equipos de limpieza y desarrollo de sondeos estaban constituidos por una sonda a percusión para las tareas de valvuleo, junto con una bomba de lodos para la inyección de tripolifosfato sódico y un compresor para la eliminación de arenas finas mediante el sobrebombeo producido por una emulsión aire-agua.

Figura 7. Desarrollo de un sondeo con inyección de tripolifosfato sódico y con compresor (fotos del autor).

Los aforos de los sondeos se realizaron con bombas verticales alimentadas por un grupo electrógeno. Se disponía de bombas para caudales entre 10 y 150 l/s en función de las características de los sondeos. Se procuraba realizar las pruebas de aforo al máximo caudal que podía proporcionar el sondeo, con una depresión inferior a 2/3 de la potencia del acuífero. La duración de los aforos fue normalmente de 10 horas, al conseguirse una buena determinación de los parámetros hidráulicos a partir de las 5 horas. La toma de datos continuaba al finalizar el bombeo por igual tiempo, durante la recuperación de niveles. En muchos casos se utilizaron los sondeos cercanos como piezómetros para determinar la influencia del bombeo en los mismos.

Figura 8. Aforos de sondeos (fotos del autor).

La interpretación de los ensayos de bombeo se realizó por el método de régimen transitorio de Jacob, determinándose la transmisividad del acuífero en el punto, tanto durante el bombeo como en la recuperación de niveles, así como el coeficiente de pérdida de carga, indicador de la eficiencia en la construcción del sondeo. En los sondeos cercanos, utilizados como piezómetros se pudo determinar la transmisividad y el coeficiente de almacenamiento del acuífero.

El equipo humano que llevó a cabo los trabajos de ejecución de los sondeos de la zona de Almonte-Marismas estaba formado por 17 técnicos de sondeos e hidrogeólogos del Proyecto Guadalquivir-FAO y del IRYDA, y 160 sondistas, aforadores y demás especialistas en equipos auxiliares. La campaña de sondeos duró desde el año 1972 a 1977, alcanzándose un ritmo medio de ejecución de un sondeo, desde la perforación hasta el aforo del mismo, de 6,5 días. El coste de todas estas obras alcanzó los 606 millones de pesetas de aquella época (unos 49 millones de euros de 2011).

Los mejores parámetros hidrológicos obtenidos respecto a los estimados por el Proyecto Guadalquivir-FAO en la fase de investigación, así como la buena ejecución de los sondeos, permitió obtener los caudales necesarios para la transformación en riego de las 24 mil ha previstas en el Decreto que aprobaba en 1974 el Plan de Transformación de la zona regable, con 416 sondeos útiles, frente a los 650 inicialmente programados. El caudal total aforado alcanzó los 31667 l/s, aconsejándose un régimen de explotación continua de 24034 l/s.

La buena calidad de la ejecución de las captaciones lo atestigua el que aún siguen funcionando una buena parte de los originales sondeos, con una antigüedad de 35 años.

RESUMEN SONDEOS DE EXPLOTACION DE LA ZONA ALMONTE-MARISMAS		
Nº DE SONDEOS	485	MEDIA POR SONDEO
Nº DE SONDEOS UTILES (ENTUBADOS Y DE CAUDAL > 10 LIT/SEG)	416	
METROS PERFORADOS	40.623	87
CAUDAL TOTAL AFORADO (LIT/SEG)	31.667	76
CAUDAL RECOMENDADO DE EXPLOTACION (LIT/SEG)	24.044	58
NIVEL ESTATICO (M)		5,7
DEPRESION MEDIA EN EL BOMBEO (M)		22,8
Fuente: Elaboración propia con datos de (Corominas et alter,1975) y (IRYDA,1976)		

Tabla 3. Resumen de los sondeos de explotación de Almonte-Marismas.

MEJORA DE LA INFORMACIÓN HIDROGEOLÓGICA DURANTE LA CAMPAÑA DE EJECUCIÓN DE LOS SONDEOS

La ejecución de los sondeos de explotación para la zona regable de Almonte-Marismas generó una inmensa base de datos hidrogeológicos (litología, piezometría, parámetros hidrológicos, calidad del agua) que permitió un conocimiento de alto detalle en la zona de captación y permitió mejorar la información del conjunto del acuífero en base a sondeos y piezómetros complementarios que se realizaron para la elaboración de un nuevo modelo matemático iniciado en 1975.

Se elaboraron informes individuales de cada sondeo realizado, y al finalizar la campaña se resumió e interpretó la información obtenida, representándose en mapas las variables hidrogeológicas de la zona de captación y de su extrapolación al total del acuífero (Corominas, et alter, 1976).

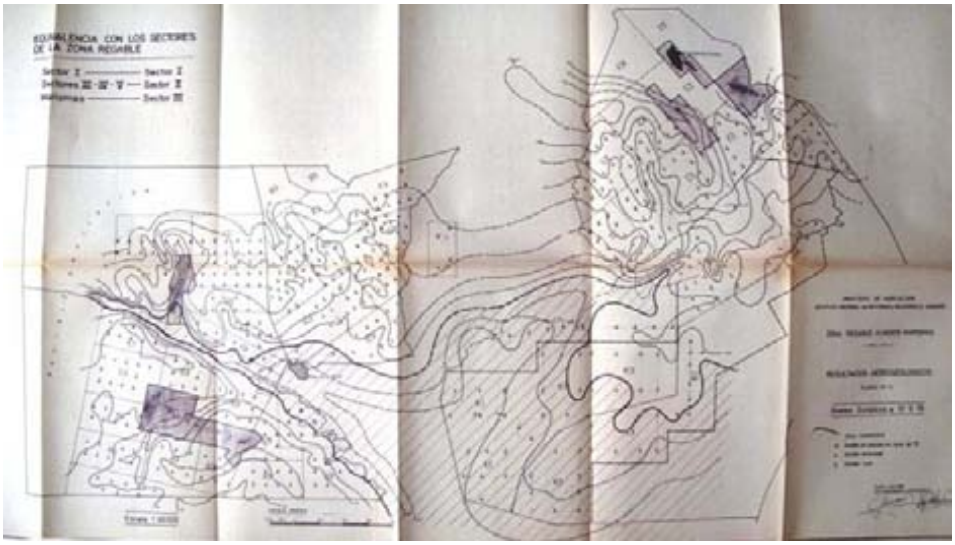


Figura 9. Niveles estáticos en la zona de captación en mayo de 1976 (Corominas et alter, 1976).

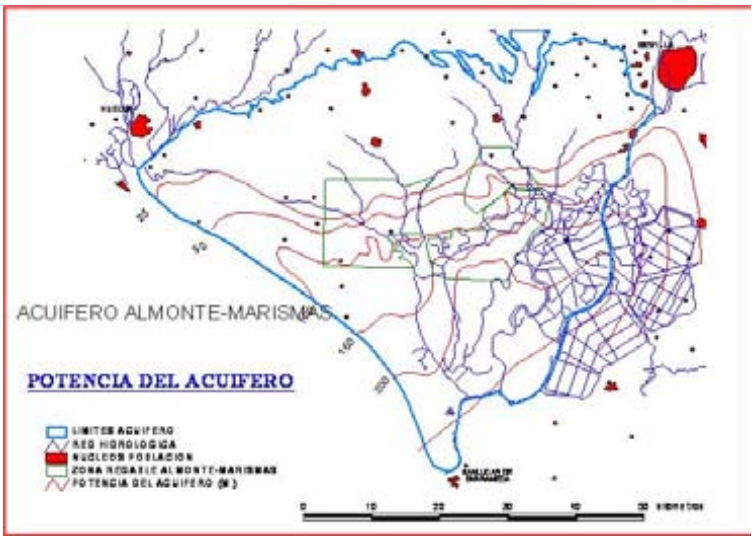


Figura 10. Potencia del acuífero (Digitalización propia, de Corominas et alter, 1976).

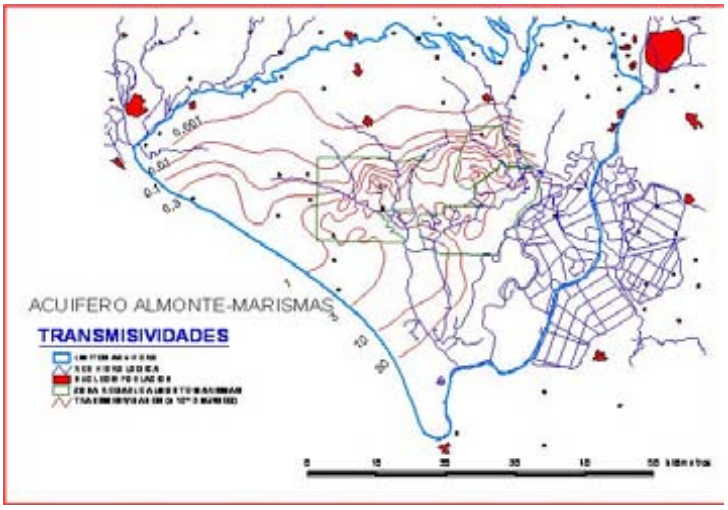


Figura 11. Transmisividades del acuífero (Digitalización propia, de Corominas et alter, 1976).

En general, la información obtenida era congruente con las investigaciones del Proyecto Guadalquivir-FAO, aunque se observaron diferencias importantes en dos aspectos esenciales para conocer el funcionamiento, y posible explotación, del acuífero:

- el frente salino estaba desplazado unos 5 Km. en dirección NW y con un gradiente mucho más acentuado, afectando a parte de las captaciones de la zona de marismas que se pretendía transformar en regadío.
- los coeficientes de almacenamientos en la zona de arenas obtenidos en los ensayos de bombeos eran del orden de 10^{-3} a 10^{-4}, cuando el Proyecto Guadalquivir-FAO los había estimado entre el 5% al 10%, lo que sugería que el manto no se comportaba como libre, sino como semicautivo con drenaje diferido debida a la existencia de una capa superficial (hasta 10 m) de baja permeabilidad que actuaría como semiconfinante, cuestión clave a la hora de establecer los balances del acuífero.

Figura 12. Residuo sólido del agua (Digitalización propia, de Corominas et alter, 1976)

Durante la campaña de sondeos se acometieron diversas experiencias e investigaciones destinadas a aclarar las divergencias conceptuales importantes observadas en relación a la prevista por el Proyecto Guadalquivir-FAO, (Corominas et alter, 1976) y (IRYDA, 1976):

- Técnicas para la mejora de la eficiencia de los sondeos.
- Experiencia de corrección de la salinidad de sondeos situados en la interfase salina de marismas por cementación de la capa salina inferior.
- Metodología de determinación de los caudales máximos de explotación.
- Correlación entre transmisividad y gradiente del acuífero, y entre caudal máximo de explotación de un sondeo y el producto de la transmisividad y la potencia del acuífero.
- Aforos de larga duración de varios sondeos conjuntamente y determinación de influencias en sondeos de alrededor, con el fin de observar la variación del coeficiente de almacenamiento con el tiempo y validar la hipótesis de manto semicautivo con drenaje diferido: entre 10 y 30 días desde el inicio del bombeo se producía la transición a un comportamiento propio de manto libre.
- Implantación de una red piezométrica formada por 60 puntos de medición quincenal y otros 55 puntos de observación trimestral.
- Análisis de la dificultad de desalinización, para su cultivo en regadío, de los suelos de marismas, en comparación con los de la zona regable del Bajo Guadalquivir (margen izquierda), debido a las filtraciones verticales desde el acuífero a través de la capa de arcilla y limos confinante, muy salina, y que aporta gran cantidad de sales al suelo.
- Comprobación de la conexión del acuífero con el mar en el sondeo La Señuela, a 33 km del mismo, amortiguándose las oscilaciones de marea a un 7% de las correspondientes a la desembocadura del Guadalquivir en Bonanza, y con un desfase de 3,5 horas.

Toda esta información permitió establecer hipótesis de funcionamiento del acuífero, necesarias para la elaboración de nuevos modelos matemáticos. Adelantándose a los mismos, el autor hizo una estimación del balance del acuífero en la zona de influencia de los sondeos de explotación de la zona regable y del resto del acuífero (Corominas, 1975), con un orden de magnitud de las entradas y salidas del acuífero entre 170 y 220 hm^3 y reducía de forma considerable las posibilidades de extracción sostenible en el entorno de 70-80 hm^3, limitándose la transformación en regadío a algo más de la mitad de las 24000 ha iniciales.

ESTIMACION DEL BALANCE HIDROGEOLOGICO DE LA ZONA DE INFLUENCIA DE LA CAPTACION DE LA ZONA "ALMONTE-MARISMAS"			
Fuente de datos	Proyecto Guadalquivir -FAO y sondeos IRYDA		
Infiltración media (mm.)	230		
Permeabilidades medias (*10^-5 m/seg.	> 10		
Coeficiente de almacenamiento en zona de arenas (%)	4 a 10		
Coeficiente de almacenamiento en zona de marismas (%)	0,1		
Tipo de acuífero considerado en la zona de arenas	Libre		
Tipo de acuífero considerado en la zona de marismas	Cautivo		
BALANCE (HM3)	ZONA INFLUENCIA CAPTACIONES	ZONA EXTERIOR CAPTACIONES	TOTAL
Entradas	85-76	117-179	187-223
Infiltración por lluvia	50-53		50-53
Infiltración Almonte-Norte (lineas)	15-23		
Infiltración Almonte-Sur (arenas)		117-170	117-170
Infiltración Dunas (Abalario)			
Almonte/alón lateral por linite SE			
Salidas	89-76	122-149	175-202
Drenaje por arroyos		16-24	16-24
Consumo de la vegetación en la zona con manto freático a menos de 5 m	45	67	112
Salida subterránea hacia las Marismas y evapotranspiración por filtración vertical	15-23	6-10	21-33
Salida subterránea al mar		16-23	16-23
Bombeo neto	8	2	10
Propuesta de explotación Almonte-Marismas (hm3)	73-62		73-62
Fuente: elaboración propia en base a estimación de Corominas, 1975)			

Tabla 4. Estimación del Balance hidrogeológico del acuífero Almonte-Marismas (Corominas, 1975).

LOS PRIMEROS MODELOS MATEMÁTICOS DEL ACUÍFERO

El proceso de transformación en regadío de la zona de Almonte-Marismas suscitó, desde el primer momento, preocupación por su posible afección a los ecosistemas de Doñana, obligando al IRYDA y al IGME, promotores del proyecto, a extremar las precauciones para asegurar que el ritmo de la transformación en riego fuera compatible con la mejora del conocimiento del acuífero y su posible interferencia con la conservación de Doñana.

Con el gran nivel de información obtenida en la campaña de sondeos tanto el IGME como el IRYDA decidieron en 1975 acometer sendos modelos matemáticos que permitieran confirmar las hipótesis del Proyecto Guadalquivir-FAO en que se basaba la transformación en regadío iniciada.

El IGME realizó con sus propios medios el nuevo modelo matemático basándose en las hipótesis del modelo del Proyecto Guadalquivir-FAO de 1972, corregidas con los datos obtenidos en la campaña de sondeos. El modelo del IRYDA, realizado con la colaboración de la consultora INTECSA, elaboró nuevas hipótesis basadas principalmente en la información hidrogeológica de los 460 sondeos realizados y en una serie de experiencias específicas, ya comentadas en el apartado anterior.

BALANCE HIDROGEOLOGICO DE LA SUPERFICIE DE INFLUENCIA DE LA CAPTACION DE LA ZONA "ALMONTE-MARISMAS"					
	FAO (1972)	IGME (1976)		IRYDA (1976)	
Fuente de datos	Proyecto Guadalquivir -FAO	Proyecto Guadalquivir -FAO y sondeos IRYDA		Datos 460 sondeos IRYDA y Proyecto Guadalquivir-FAO	
Infiltración media (mm.)	162	230		87	
Permeabilidades medias (*10^-5 m/seg.	1	> 10		1 a 5	
Coeficiente de almacenamiento en zona de arenas (%)	8	4 a 10		0,05 a 0,15	
Coeficiente de almacenamiento en zona de marismas (%)	0,1 a 0,5	0,1		0,03 a 0,05	
Tipo de acuífero considerado en la zona de arenas	Libre	Libre		Semicautivo	
Tipo de acuífero considerado en la zona de marismas	Cautivo	Cautivo		Cautivo	
Régimen del modelo matemático	Permanente y Transitorio	Permanente	Transitorio	Permanente	Transitorio
BALANCE (HM3)					
Entradas	450	445	427	149,3	130,2
Infiltración por lluvia		440	419		
Infiltración Almonte-Norte (limos)				18,2	12,4
Infiltración Almonte-Sur (areras)				89,3	79,7
Infiltración Dunas (Abalario)				40,8	38,1
Alimentación lateral por límite SE		5	8		
Salidas	446	485	427	149	130,2
Drenaje por arroyos	59	185	166	7,6	7,6
Consumo de la vegetación en la zona con manto freático a menos de 5 m	211	157	154	94,8	29,2
Salida subterránea hacia las Marismas y evapotranspiración por filtración vertical	120	40	36	19	
Salida subterránea al mar	50	65	47	27,6	26,5
Bombeo neto	6	8	8		66,9
Variación de la reserva del acuífero			16		
Reservas del acuífero (Hm3)	7160	5598			
Descensos medios previstos (m.)	1,7		30 m. al Norte del Rocío. Avance del frente salino: 33 m/año		< 10 m
Estabilizacion de niveles (años)					10 a 25
Propuesta de explotación Almonte-Marismas (hm3)	180		137		87
Fuente: elaboración propia con datos del Proyecto Guadalquivir-FAO, 1972; ITGE, 1976; IRYDA, 1976.					

Tabla 5. Comparación de los primeros modelos matemáticos del acuífero Almonte-Marismas.

Como consecuencia de estas divergencias de partida los dos nuevos modelos se separaron en la cuantificación del balance del acuífero y de las posibilidades de explotación del acuífero. El IGME obtenía resultados parecidos a los del modelo del Proyecto Guadalquivir-FAO, con unas entradas y salidas del orden de 450 hm^3 en régimen permanente, que se reducían a 410-425 hm^3 en régimen transitorio, y una posibilidad de explotación de 137 hm^3, lo que permitiría mantener el proyecto de transformar 24000 ha en regadío. Los descensos del acuífero alcanzaban los 30 m al norte del Rocío y el frente salino en el interior de la marisma avanzaría unos 30 m/año.

El modelo del IRYDA redujo sensiblemente los términos del balance al orden de magnitud de 150 hm^3 en régimen permanente y a unos 130 hm^3 en régimen transitorio. La simulación de una explotación de 135 hm^3 producía descensos de niveles del orden de 25 m, sin tendencia a

la estabilización en un período de 25 años. Una nueva simulación de explotación a la mitad de la inicial, 67 hm3, producía una estabilización de los niveles en períodos entre 10 y 25 años, según zonas, y descensos de niveles inferiores a 10 m.

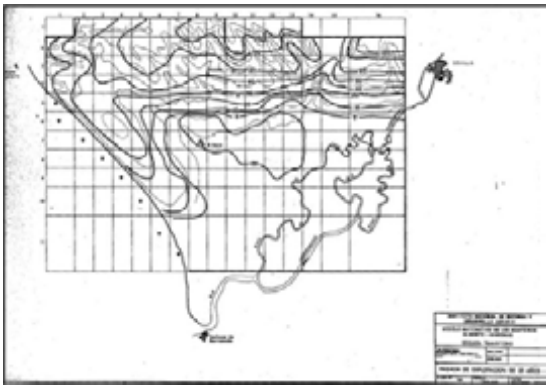


Figura 13. Pasada de explotación de 135 hm^3, después de 25 años (IRYDA, 1976).

Los descensos más importantes se producían, en la pasada de explotación de 135 hm^3 después de 25 años, en los alrededores del Rocío y en el centro de la marisma, especialmente en esta unidad del acuífero, con una repercusión muy importante, aunque no evaluada en el modelo matemático, de avance del frente salino situado en la margen derecha de las marismas del Guadalquivir.

En la pasada de explotación mitad, 67 hm^3, desaparecía el profundo cono de depresión de hasta 25 m del centro de la unidad marismas, poniendo de manifiesto que este era el límite máximo de explotación sostenible del acuífero Almonte-Marismas.

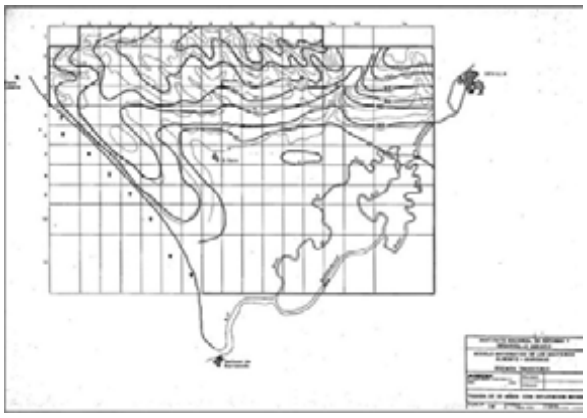


Figura 14. Pasada de explotación de 67 hm^3, después de 25 años, (IRYDA, 1976).

El modelo matemático del IRYDA (1976) ya situó las posibilidades de transformación en regadío de la zona de Almonte-Marismas en un horizonte mucho más modesto del inicialmente proyectado. El nivel de explotación recomendado era cercano al que han determinado la mayor parte de estudios y modelos matemáticos actuales.

La narración que he hecho del desarrollo de las iniciales investigaciones sobre el acuífero Almonte-Marismas es la parte menos conocida de la literatura científica sobre el mismo, debido a que gran parte de los trabajos, por su carácter interno a los Organismos que intervinieron, ha resultado inédita para muchos investigadores posteriores.

EL ACUÍFERO Y SU RELACIÓN CON DOÑANA

Un nuevo modelo matemático (ITGE, 1982) y la interpretación del análisis isotópico de las aguas subterráneas confirmaron, años después, buena parte del funcionamiento del acuífero, las magnitudes de la infiltración y la situación de la interfase salina (Baonza et alter, 1984).

A partir de mediados de los años 80 del siglo pasado el profesor Llamas (SCOPE, 1987 Y Suso & Llamas, 1990), y a finales de la misma década el profesor Custodio, retomaron con sus equipos y colaboradores de varias Universidades el perfeccionamiento del funcionamiento y las magnitudes hidrogeológicas del acuífero. El IGME ha continuado actualizando sus modelos matemáticos afinando las partes del balance. La red piezométrica actual la gestiona la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir y recoge series de más de 35 años de las antiguas redes del IRYDA e IGME. Asimismo la Universidad Politécnica de Cataluña ha realizado un nuevo modelo matemático (UPC, 1999) y se han realizado estimaciones del balance con el nivel de conocimiento actual del acuífero (Custodio et alter, 2005). Todos los modelos perfeccionan, la concepción del funcionamiento del acuífero, determinando como magnitudes de las entradas y salidas del acuífero entre unos 160-210 hm^3 y la explotación entre 60 y 100 hm^3.

Por la importancia ecológica de Doñana, y su repercusión internacional, gran parte de los nuevos trabajos se han orientado a determinar la relación de los ecosistemas y el acuífero, y la incidencia de su explotación en los equilibrios de los ecosistemas.

Quizás por ello se ha simplificado conceptualmente la ligazón del funcionamiento del acuífero con los ecosistemas del Entorno de Doñana, sin valorar las distintas partes del ciclo hidrológico del territorio, ni priorizar el conocimiento sobre la disponibilidad de agua en la capa edáfica del suelo que es la que permite el desarrollo de la vida en los ecosistemas de Doñana.

Asimismo, a mi parecer, se ha sobrestimado el drenaje del acuífero a los arroyos y su importancia en el mantenimiento del humedal de la marisma de Doñana. Los aforos del Proyecto Guadalquivir-FAO en diversos arroyos ya ponían de manifiesto la pequeñez de este componente del ciclo hidrológico (una media de 40 mm de lluvia, variando entre 22 y 57 mm). Observaciones del autor, entre 1972 y 1978, relativas al arroyo de la Rocina, el principal arroyo del acuífero que vierte a la marisma, constataban caudales en invierno, exceptuando los días posteriores a un temporal de lluvias, del orden de 0,5-1 m^3/s, menguando rápidamente a principios de mayo y dejando de circular a mediados de julio, aunque permanecían encharcadas zonas de alto valor ecológico de este arroyo; a finales de septiembre, sin haber llovido, volvían a manar los bordes del arroyo de la Rocina, restableciéndose el flujo.

Una primera aproximación a los componentes del ciclo hidrológico del Entorno de Doñana y su relación con el acuífero fue desarrollada por el autor (Corominas, 1983), poniendo de manifiesto la preponderancia de la capa edáfica como principal fuente de agua de los ecosistemas de Doñana, y en los humedales de las marismas el agua de lluvia y los aportes superficiales de arroyos y externos del Guadiamar. Más recientemente han enmarcado los componentes de la hidrología de la zona varios estudios (Custodio et alter, 2005) y (WWF, 2009).

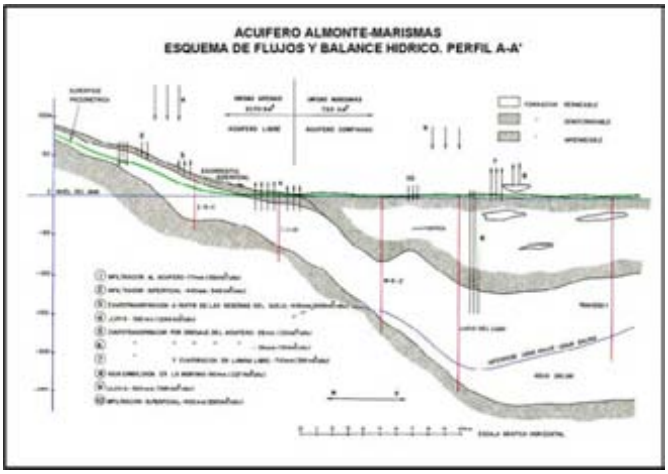


Figura 15. Esquema de flujos y balance hídrico representado en un perfil N-S, (Corominas, 1983).

En un trabajo posterior (Corominas, 1994), se realizó una estimación de los componentes del ciclo hidrológico y sus interrelaciones, correspondiendo al ciclo superficial un 18% del agua de lluvia, al ciclo edáfico un 84%, recibiendo aportes externos del río Guadiamar de un 3% y drenando el acuífero al mar un 2%. El ciclo subterráneo representa del orden del 10% del total de recursos hídricos. Es importante resaltar por su importancia en la conformación de los ecosistemas mediterráneos la irregularidad interanual, con una relación entre el máximo y el mínimo del orden de 3 para la precipitación, de casi 16 para el ciclo superficial y el humedal de las marismas, reduciéndose a 2 para el ciclo edáfico y a cerca de 3,5 el ciclo subterráneo.

RESUMEN DE LA ESTIMACION DEL BALANCE HIDROLOGICO DEL ENTORNO DE DOÑANA (AMBITO DEL ACUIFERO ALMONTE-MARISMAS)						
SUPERFICIE DEL ACUIFERO (KM2)	2750			IRREGULARIDAD INTERANUAL (MM)		
	(MM)	(HM3)	(% EN RELACION A LA LLUVIA)	MINIMO	MAXIMO	MAXIMO/ MINIMO
PLUVIOMETRIA MEDIA (MM)	560	1540	100,0	300	925	3,1
CICLO SUPERFICIAL	98	271	17,6	24	375	15,6
Recursos propios	81	222	14,4			
Recursos externos	18	48	3,1			
CICLO EDAFICO	468	1288	83,6	271	574	2,1
CICLO SUBTERRANEO	59	162	10,5	28	95	3,4
Salidas al mar	-11	-30	-1,9			
Descargas a ciclos edáfico y superficial	-48	-132	-8,6			
Fuente: Elaboración propia a partir de datos de CHG, IARA, IRYDA, ITGE						

Tabla 6. Resumen del balance hidrológico del Entorno de Doñana (Corominas, 1994).

Esta perspectiva integral y ecológica es la que requiere, a fecha actual, una mayor elaboración metodológica y la realización de modelos que la simulen.

EL DESARROLLO DE LOS REGADÍOS DE ALMONTE-MARISMAS

A partir de los informes hidrogeológicos y modelos matemáticos de la segunda mitad de la década de 1970, y de los estudios sobre los ecosistemas de Doñana, fue calando la percepción de que debía irse con prudencia en la transformación en regadío y limitarse el objetivo inicial (IRYDA, 1983).

No obstante, la inercia administrativa retrasó hasta 1984 (Real Decreto 357/1984) la reducción de los riegos a un máximo de 22000 ha, pero con un desarrollo ligado a que no se produjeran impactos en el Entorno de Doñana.

Posteriormente los instrumentos de planificación territorial de la Junta de Andalucía en este ámbito volvieron a limitar y pusieron nuevas cautelas a la transformación en riego con aguas subterráneas:

- el PDTC de Doñana (Decreto 181/1988) limitó a 9935 ha la transformación, aunque admitía una posible ampliación hasta 14725 ha
- el POTAD de Doñana (Decreto 341/2003) fijaba la superficie de riego en la existente en aquella fecha, no autorizando nuevas transformaciones en riego en gran parte del acuífero

Como resultado de este proceso la actuación pública se circunscribió a 6500 ha, de las que se riegan actualmente unas 5000 ha. Sin embargo la disponibilidad de sondeos de captación no utilizados por la Administración, el buen clima y la oportunidad de establecer cultivos hortofrutícolas muy competitivos ha conducido al establecimiento de riegos privados en unas 7000 ha, siendo la superficie total regada de unas 12000 ha, del orden de la mitad inicialmente programada.

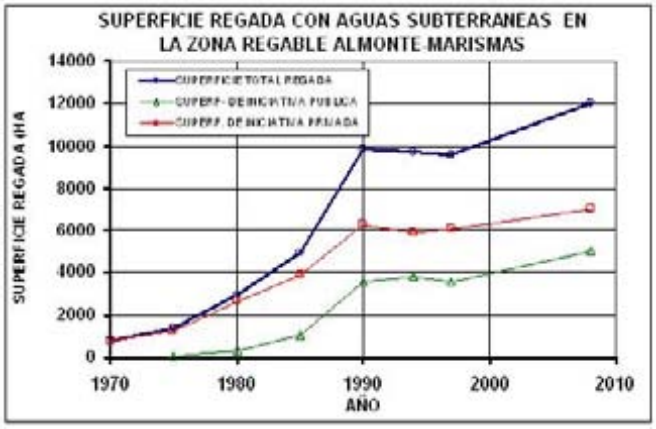


Figura 16. Superficie regada en la zona Almonte-Marismas, (Corominas, 2009).

En la totalidad del acuífero se riegan unas 18000 ha, de las que unas 4500 ha sustituirán, a corto plazo, sus recursos subterráneos por superficiales procedentes de un trasvase de la cuenca del Tinto a la del Guadalquivir. Las extracciones se evalúan en unos 100 hm3, que se reducirán al entorno de 70 hm3 al aplicarse el cambio de recursos del futuro trasvase.

REGADIOS CON AGUAS SUBTERRANEAS EN EL ACUIFERO ALMONTE-MARISMAS				
	TOTAL ACUIFERO		AMBITO PLAN ESPECIAL CORONA FORESTAL DE DOÑANA	
ZONIFICACION AGRARIA	SUPERFICIE (HA.)	CONSUMO DE AGUA (HM3.)	SUPERFICIE (HA.)	CONSUMO DE AGUA (HM3.)
Plan Almonte- Marismas	12260	70,1	3375	18,6
Zona alrededor de El Rocio	3375	18,6	3375	18,6
Zona de marismas al sur de Villamanrique	8885	51,6	0	0,0
Zona oriental:Palos,Moguer, Lucena,Bonares y Rociana y norte de Almonte	10540	58,0	6850	37,7
TOTAL REGADIOS INICIALMENTE CON AGUA SUBTERRANEA	22800	128,1	10225	56,2
Plan Almonte- Marismas	12035	66,9	3375	18,6
Zona alrededor de El Rocio	3375	18,6	3375	18,6
Zona de marismas al sur de Villamanrique	8660	50,3	0	0,0
Zona oriental:Palos,Moguer, Lucena,Bonares y Rociana y norte de Almonte	6080	33,4	5625	30,9
TOTAL REGADIOS ACTUALES CON AGUA SUBTERRANEA	18115	102,3	9000	49,5
Plan Almonte- Marismas	10035	50,2	2875	14,4
Zona alrededor de El Rocio	2875	14,4	2875	14,4
Zona de marismas al sur de Villamanrique	7160	35,8	0	0,0
Zona oriental:Palos,Moguer, Lucena,Bonares y Rociana y norte de Almonte	4395	22,0	4145	20,7
TOTAL REGADIOS A MEDIO PLAZO CON AGUA SUBTERRANEA	14430	72,2	7020	35,1
NOTAS: Consumos actuales: 5500 m3/ha (las 900 ha de arroz, en Aznalcazar: 8500 m3/ha) Consumos a medio plazo: 5000 m3/ha				
Fuente: elaboración propia a partir de datos de la CAP de la Junta de Andalucía (2004)				

Figura 17. Regadíos con aguas subterráneas en el acuífero Almonte-Marismas (Corominas, 2009).

IMPACTOS PRODUCIDOS POR LOS REGADÍOS CON AGUAS SUBTERRÁNEAS

Ha sido la planificación territorial (PDTC y POTAD de Doñana) la encargada de intentar ordenar el territorio compatibilizando el desarrollo económico de la zona y la preservación de Doñana y su Entorno. Se ha ligado este equilibrio a la aceptación por los habitantes del territorio del modelo de desarrollo sostenible, fomentando la participación social y el consenso en los objetivos. De una etapa inicial de rechazo social a las limitaciones al crecimiento de las actividades económicas se ha avanzado bastante en la aceptación de la bondad de la interdependencia de Doñana, y del bienestar y la calidad de vida de sus habitantes.

La utilización de aguas subterráneas en los regadíos de la Corona Forestal de Doñana se ha producido de una manera desordenada, pudiendo afectar a los ecosistemas. Un Plan Especial (Junta de Andalucía, 2011) pretende compatibilizar las oportunidades de desarrollo de este territorio, con la protección de los valores naturales de Doñana y el uso racional del agua.

Aunque el uso intensivo del agua, y no siempre legalmente, está en el origen de los conflictos con la conservación de los ecosistemas de Doñana, cada vez más se vinculan los impactos con la actividad agraria desordenada más que en el uso del agua. Hasta el momento no hay evidencias claras de deterioros generalizados en los ecosistemas naturales, aunque si se han detectado impactos en las áreas de contacto de las arenas y la marisma (la Vera y la

Retuerta) y se ha producido un importante cono de depresión al NE de la marisma, con probable avance importante del frente salino.

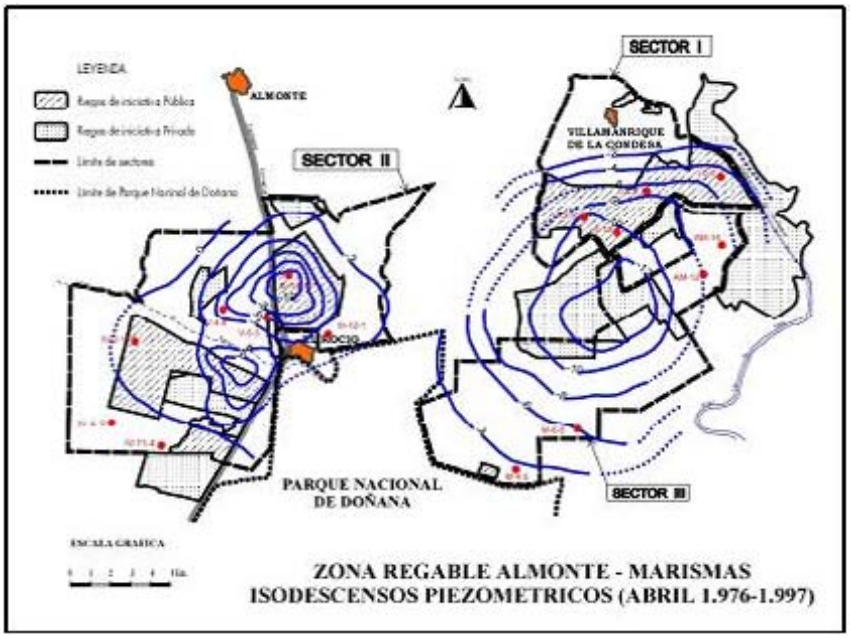


Figura 18. Impacto de las extracciones en los niveles del acuífero (Corominas, 2009).

Parece que se está produciendo una estabilización de los descensos de niveles en el entorno de los 25-30 años de explotación del acuífero tal como preveía el modelo del IRYDA de 1976

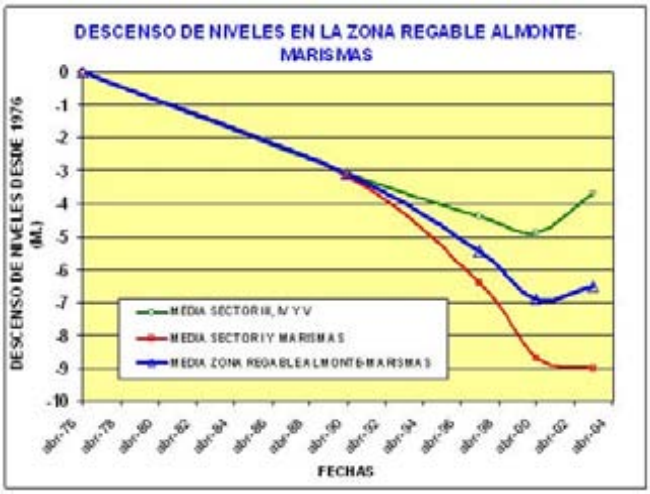


Figura 19. Hidrograma de descensos de niveles del acuífero (1976-2004), (Corominas, 2009).

Los impactos más preocupantes de la actividad agraria están relacionados con la ocupación de montes públicos sin autorización y la apertura de pozos sin concesión, la proliferación de caminos, líneas eléctricas y vallados, la erosión, el exceso de fertilizantes y pesticidas utilizados, los residuos de plástico no controlados, el deterioro del paisaje y en especial el efecto barrera sobre el desplazamiento de la fauna, con especial impacto en el lince, especie emblemática de Doñana en peligro de extinción.

CONCLUSIONES

Los notables avances en el conocimiento de los acuíferos del Guadalquivir que proporcionó el Proyecto Guadalquivir-FAO se interpretaron, desde una óptica tecnocrática, como un realce del papel de las aguas subterráneas para ser utilizadas a gran escala para las actividades económicas. El proyecto de transformación en riego de 24000 ha de la zona de Almonte-Marismas respondía a esta dinámica. Pronto se constató que las posibilidades reales de extracción de agua del acuífero, sin poner en peligro los ecosistemas de Doñana, requería una reducción importante de la transformación en riego y un control de las extracciones y de sus impactos.

La profusión de estudios sobre el acuífero y la mejora de la tecnología en la monitorización de parámetros hidrológicos y de los modelos matemáticos han ido aminorando las incertidumbres sobre la gestión del uso del acuífero y su incidencia en Doñana. La exhaustiva información sobre el acuífero ha comportado la paradoja de sobrevalorar la incidencia de la explotación del acuífero sobre los ecosistemas, no valorando suficientemente los componentes superficial y edáfico del ciclo hidrológico. Asimismo se ha considerado que el mayor impacto de la agricultura de regadío era la extracción de agua subterránea, sin incidir en las múltiples huellas que genera la actividad de la agricultura intensiva, más transformadora del territorio y con mayor incidencia en los espacios de Doñana que la propia captación de agua.

REFERENCIAS

Baonza, E.; Plata, A.; Silgado, A. (1984). *Hidrología isotópica de las aguas subterráneas del Parque Nacional de Doñana y zona de influencia*. Cuadernos de Investigaciones, C7, CEDEX. Madrid. 139 pp.

CAP (1995). *Incidencia hidrogeológica del riego con aguas subterráneas del Plan Almonte-Marismas (1976-1994).* Consejería de Agricultura y Pesca. Sevilla. (Informe inédito). 35 pp.

Corominas, J (1975) *Balance hidrogeológico de la superficie de influencia de la captación de la zona Almonte-Marismas* IRYDA. Sevilla. (Informe inédito). 11 pp.

Corominas, J.; Sacristan, M.A. y Garrido, J. (1976). *Informe final de los sondeos de la zona regable de Almonte-Marismas y síntesis hidrogeológica.* IRYDA. Sevilla. (Informe inédito). 386 pp.

Corominas, J. (1983*). Corrección de la calidad del agua bombeada de varios sondeos del acuífero Almonte-Marismas, mediante técnicas de cimentación en profundidad.* Actas V Congreso Nacional de Química. Volumen III: 515-523. Puerto de la Cruz. Tenerife.

Corominas, J. (1983*). Corrección de la calidad del agua bombeada de varios sondeos del acuífero Almonte-Marismas, mediante técnicas de cimentación en profundidad.* Actas V Congreso Nacional de Química. Volumen III: 503-513. Puerto de la Cruz. Tenerife.

Corominas, J. (1983*). El acuífero Almonte-Marismas (Sevilla-Huelva. Dinámica de flujos y su condicionamiento de la calidad del agua.* Actas V Congreso Nacional de Química. Volumen III: 515-523. Puerto de la Cruz. Tenerife.

Corominas, J. (1994*). Estimación de los componentes del ciclo hidrológico del territorio del acuífero 27 (Almonte-Marismas), en relación a las unidades ecológicas de Doñana y su entorno.* IARA. Sevilla. (Informe inédito).

Corominas, J. (1995) *La agricultura en el Entorno de Doñana.* Revista de Obras Públicas. nº 3440: 65-75. C.I.C.C.P. Madrid.

Corominas, J. (1996) *Experiencia sobre control de las extracciones para uso agrario en el acuífero Almonte-Marismas.* Medida y evaluación de las extracciones de aguas subterráneas: 55-68. ITGE. Madrid

Corominas, J. (2009*). Notas al documento de información y diagnóstico del Plan Especial de los regadíos de la Corona Forestal de Doñana.* CAP. Sevilla. (Informe inédito). 16 pp.

Custodio, E.; Dolz, J.; Manzano, M. (2005) *Recursos de agua de la Comarca de Doñana* Fundación Doñana 21. Sevilla. 190 pp.

FAO (1970). *Estudio hidrogeológico de la cuenca del Guadalquivir.* FAO. Roma. 214 pp.

FAO (1972). *Proyecto piloto de utilización de aguas subterráneas para el desarrollo agrícola de la cuenca del Guadalquivir. España. Anteproyecto de transformación en regadío de la zona de Almonte-Marismas (margen derecha).* FAO. Madrid. 850 pp.

IARA (1990). *El acuífero y la zona regable de Almonte-Marismas.* IARA. Sevilla. (Informe inédito). 19 pp.

IGME (1983). *Hidrogeología del Parque nacional de Doñana y su entorno.* 64 pp. IGME. Madrid

ITGE (1976). *Informe preliminar sobre la realización y resultados del Modelo matemático de Almonte-Marismas.* ITGE. Madrid. 223 pp.

ITGE (1982). *Modelo matemático bidimensional del Sistema 27: Unidad Almonte-Marismas.* ITGE. Madrid. (Informe inédito).

IRYDA (1976). *Segundo Informe sobre el Modelo matemático de los acuíferos de Almonte-Marismas.* IRYDA. Madrid. (Informe inédito). 147 pp.

IRYDA (1978). *Informe sobre el control y vigilancia del acuífero Almonte-Marismas 1975-1977.* IRYDA. Sevilla. (Informe inédito). 65 pp.

IRYDA (1983). *Jornadas internas del IRYDA sobre la zona Almonte-Marismas.* IRYDA. Sevilla. (Informe inédito). 43 pp.

JUNTA DE ANDALUCIA (2011) *Plan Especial de Ordenación de las zonas de regadío ubicadas al Norte de la Corona Forestal de Doñana* COPV. Sevilla (Documento sometido a información pública). 424 pp.

SUSO, J.M.; Llamas, M.R. (1990). *El impacto de las extracciones de aguas subterráneas en el Parque Nacional de Doñana.* Estudios geológicos *nº* 46: 317-345 Madrid.

SCOPE (1987). *La cantidad y calidad del agua disponible en el coto de Doñana*. Informe final de la reunión de trabajo. Sevilla. 27 pp.

UPC (1999). *Modelo regional de flujo subterráneo del sistema acuífero Almonte-marismas y su entorno*. UPC. Barcelona. (Informe inédito). 207 pp.

WWF (2009) *Caudales ecológicos en la marisma del Parque Nacional de Doñana y su área de influencia* WW F. Madrid. 69 pp.

2.5.3. LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LOS PAÍSES DE LA UNIÓN EUROPEA MERIDIONAL

Lucia DE STEFANO* y M. Ramón LLAMAS MADURGA*

(*) Observatorio del Agua. Fundación Botín. Universidad Complutense de Madrid.
Departamento de Geodinámica. Ciudad Universitaria. 28040 Madrid.
luciads@geo.ucm.es ; mrllamas@geo.ucm.es

RESUMEN

En los países del sur de la Unión Europea, las aguas subterráneas tienen un gran valor estratégico al ser una importante fuente de suministro para la agricultura y para el uso doméstico. Los desafíos del uso y protección de las aguas subterráneas en estos países son similares y están relacionados con la degradación de la calidad de las aguas (sobre todo por contaminación difusa), la explotación incontrolada del recurso, y el conocimiento todavía insuficiente de las aguas subterráneas (estado cuantitativo, relaciones río-acuífero, evolución de la calidad hidroquímica, usos del agua y su productividad económica, coste ambiental y del recurso). La consecución de los objetivos de la Directiva Marco del Agua en relación con las aguas subterráneas va a requerir un gran esfuerzo por parte de los estados miembros del sur de la Unión Europea. Elementos clave en este contexto van a ser la mejora de la gobernanza de las aguas subterráneas y un replanteamiento estratégico de la agricultura, para encontrar un equilibrio entre los valores económicos, socio-políticos y ambientales asociados a las aguas subterráneas.

Palabras clave: *Unión Europea, Mediterráneo, aguas subterráneas, gestión, gobernanza*

INTRODUCCIÓN

En la Unión Europea (UE) el agua subterránea es considerada un recurso estratégico y así lo reflejan la protección que de ella se hace a través de la Directiva Marco del Agua (DMA, Directiva 2000/60/CE) y de la Directiva de Aguas Subterráneas (2006/118/CE). La importancia de las aguas subterráneas en el conjunto de la UE se debe a que éstas son la principal fuente de suministro para usos domésticos (55%), sobre todo gracias a su calidad superior con respecto a las aguas superficiales (EEA, 2010). Esta calidad, sin embargo, en muchos países de la UE se ve amenazada por problemas de contaminación por nitratos (EEA, 2010) y la intrusión salina en zonas costeras (EEA, 2009).

En los países del sur de la UE, las aguas subterráneas adquieren un valor todavía más significativo, ya que juegan un papel estratégico en la agricultura en regadío – mientras que

en el conjunto de la UE, las aguas subterráneas representan menos de un 25% del agua azul utilizada en la agricultura (EEA, 2009) – y en la gestión de las sequías prolongadas, que son un rasgo característico del clima esas regiones.

Al observar que los países del sur de la Unión Europea tienen desafíos parecidos en el uso y protección de las aguas subterráneas, en 2006 el Consejo Asesor de las Academias Europeas de Ciencias (EASAC, en su sigla inglesa) decidió realizar un estudio comparado de los retos de la gestión del recurso subterráneo en esa región, contando con la colaboración de las Academias de Ciencias de los países involucrados. El estudio abarcó cinco países de la Unión Europea Meridional (PUEM, Francia, Grecia, Italia, Portugal y España) y sus resultados se publicaron en junio de 2010 (EASAC, 2010). Los datos recogidos en el informe de EASAC se recogieron a través de estudios nacionales en cada uno de los cinco países analizados y de tres seminarios donde se discutieron temas comunes y diferencias entre los estados miembros de la UE meridional.

Este capítulo presenta algunos de los temas que surgieron del trabajo de síntesis de EASAC, y los complementa con una visión de esas problemáticas desde la perspectiva de los desafíos del uso de las aguas subterráneas en España. El capítulo termina con algunas recomendaciones para mejorar el uso y gestión de las aguas subterráneas en el sur de la Unión Europea y en España.

SIMILITUDES ENTRE LOS PAÍSES DEL SUR DE LA UE

Exceptuando áreas específicas que normalmente se encuentran en el norte de cada país, los países de la UE Meridional considerados en este estudio (en adelante, PUEM) tienen un clima árido o semi-árido. Algunas de sus regiones están caracterizadas por un uso intensivo del agua subterránea para el regadío y por tener un número elevado de pequeños usuarios que abstraen agua desde el subsuelo. Otros rasgos comunes a los PEUM son la escasa tasa de recarga natural de los acuíferos y los desafíos asociados a la implementación de la Directiva Marco del Agua.

En la mayoría de los PUEM estudiados, las aguas subterráneas satisfacen más del 50% de abastecimiento urbano (Tabla 1). En este contexto y si se considera el consumo global a nivel estatal, España representa una excepción, ya que, por razones históricas, las aguas subterráneas se utilizan para hacer frente a menos del 25% de la demanda para uso doméstico.

En general, el principal uso del agua subterránea en los PEUM es la agricultura en regadío, que en algunos países puede llegar a representar hasta el 90% del uso de este recurso (Tabla 1). Más del 50% de la producción de la agricultura regada depende de las aguas subterráneas y este tipo de regadío en general utiliza volúmenes significativamente menores de agua por hectárea que el regadío con aguas superficiales.

País	Fuente	Doméstico	Regadío	Industrial y otros*	Uso Total
Francia	Todas las aguas	6.300	4.900	3.800	15.000
	Aguas subterráneas	3.700	1.100	1.500	6.300
Grecia	Todas las aguas	957	6.859	268	8.084
	Aguas subterráneas	400	3.100	110	3.610
Italia	Todas las aguas	7.940	20.140	13.900	41.980
	Aguas subterráneas	5.400	8.000	500	13.900
Portugal	Todas las aguas	561	6.551	1.642	8.754
	Aguas subterráneas	349	4.210	188	4.747
España	Todas las aguas	5.500	24.500	7.500	37.500
	Aguas subterráneas	1.000-1.500	4.000-5.000	300-400	5.500-6.500

Tabla 1. Estimación del uso de las aguas subterráneas por sector e importancia relativa de las aguas subterráneas en los PEUM. Cifras expresadas en hm^3/año. Modificado de EASAC, 2010. * No incluye la producción de energía

Problemas compartidos por los países del sur de la Unión Europea incluyen la contaminación difusa de origen agrario y la degradación de la calidad de las aguas subterráneas. En España esto se ve reflejado en que, según datos recogidos hasta 2008 en el marco del proceso de planificación de la DMA, 343 de las 699 masas de agua subterránea existentes se encontraban en riesgo comprobado de no cumplir con los objetivos de la DMA debido a problemas de contaminación (93 estaban todavía en estudio) (Dumont et al, 2011).

En los PEUM, en general se observa un escaso interés de los políticos y de la sociedad hacia las aguas subterráneas, debido a su poca visibilidad y 'rentabilidad política', y a que la política hidráulica tradicionalmente se ha centrado sobre las aguas superficiales. Otro trato común a los países estudiados es el desarrollo a menudo incontrolado de las aguas subterráneas y el desgobierno generalizado de este recurso, que, en algunos acuíferos, ha contribuido a crear una situación de sobreexplotación. En España el uso alegal o no autorizado es un fenómeno que se observa en varios acuíferos y que representa un importante desafío no sólo para la Administración pública, si no para toda la sociedad española. Por ejemplo, en el Alto Guadiana la existencia de miles de pozos alegales o ilegales resta eficacia a las numerosas medidas de gestión aplicadas hasta la fecha para recuperar el acuífero (Martínez Santos et al., 2008). En la cuenca del Guadalquivir, el fuerte déficit hídrico de la cuenca - 562 hm^3/año según la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (2010) - se ve agravado por la extracción ilegal de cerca de 323 hm^3/año. Un estudio de la eficacia del Programa de Medidas del nuevo Plan del Guadalquivir muestra que un control estricto del uso de las aguas subterráneas podría suponer un ahorro neto de cerca de 80 m^3/año, más que todas las demás medidas de ahorro juntas (Berbel et al., 2011).

NIVEL DE CONOCIMIENTO DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

Del análisis de los informes nacionales de EASAC se desprende que, en general y aunque con algunas excepciones, el conocimiento de las aguas subterráneas en los PEUM es muy mejorable tanto en relación con la calidad como con la cantidad del recurso. La información disponible sobre la contaminación de los acuíferos no siempre es fiable y, sobre todo, no parece ser suficiente para identificar tendencias en el estado de las aguas subterráneas y hacer un seguimiento exhaustivo de la intrusión salina en las zonas costeras. En España, este problema está relacionado con la escasa continuidad temporal en las series de medidas y en la cobertura geográfica de los puntos de control, ya que en algunos casos se cuenta con muy pocas estaciones de medida por masa de agua subterránea (Fernández Ruiz, 2011). Además, según conversaciones informales con funcionarios de la Administración del agua, se ha observado cierto abandono de las medición de los puntos de control existentes, que se está viendo agravado por los recortes presupuestarios debido a la presente crisis económica.

Otra importante laguna en los datos de los PEUM se refiere al volumen total de agua subterránea realmente extraída y consumida, el número y uso de los pozos utilizados para obtener el recurso, y las interacciones entre agua superficial y agua subterránea.

Para poder llevar a cabo una planificación racional del uso de las aguas subterráneas, parece necesario poder contar con más datos sobre costes, precios y productividad del agua subterránea. En España la información sobre el precio del agua subterránea utilizada en la agricultura es fragmentado, y no se cuenta con una visión de conjunto actualizada de la productividad del agua. El análisis económico de los usos del agua realizado en 2005 por la Administración española optó por no distinguir entre agua superficial y subterránea (MIMAM, 2006) y el Censo Agrario de 2009, que proporciona información sobre la extensión del regadío con agua subterránea, al terminar este artículo todavía no había sido publicado.

Otro elemento a considerar es que en España cada vez más aprovechamientos agrícolas son de uso conjunto de aguas subterráneas, superficiales e incluso de fuentes no convencionales. Si disponen de aguas de varios orígenes, los usuarios las utilizan tratando de conseguir en cada momento la mejor combinación desde el punto de vista económico y de la calidad del recurso requerida. Por tanto, la división entre aguas superficiales, aguas subterráneas y fuentes no convencionales necesita ser revisada para adaptarse a esta realidad.

Es importante destacar que la mejora de la calidad de los datos tiene que ir acompañada por un esfuerzo de transparencia en términos de acceso y organización racional de los datos. El Índice de Transparencia en la Gestión del Agua calculado en 2010 por Transparencia Internacional muestra que la puesta a disposición del público en general de datos sobre la gestión del agua es todavía una asignatura pendiente de la Administración española (De Stefano et al. 2011). Incluso si los datos están disponibles, su forma de presentación no siempre facilita la comprensión de la magnitud de los problemas a afrontar en la planificación. Por ejemplo, en los Planes de Demarcación, los resultados de la evaluación de las masas en riego o en mal estado, se suelen presentar como porcentaje de masas en mal estado. Sin embargo, esta representación no muestra de forma clara la situación actual de las aguas subterráneas. Por ejemplo, el borrador del Plan la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir muestra que 19 de las 60 masas de agua subterránea – es decir el 32% del total – se encuentran en mal estado cuantitativo. Si se calcula el porcentaje relativo al uso asociado a

estas masas, se observa que el 75% de las extracciones se realizan en una masa en mal estado cuantitativo, mostrando que la magnitud del problema es significativamente mayor de lo que indica el porcentaje de 32% arriba mencionado (Dumont et al. 2011).

DESAFÍOS ECONÓMICOS E INSTITUCIONALES

Según los expertos involucrados en el estudio de EASAC, algunos de los PEUM tendrán serias dificultades para alcanzar los objetivos de la DMA en lo que concierne las aguas subterráneas. En particular, las áreas identificadas como más problemáticas desde el punto de vista institucional son la gobernanza del recurso subterráneo, la coordinación entre estado central y regiones y la gestión de acuíferos inter-regionales.

En muchas partes de los PUEM el agua subterránea tiene un alto valor económico, ya que el uso de este recurso permite mantener una agricultura o actividades turísticas de gran rentabilidad económica. Esto confiere un gran valor a las aguas subterráneas y, sin un desarrollo controlado del uso del recurso y sin una política de precios que interiorice *todos* los costes asociados al acceso al agua, puede acarrear problemas de sobreexplotación.

En España, el debate sobre la recuperación de los costes de los servicios del agua y de una política de precios que fomente el uso eficiente del agua se intentó afrontar en la fallida reforma de la Ley de Aguas de 2007, en la que, entre otras cosas, se proponía crear un canon para contribuir a los gastos de gestión de las aguas subterráneas. En aquel momento la reforma encontró una resistencia frontal del lobby de la agricultura en regadío y, desde entonces, no se ha vuelto tratar el tema a pesar de los requerimientos establecidos en este sentido por la DMA. Al mismo tiempo, parece haberse aparcado también el debate sobre la recuperación de costes, al afirmar en la mayoría de las Demarcaciones que se tiene un porcentaje de recuperación de los costes para el agua de riego de 85-98% para las aguas superficiales y de casi el 100% para las aguas subterráneas (MIMAM, 2007). Estas cifras, sin embargo, han sido duramente criticadas por basarse en metodologías que tienen “errores y trucos financieros” (Arrojo & Sánchez, 2007). En el caso de las aguas subterráneas los costes de la construcción, mantenimiento y la explotación del pozo recaen totalmente en el dueño del mismo. Sin embargo, existen otros gastos relacionados con la degradación del recurso, con su gestión y con las medidas que se llevan a cabo con dinero público para paliar los daños causados por la explotación excesiva o inadecuada de las aguas subterráneas (desaladoras, desalobradoras, rescate de derechos, trasvases para paliar la sobreexplotación) que no se computan ni por tanto se recuperan.

La disponibilidad de grandes volúmenes de agua en la mayoría de los acuíferos sobreexplotados hace poco probable que la falta agua en cantidad para mantener las actividades económicas que dependen de ella. Sin embargo, la calidad del agua y la consecuente salinización del suelo, los daños a los ecosistemas terrestres que dependen de las aguas subterráneas, la reducción de los caudales de base en los ríos y las ingentes inversiones públicas para contrarrestar la sobreexplotación, son impactos de la explotación intensiva que se observan en varios acuíferos de los PEUM. Esta situación requiere una revisión crítica y un replanteamiento estratégico de la agricultura, en los que es necesario encontrar un equilibrio entre consideraciones de tipo económico, socio-político y ambiental.

Al momento de terminar este escrito se conocía por lo menos un borrador de los Programas

de Medidas en cerca de la mitad de las Demarcaciones Hidrográficas españolas. Estos Programas de Medidas tienen entre sus objetivos la mejora del estado de las masas de aguas subterráneas. Existen, sin embargo, muchas incertidumbres sobre la eficacia final de estos Programas.

La primera es de carácter técnico y es intrínseca en todo programa de mejora de un acuífero, ya que se tiene un conocimiento muy parcial de la respuesta del medio a unas medidas de gestión. Además, la interconexión física entre distintas masas de agua dentro del mismo acuífero y la estrecha relación entre la estado cualitativo y cuantitativo del recurso hacen que si no se aplican las medidas previstas en su totalidad y a todas las masas de agua, difícilmente se conseguirá una mejora del estado de las aguas subterráneas. A esta incertidumbre hay que añadir que la contaminación difusa de origen agrario es un problema de muy difícil solución sin cambios muy drásticos en las prácticas agrarias actuales y que, por tanto, no puede resolverse sólo mediante los Planes de Demarcación.

En segundo lugar, hay muchas incertidumbres sobre la voluntad política real para implementar medidas no técnicas que pueden tener cierto rechazo social (p. ej. el control estrito de las extracciones). Un estudio realizado en el Alto Guadiana ha concluido que, para alcanzar el objetivo de recuperar el acuífero dentro de los plazos establecidos, es necesario aplicar de forma rigurosa todas las medidas previstas en el Plan Especial del Alto Guadiana (PEAG; Zorrilla et al., 2011). Sin embargo, en los tres años transcurridos desde la aprobación del PEAG, se ha observado que se están comprando menos derechos de lo previsto y que los derechos rescatados con la compra no se están usando mayoritariamente para mejorar el estado del acuífero – tal y como se preveía en el Plan –, si no para legalizar aprovechamientos irregulares.

Finalmente, existe entre los funcionarios encargados de la planificación hidrológica, una creciente preocupación de que no se pueda contar con los recursos económicos requeridos para llevar a cabo las medidas definidas en los nuevos Planes, lo que añade incertidumbre a su la eficacia y hace recomendable una priorización de las medidas según criterios de eficiencia económica, para el óptimo aprovechamiento de los fondos finalmente disponibles (De Stefano, 2011).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los PEUM tienen numerosas similitudes en cuanto al uso de las aguas subterráneas y a retos de gestión asociados a dicho uso. Debido al estado de las aguas subterráneas y a las presiones a las que éstas están sometidas, es sin duda fundamental que se implementen de manera decidida las obligaciones de la Directiva Marco del Agua y la Directiva de Aguas Subterráneas. Es por tanto deseable que los países redoblen sus esfuerzos en este sentido y que la Comisión Europea contribuya a este proceso con un seguimiento exhaustivo del proceso de implementación de la normativa Europea en materia de agua.

Los programas para recoger, organizar, elaborar los datos relativos a las aguas subterráneas se deben reforzar y acompañar por un esfuerzo de transparencia en términos de libre acceso y organización racional de los datos. En particular, se deben mejorar los inventarios de puntos de agua, definiendo su localización, abstracción anual media, destino del recurso extraído y calidad de las aguas. Se considera fundamental mejorar también la recogida de datos

socioeconómicos sobre el uso de las aguas subterráneas. Para que esto se pueda conseguir es necesario que la Administración involucre mayormente a todas las partes interesadas y que, de esta manera, se consiga una mayor fiabilidad de los datos relativos al estado y uso del recurso.

En los PEUM hay una percepción generalizada de que las instituciones de gobernanza no consiguen afrontar los retos actuales de la gestión de las aguas subterráneas. En muchos casos las instituciones existentes se crearon teniendo como referencia el modelo de gestión de las aguas superficiales que, sin embargo, no se ajusta a las características y a los retos del recurso subterráneo. Como consecuencia, no se ha conseguido mantener el paso del rápido crecimiento del uso de las aguas subterráneas, quedando muchos usuarios y usos al margen del sistema regulatorio y de la planificación hidrológica. Por ello, es necesario afrontar el reto del desgobierno de las aguas subterráneas con programas de sensibilización de la sociedad y de los usuarios sobre la necesidad de proteger y utilizar de forma racional los recursos subterráneos. Así mismo, es preciso diseñar sistemas de incentivos que promuevan un uso del agua que no perjudique al estado cuantitativo y cualitativo de los acuíferos, y así facilitar un mayor cumplimiento voluntario de la ley por parte de los usuarios.

AGRADECIMIENTOS

Este capítulo se basa parcialmente en los esfuerzos realizado por un grupo de trabajo de las Academias Europeas de Ciencias, coordinado por el Prof. Ramón Llamas y compuesto por los siguientes académicos: Prof. Luis Veiga da Cunha, Prof. Giovanni Seminara, Prof. Antonio Massarutto, Prof. Gislain de Marsily, Prof. Maria Loizidou y Dr. John Murlis. Los autores agradecen también el trabajo de los expertos que contribuyeron a la realización del estudio de síntesis de los informes nacionales del estudio de EASAC: Prof. Denis Peach, Dr. Pedro Martínez Santos, Prof. Bernard Barraqué, y Prof. Luis Ribeiro.

REFERENCIAS

Arrojo, P. & Sánchez L. (2007). *Errores económico-financieros habituales en la gestión de aguas.* Documento de trabajo interno para el seminario de economía del agua organizado por la FNCA y Adena-WWF. Madrid, Febrero 2007

Berbel, J.; Martin-Ortega, J. y Mesa, P. (2011). *A Cost-Effectiveness Analysis of Water-Saving Measures for the Water Framework Directive: the Case of the Guadalquivir River Basin in Southern Spain.* DOI 10.1007/s11269-010-9717-6. Water Resources Management (2011) 25:623–640

Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (2010). *Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir. Memoria*.

De Stefano L. (2011). *Conclusiones del Seminario Nacional "Los nuevos planes hidrológicos según al Directiva Marco del Agua"*. Papeles SHAN (Seguridad Hídrica, Agricultura y Naturaleza), volumen n. 2. Observatorio del Agua de la Fundación Botín

De Stefano, L.; Hernández Mora, N.; López Gunn, E.; Willarts, B.; Zorrilla Miras, P. y Llamas Madurga M.R. (2011). *Transparencia en la gestión del agua en España: fortalezas y debilidades.* VII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua "Ríos Ibéricos +10. Mirando al futuro tras 10 años de DMA". 16/19 de febrero de 2011, Talavera de la Reina.

Dumont, A.; De Stefano, L. y López-Gunn, E. (2011) *El agua subterránea en España según La Directiva Marco*

del Agua: una visión de conjunto. VII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua "Ríos Ibéricos +10. Mirando al futuro tras 10 años de DMA". 16/19 de febrero de 2011, Talavera de la Reina.

Dworak, T.; Schmidt, G.; De Stefano, L.; Palacios, E. y Berglund, M. (2010). *Background Paper to the conference "Application of EU Water-related Policies at Farm Level"*. 28-29 September 2010 - Mercure Hotel, Louvain-la-Neuve (Belgium)

EASAC (2010) *Groundwater in the Southern Member States of the European Union*. Policy Report 12 of the European Academies Science Advisory Group, published in June 2010. ISBN: 978-3-8047-2827-1. 25 pp.

European Environmental Agency (2009). Water resources across Europe - confronting water scarcity and *drought.* EEA Report No 2/2009. ISBN 978-92-9167-989-8. 55 pp.

European Environmental Agency (2010). *The European Environment - State and Outlook 2010. Water Quality*. ISBN 978-92-9213-163-0. doi:10.2800/60214. 40 pp.

Fernández Ruiz, L. (2011). *Una reflexión sobre el papel de las aguas subterráneas en España: entre el optimismo y el desánimo.* Papeles SHAN (Seguridad Hídrica, Agricultura y Naturaleza), volumen n. 3. Observatorio del Agua de la Fundación Botín.

Martínez-Santos, P.; De Stefano, L.; Llamas, M.R. y Martínez-Alfaro, P.E. (2008). *Wetland Restoration in the Mancha Occidental Aquifer, Spain: A Critical Perspective on Water, Agricultural, and Environmental Policies*. Restoration Ecology, Volume 16, Number 3, September 2008, pp. 511-521(11)

MIMAM (2006). *El Agua en la Economía Española: Situación y Perspectivas. Capítulo 2. Síntesis de la Caracterización Económica y la Dinámica de los Usos de Agua en la Economía Española*.

MIMAM (2007). *Precios y Costes de los Servicios de Agua en España. Capítulo 7, Análisis de los Ingresos y de la Recuperación de Costes de los Servicios de Agua en España*

Zorrilla Miras, P. ; de la Hera Portillo, A.; López-Gunn, E.; De Stefano, L. y Llamas Madurga, M.R. (2011). *Contribución de las redes bayesianas a la gestión del agua en el Acuífero de la Mancha Occidental ¿Conseguirá el Plan Especial del Alto Guadiana resolver los conflictos sociales y recuperar las Tablas de Daimiel?* VII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua "Ríos Ibéricos +10. Mirando al futuro tras 10 años de DMA". 16/19 de febrero de 2011, Talavera de la Reina.

2.5.4. PERSPECTIVA DE LA GESTIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN CATALUÑA

Mireia IGLESIAS CARRERA*, Alfredo PÉREZ-PARICIO* y Josep Maria NIÑEROLA PLA**

(*) Agencia Catalana del Agua. Provença, 204-208. 08036 Barcelona.
mriglesias@gencat.cat ; aperezpa@gencat.cat
(**) FCIHS. Provença, 102. 08029 Barcelona. jmninerola@telefonica.es

RESUMEN

En el presente artículo se exponen aspectos significativos de la gestión de las aguas subterráneas y los avances conseguidos durante las últimas décadas en materia de hidrología subterránea en Cataluña, los cuales han sido notables en lo que respecta a caracterización, cuantificación, uso conjunto, protección y prevención, divulgación, e implantación de nuevas tecnologías.

Se repasan las actuaciones principales de la Agencia Catalana del Agua (ACA) desde su creación hasta la aprobación de la nueva planificación hidrológica, en noviembre de 2010, que integra el programa de medidas necesarias para lograr el buen estado de las masas de agua subterránea. Estas medidas se agrupan principalmente en dos bloques: reducción de la contaminación de origen agrario y gestión y protección de los acuíferos.

Una gestión eficaz y sostenible requiere la participación y colaboración de otras administraciones, de los usuarios del agua subterránea y de los grupos sociales con sensibilidad medioambiental.

Palabras clave: *gestión del agua en Cataluña, Plan de Gestión, programa de medidas, participación*

INTRODUCCIÓN

El concepto de *gestión del agua* engloba todo el conjunto de actuaciones encaminadas a lograr el manejo integral y sostenible de un sistema hídrico con el fin de optimizar el beneficio ambiental, económico y social. Incluye la caracterización, planificación, ordenación y control del ciclo hidrológico. En dicho concepto convergen todas las líneas de trabajo, tanto técnicas, como administrativas y legales. A continuación, se hace un breve repaso de los hitos más destacados en la gestión del agua subterránea en Cataluña.

El proceso de industrialización y progresión social del conjunto de Cataluña no hubiera sido posible sin la utilización de las aguas subterráneas. Sin embargo, su explotación no regulada condujo a la salinización y a episodios de contaminación puntual de los principales acuíferos, comprometiendo usos prioritarios como el abastecimiento público.

A mediados de los años 1950, la degradación de los acuíferos del bajo Llobregat, llano de Barcelona y bajo Besòs, de los que dependía el abastecimiento del área metropolitana de Barcelona, marcó un punto de inflexión en los criterios de gestión de las aguas subterráneas de las Cuencas Internas de Cataluña. Fundamentos clave de este cambio fueron, de una parte la constitución de la comunidad de usuarios de aguas subterráneas del Delta del Llobregat como ente de presión para abordar la problemática de contaminación y salinización y apoyar la regulación de las explotaciones de pozos, fundamentalmente industriales y de abastecimiento. De otra parte, el organismo competente en el momento (Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental) dictó una orden de limitación de nuevos aprovechamientos que se fundamentaba en el principio de interdependencia entre aguas superficiales (de dominio público, regidas por la Ley de Aguas de 1879) y subterráneas (de carácter privado y reguladas por la Ley de Minas).

En este contexto, la creación del Curso Internacional de Hidrología Subterránea, que se lleva realizando ininterrumpidamente desde 1966, ha ido formando un conjunto de hidrogeólogos sin los cuales hubiera sido difícil alcanzar los conocimientos reflejados en trabajos como por ejemplo el Estudio de los recursos hidráulicos totales del Pirineo Oriental (REPO, 1970), que aun sirve de referencia en la actualidad.

La Ley de Aguas de 1985 supuso un cambio normativo de primer orden, al tratar todo el ciclo del agua e incorporar los acuíferos al dominio público hidráulico. En Cataluña, se aprobó el Decreto 328/1988, de 11 de Octubre, por el que se establecían normas de protección y adicionales en materia de procedimiento en relación con diversos acuíferos (DOGC, 1988). Sirvió para ejercer un control más severo de las autorizaciones y concesiones de aprovechamientos en los acuíferos más relevantes de las Cuencas Internas, que fueron catalogados y delimitados.

Hasta el día de hoy, tanto desde el ámbito de la Administración como del académico y del privado se han seguido produciendo estudios, reflexiones y comunicaciones sobre diversos aspectos de la hidrogeología así como de la necesidad de adecuación normativa para la mejora de la gestión de las aguas subterráneas. Entre ellos interesa referirse al artículo de Pascual (1998), que identificaba los puntos débiles a corregir o potenciar, repasaba la historia y situación del momento, y, analizaba una serie de cuestiones relevantes desde la perspectiva de la administración hidráulica catalana.

En 1998 se crea la Agencia Catalana del Agua (ACA) como entidad de derecho público que asume todas la funciones de administración hidráulica única y tratamiento integral del ciclo del agua (DOGC, 1998). Y es en ese contexto en el que se inició el proceso reformador de aprobación de la Directiva Marco del Agua (DMA), y de la complementaria para aguas subterráneas (Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro).

LA GESTIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA ENTRE 2000 Y 2010

La gestión y la protección del agua subterránea en Cataluña se han beneficiado del impulso y "visibilidad" derivado de las directivas europeas. Asimismo, los episodios cíclicos de sequía y en particular los comprendidos entre 2005 a 2008, representaron un serio aldabonazo a las administraciones ambiental y local en orden a adoptar medidas de garantía de suministro mediante las aguas subterráneas, recuperando pozos abandonados así como la explotación de acuíferos que no habían sido objeto de interés pese a su potencial y proximidad a las zonas más afectadas.

La DMA establece la jerarquía agua subterránea-acuífero-masa de agua subterránea. Esta última constituye una unidad de gestión que se define como un acuífero o parte de uno o de varios acuíferos, de forma que se tenga que establecer un programa específico de medidas homogéneas para su conservación o mejora y, con ellas, alcanzar o mantener el buen estado según un calendario prefijado en la propia norma.

En el proceso de su implantación en primer lugar, se elaboró el documento IMPRESS de presiones e impactos, en cumplimiento de los artículos 5, 6 y 7 de la DMA. Al tiempo se han perfeccionado y ampliado, donde ha sido necesario, las redes de control de vigilancia y de control operativo, mediante la redacción y el desarrollo del plan de seguimiento y control (DOGC, 2008). Se prosiguió con la delimitación oficial del distrito de cuenca fluvial de Cataluña y de las masas de agua que lo integran (DOGC, 2009). En último término, se ha redactado el Plan de Gestión, que ha sido aprobado por el Gobierno de la Generalitat mediante el Decreto 188/2010, de 23 de noviembre (DOGC, 2010). El conjunto de documentos obtenidos así como los datos fenomenológicos obtenidos pueden consultarse en el web de la ACA (http://aca-web.gencat.cat/aca/appmanager/aca/aca/).

El ingente trabajo realizado para alcanzar el buen estado de las aguas difícilmente puede traspasar el ámbito técnico-administrativo y ser asumido por la sociedad sin un proceso continuado de conocimiento y participación ciudadana que permita el intercambio de ideas. Esto es particularmente importante en el caso de las aguas subterráneas, cuya protección es compleja por su propia naturaleza, así como por la dinámica del flujo subterráneo, por su ubicuidad territorial y por la facilidad de acceso a las mismas con obras de bajo coste y tecnología en comparación con los aprovechamientos de aguas superficiales. Por ello sin una adecuada implicación social a través de entes de participación es muy difícil alcanzar una protección eficiente.

Como no es posible entrar en detalles, la Tabla 1 sintetiza algunos de los instrumentos de gestión de las aguas subterráneas en Cataluña que ha desarrollado el ACA durante la última década. Recoge la redacción de normativas de diferentes rangos, el establecimiento y la unificación de criterios, edición de guías y protocolos, así como aspectos de funcionamiento interno.

Medidas	Gestión	Programa de seguimiento y control Normas de explotación Planes zonales de caudales de mantenimiento Descontaminación de acuíferos Programa de recarga artificial Guía de geotermia orientada a los sistemas abiertos
	Protección	Designación de zonas vulnerables Designación de zonas protegidas Guía de sellado de pozos Criterios sobre perímetros de protección Criterios para actividades extractivas Criterios de infraestructuras
	Participación	Comunidades de usuarios de aguas subterráneas Consejos de cuenca Intervención directa de otras administraciones
Herramientas	Herramientas	Base de datos hidrogeológicos Sistema de información de redes Sistema de información geográfica Tramitación digitalizada y corporativa de expedientes Autocontroles de aprovechamientos de agua Modelación numérica Redes de control

Tabla 1. Instrumentos de gestión.

En relación a las medidas, hay que destacar la implantación de normas explotación de acuíferos, el establecimiento de áreas de protección de abastecimientos y la elaboración de guías sectoriales. Las herramientas aplicadas son variadas y han permitido una mejor cuantificación, esencial de cara a la gestión sostenible.

DESARROLLO DEL PROGRAMA DE MEDIDAS DEL PLAN DE GESTIÓN

En Cataluña, la gestión de las aguas subterráneas se enfrenta esencialmente a dos problemas: la explotación intensiva en ciertos sectores y el deterioro de la calidad. En el 2009, se determinó que el 52% de las 53 masas de agua subterránea de Cataluña se hallaban en mal estado: 26 de ellas en mal estado químico y 6 en mal estado cuantitativo (Figura 1). El Plan de Gestión distrito de cuenca fluvial de Cataluña, donde hay identificadas 39 masas, clasifica 23 en mal estado químico y 6 en mal estado cuantitativo. Los problemas de calidad se deben sobre todo a la contaminación difusa de origen agrario y a la salinización por intrusión marina. Un tercer grupo, de menor trascendencia, es el de los compuestos químicos asociados, fundamentalmente, a la actividad industrial.

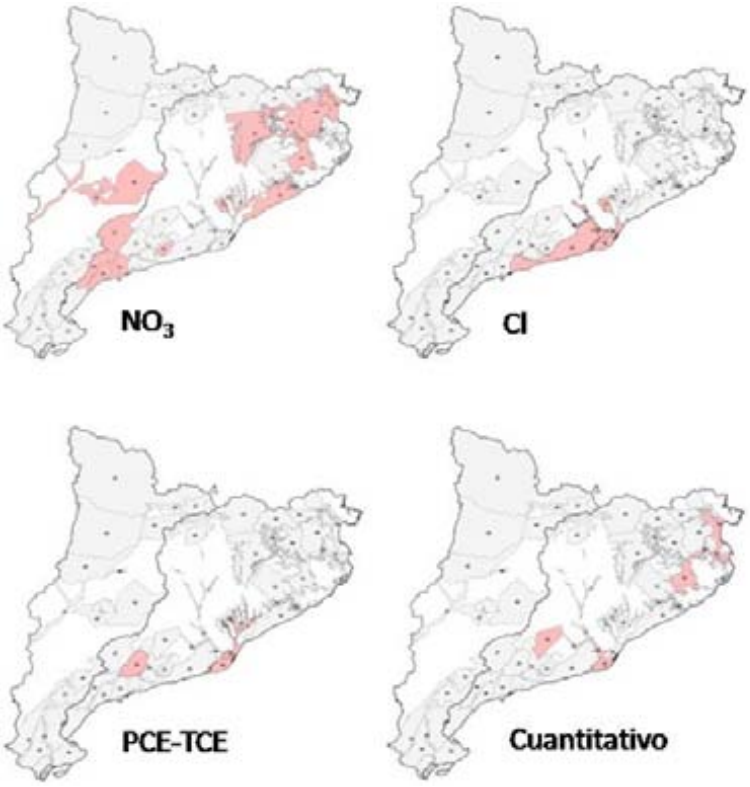


Figura 1. Masas de agua subterráneas en mal estado químico y cuantitativo (2009).

Ante este panorama, el Plan de Gestión plantea dos líneas de actuación prioritarias para los años venideros, a través del programa de medidas: la reducción de la contaminación de origen agrario, y la gestión y protección de los acuíferos. Otras medidas específicas han de incidir en la mejora del estado general de las masas de agua y de la garantía de abastecimiento, tales como políticas de fomento del ahorro, instalaciones de potabilización y de desalación, reutilización de aguas regeneradas y mejora del saneamiento.

Las medidas para afrontar la contaminación de origen agrario parten de la Directiva Nitratos (91/676/CEE) y contempla la designación de las zonas vulnerables, la aplicación de programas de actuación en dichas zonas, el fomento de buenas prácticas en el sector agrícola y ganadero, y el establecimiento de pautas y estrategias en la gestión del estiércol y purines y en las prácticas de fertilización. El problema debe abordarse conjuntamente por parte de las administraciones con competencias específicas en agricultura y medioambiente, que deben ejercerlas para desarrollar, implantar y controlar los planes adecuados. Sin embargo, es previsible que no se puedan alcanzar los objetivos ambientales de la DMA en el horizonte del 2015 debido a factores como el rol socioeconómico del sector, el impacto acumulativo de las prácticas agrarias, la respuesta inercial de los acuíferos, o los complejos procesos bioquímicos que tienen lugar en el subsuelo.

Las medidas orientadas a mejorar la gestión y protección de los recursos hídricos subterráneos, en calidad y cantidad, tienen como finalidad última gestionar el agua de forma sostenible, desde la perspectiva ambiental, económica y de garantía de suministro. Se han previsto actuaciones muy variadas, tanto directas como indirectas. En el primer grupo, se incluye la recarga de acuíferos, barreras contra la intrusión marina y descontaminación de acuíferos. En el segundo, una batería de actuaciones que abarca entre otros, la caracterización

de acuíferos y masas de agua, mejora del conocimiento de las relaciones río-acuífero y de los balances hídricos, establecimiento de normas de explotación, definición de criterios técnicos, perímetros de protección, sellado de pozos, revisión de títulos de derecho otorgados y regularización de aprovechamientos.

Como actuaciones especialmente significativas, cabe referirse al acuífero estratégico del Delta del Llobregat, donde se está verificando una sensible mejora en la intrusión marina que puede conducir a la inversión de la tendencia al incremento significativo y sostenido de la contaminación exigida por la DMA. Esta mejora se debe a una combinación de factores, entre los cuales están la operación de balsas de recarga, la puesta en funcionamiento de una barrera hidráulica de inyección de aguas regeneradas (Figura 2), la reducción de las extracciones, y la elaboración de normas de explotación.

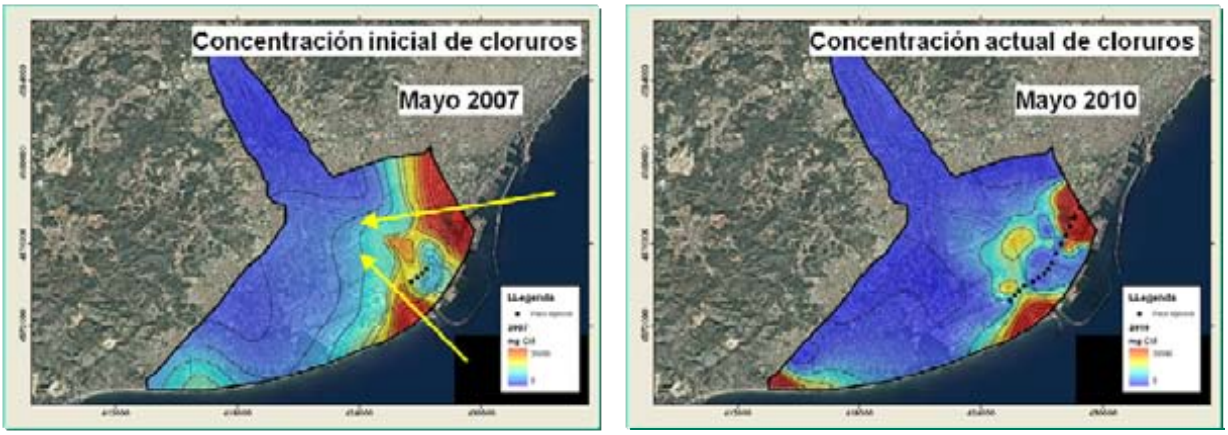


Figura 2. Mejora en la distribución de cloruros en el acuífero principal del Delta del Llobregat entre 2007 y 2010. Se indica la ubicación de la barrera de pozos de inyección de agua regenerada contra la intrusión marina.

Otro buen ejemplo de recuperación es el de los acuíferos aluviales de la Baja Tordera, que fueron declarados sobreexplotados en el año 2003 a causa de la intrusión marina pero que experimentaron una rápida mejoría a partir de la puesta en marcha de la desalinizadora, con una capacidad de producción de 10 hm^3/año y que se amplía a 20 hm^3/año en el 2011. Esto ha permitido alcanzar el buen estado cuantitativo y químico (Figura 3).

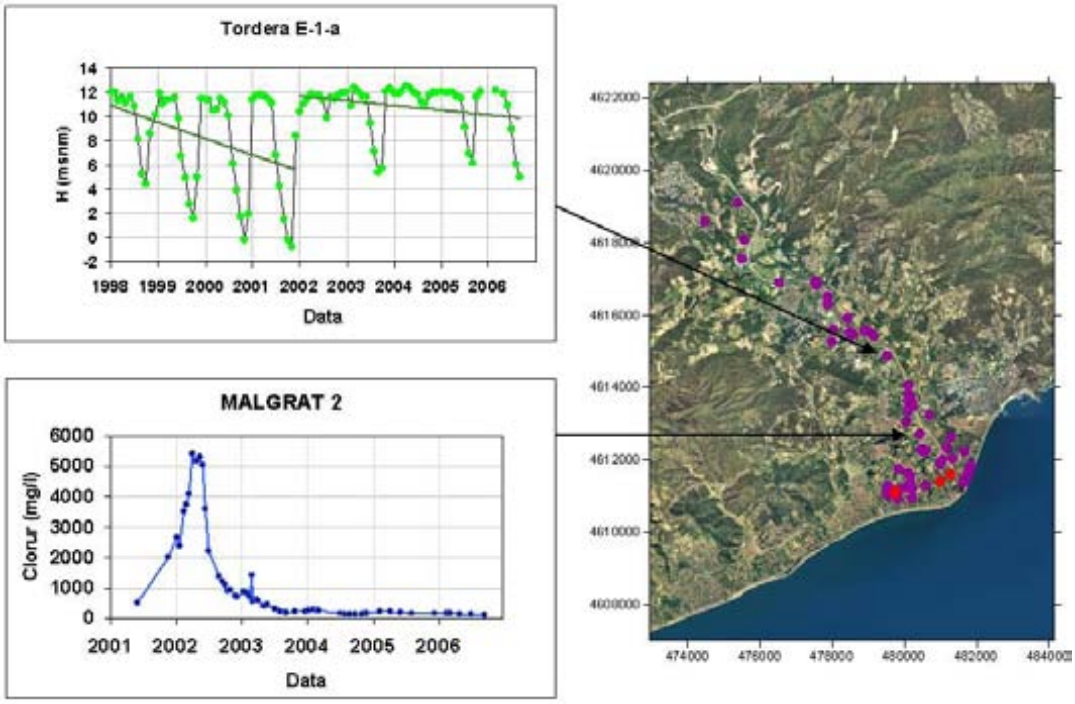


Figura 3. Mejora sustancial cuantitativa y química en el Delta de la Tordera como consecuencia de la puesta en marcha de la desalinizadora de Blanes (Girona).

Además de las medidas contempladas expresamente en el Plan de Gestión, hay otras líneas de actuación que pueden contribuir a una mejor gestión de las aguas subterráneas. Es el caso del Reglamento catalán del dominio público hidráulico, en elaboración, que agilizará la eficiencia administrativa. Asimismo, también se está trabajando en la delimitación normativa de los acuíferos que se han identificado y caracterizado durante la elaboración del Plan de Gestión. Medidas de estas características y un mejor control de las captaciones son clave para gestionar los aprovechamientos de aguas subterráneas.

En definitiva, combinando adecuadamente normas de explotación, aportación de aguas externas, instalaciones de recarga artificial, fomento del ahorro y otras medidas de gestión, se prevé alcanzar los objetivos ambiéntales en 4 de las 26 masas de agua subterránea declaradas en mal estado: 19-Gaià-Anoia, 33-Fluviodeltaico del Bajo Ter, 37-Cubeta de Abrera y 38-Cubeta de Sant Andreu y Valle Bajo del Llobregat.

MECANISMOS DE PARTICIPACIÓN EN LA GESTIÓN

Ya se ha indicado la necesidad de participación y colaboración de otras administraciones, de los principales usuarios del agua y de diferentes grupos sociales para conseguir una gestión eficaz y sostenible. En este aspecto, son conocidos los conceptos de “círculo vicioso” y de “círculo virtuoso”. Para pasar de uno a otro, la Nota informativa 1 del Banco Mundial (2006) afirma que “*resulta esencial reconocer que gestionar el agua subterránea implica trabajar con gente (usuarios de agua y tierra) tanto como gestionar el agua (recursos de acuíferos) o, en otras palabras, que las dimensiones socioeconómicas (gestión de la demanda) son tan importantes como la dimensión hidrogeológica (gestión de la oferta), y que siempre se requiere integrar ambas*”.

Uno de los instrumentos más eficaces es la constitución de comunidades de usuarios de aguas subterráneas. Estas instituciones representan intereses particulares que no siempre coinciden con los objetivos de la Administración pública del agua. Pese a ello, constituyen un elemento dinamizador, resultando imprescindible una eficiente coordinación y entendimiento entre ambas partes. Una reflexión del profesor Custodio (2008) resume que los usuarios deben "*ceder parte de su soberanía a instituciones suficientemente participadas por ellas, alcanzando corresponsabilidad en la gestión y poniendo medios*".

Otro instrumento de interés es el de los Consejos de cuenca, entes de representación que deben ser desarrollados en cumplimiento del artículo 15 de los estatutos del ACA. Se trata de órganos colegiados de participación pública para promover, garantizar y facilitar que los diferentes sectores y la ciudadanía participen en el seguimiento e implementación de las medidas de planificación y de gestión del ciclo del agua.

Por último, es deseable una mayor implicación de los municipios en la gestión y protección de los acuíferos, en calidad de responsables del abastecimiento a la población. Partiendo de la base de que es el organismo de cuenca quien define y promueve los ámbitos y directrices de protección, las municipalidades tienen tendrían que actuar la facultad de actuar a través de los planes urbanísticos y del establecimiento de áreas de protección.

REFERENCIAS

Banco Mundial (2006). *Gestión de Recursos de Agua Subterránea: una introducción a su alcance y práctica*. Serie de Notas informativas, Nota 1. http://siteresources.worldbank.org/EXTWAT/Resources/4602122-1210186362590/GWM_Briefing_1_sp.pdf

Boletín Oficial del Estado (1985). *Ley 29/1985, de 2 de Agosto, de Aguas*. BOE núm. 189, 08/08/1985.

CEE (1991). *Directiva 91/676/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura.*

CEE (2000). *Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario reactuación en el ámbito de la política de aguas*.

CEE (2006). *Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro*.

Custodio, E. (2008). *La gestió de les aigües subterrànies: un problema d'ordenació de les extraccions i els usos* (en catalán). Incluido en el monográfico "L'aigua: un fre al desenvolupament?", publicado por el Colegio de Ingenieros industriales de Cataluña, pp 20-21. http://www.eic.cat

Diario Oficial de la Generalitat de Cataluña (1988). *Decreto 328/1988, de 11 de Octubre, por el que se establecen normas de protección y adicionales en materia de procedimiento en relación con diversos acuíferos de Cataluña*. DOGC núm. 1074, de 28/11/1988.

Diario Oficial de la Generalitat de Cataluña (1998). *Ley 25/1998, de 31 de Diciembre, de medidas administrativas, fiscales y de adaptación al euro*. DOGC núm.2797A, de 31/12/1998.

Diario Oficial de la Generalitat de Cataluña (2008). *Acuerdo GOV/128/2008, de 3 de Junio, por el que se aprueba el Programa de seguimiento y control del Distrito de cuenca hidrográfica o fluvial de Cataluña*. DOGC núm. 5180, de 24/07/2008.

Diario Oficial de la Generalitat de Cataluña (2009). *Decreto 31/2009, de 24 de febrero, mediante el cual se delimita el ámbito territorial del Distrito de cuenca hidrográfica o fluvial de Cataluña y se modifica el Reglamento de la planificación hidrológica, aprobado por el Decreto 380/2006, de 10 de Octubre*. DOGC núm. 5328, de 27/02/2009.

Diario Oficial de la Generalitat de Cataluña (2010). *Decreto 188/2010, de 23 de noviembre, de aprobación del Plan de gestión del distrito de cuenca fluvial de Cataluña*. DOGC núm. 5764, de 26/11/2010.

Pascual, M. (1998). *L'administració de les aigües subterrànies a Catalunya. Situació general i prospectiva*. Revista Espais, monográfico en catalán titulado "*La gestió dels recursos hídrics a Catalunya*". Núm. 44, tardor 1998.

REPO (1970). *Estudio de los recursos hidráulicos totales del Pirineo Oriental*. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental, Servicio Geológico de Obras Públicas. Barcelona.

2.5.5. OPTIMIZACIÓN DE LA GESTIÓN COMBINADA Y SOSTENIBLE DE UN ACUÍFERO COSTERO CON LA APORTACIÓN DE UNA DESALINIZADORA

Felip ORTUÑO*, Genís FREIXAS, Leonardo ALMAGRO***, Mireia IGLESIAS*, Agustín MEDINA***, Jordi MOLIST*, Alfredo PÉREZ-PARICIO* y David COMINO***

(*) Agència Catalana de l'Aigua (ACA). Provença 204-208. 08036 Barcelona. fjortuno@gencat.net
(**) Grupo de Hidrología Subterránea. Universidad Politécnica de Cataluña (UPC). Jordi Girona, 1-3. 08034 Barcelona. genisfreixas@yahoo.es
(***) Aluvial Consultoria S.L. Vilamarí 71, Local 2. 08015 Barcelona. aluvial@aluvial.net

RESUMEN

El acuífero principal del delta y valle bajo de la Tordera (Girona) es una reserva estratégica de agua para el desarrollo socio-económico de la región. Hasta el año 2002 era el único recurso de agua de la zona, y su sobreexplotación produjo serios problemas de intrusión marina. Ese año la extracción de agua subterránea se redujo en 10 hm^3/año por la incorporación a la red de distribución de agua potable de la planta desalinizadora Tordera-1, y en pocos años el acuífero se ha recuperado por completo y la intrusión marina ha retrocedido. El sistema actual de gestión hídrica está basado en que la desalinizadora proporciona la misma cantidad de agua durante todo el año a las tres principales compañías de abastecimiento del área, y la diferencia hasta cubrir la demanda total, muy estacional por la actividad turística y el riego, se bombea del acuífero. Durante el año 2011 se ha doblado la capacidad de producción de agua desalinizada, por lo que se plantea la posibilidad de analizar nuevos escenarios futuros más óptimos para la gestión conjunta del acuífero y la desalinizadora que impliquen un menor coste satisfaciendo la demanda. El planteamiento para ello es establecer un régimen de explotación más suave, consistente en extraer una cantidad de agua del acuífero lo más constante posible durante todo el año y cubrir la demanda estival con la planta desalinizadora. Para determinar el volumen mínimo mensual a suministrar por la desalinizadora con el fin de minimizar la intrusión marina y reducir los costes de producción se ha utilizado un modelo numérico del acuífero calibrado en flujo y transporte con Visual Modflow. Los resultados muestran que este nuevo modelo de gestión permitiría incluso incrementar la extracción de agua subterránea entre 3 y 4 hm^3/año manteniendo el buen estado del acuífero, consumiendo menos agua desalada y beneficiándose tanto la administración como los usuarios.

Palabras clave: *gestión integrada, acuífero costero, desalinizadora, intrusión marina, modelo numérico*

INTRODUCCIÓN

Antecedentes y problemática

En las zonas costeras el equilibrio entre los recursos propios y las demandas es frágil, y muy a menudo el agua subterránea suele ser el único recurso disponible. Esto es lo que sucede en el acuífero aluvial y delta de la Tordera (Figura 1) el cual fue durante mucho tiempo la única fuente de suministro para los municipios del Alto Maresme y de la Baja Costa Brava.

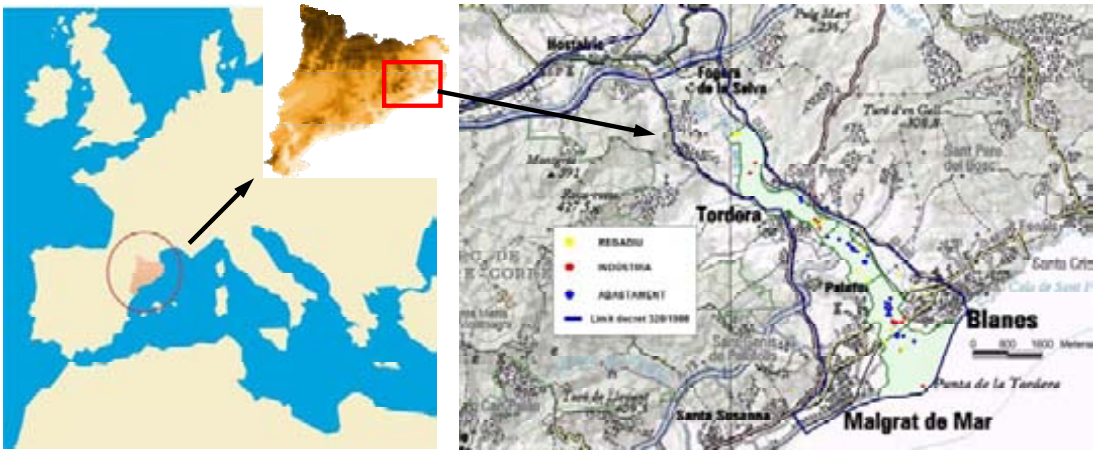


Figura 1. Situación del acuífero de la Tordera y de la planta desalinizadora.

El acuífero se sometía antes a una fuerte explotación durante los meses de verano que posteriormente en los periodos invernales recuperaba. A partir del año 2001 la problemática se agravó, los descensos mínimos provocados por el aumento de la explotación en los periodos estivales ya no recuperaban y las concentraciones de cloruros en el agua subterránea alcanzaron valores comprendidos entre 2,000 y 5,000 mg/L. El proceso de salinización afectó el siguiente año a pozos de abastecimiento situados incluso a más de 3 km de la línea de la costa.

Durante el año 2002 entraron en funcionamiento dos actuaciones con el objetivo de resolver la problemática. La más importante fue la planta desalinizadora Tordera-1 (ITAM, Instalación de Tratamiento de Aguas Marinas) la cual suministra 10 hm^3/año a las tres principales compañías de abastecimiento que extraen agua del acuífero y permitió la reducción en un 40% de las extracciones por el mismo volumen. La segunda acción fue la recarga artificial de los caudales efluentes de la EDAR (Estación Depuradora de Aguas Residuales) de Blanes con tratamiento terciario, mediante la cual se infiltran en el acuífero hasta unos 4 hm^3/año por simple vertido al cauce del río Tordera que antes se enviaban al mar. Todas estas actuaciones fueron acompañadas con la declaración de sobreexplotación del acuífero y la aprobación del plan de ordenación de extracciones (A.C.A., 2001; DOGC, 2003) que intensificó el control de los bombeos y ha dado lugar a un cambio sustancial en la gestión de agua por parte de los usuarios. Estas medidas permitieron en pocos años una rápida reducción de la salinización de los acuíferos de la Tordera, que ya en el año 2004 mostraban un buen estado cualitativo y cuantitativo.

Objetivos

El objetivo de este trabajo es lograr un nuevo modelo de gestión combinada acuífero-desalinizadora que no ponga en peligro la sostenibilidad del acuífero pero que conlleve un uso más eficiente de los recursos hídricos disponibles. Esto es posible ya que actualmente coinciden tres factores que permiten replantear el régimen de producción de la desalinizadora de la Tordera: 1) la recuperación consolidada de la calidad del agua del acuífero después de la fuerte salinización en el 2002; 2) la posibilidad de modular mejor la producción de agua desalada gracias a su ampliación en el 2011 a 20 hm^3/año para aportar cuando sea necesario caudal al sistema Ter-Llobregat que suministra el Área Metropolitana de Barcelona; y 3) la reducción de la demanda total de agua en el ámbito, sobre todo por las extracciones industriales. Se plantea por ello una nueva propuesta de explotación y se predicen los efectos de los nuevos escenarios futuros y sus impactos en el acuífero.

EL ACUIFERO DE LA TORDERA

Geología e hidrogeología

El acuífero de la Tordera se desarrolla en depósitos cuaternarios y depósitos coluviales y palustres depositados en zonas estacionalmente inundables del río Tordera. El valle bajo y delta están bien caracterizados geológica e hidrogeológicamente (PHPO, 1985; ITGE, 1994; A.C.A., 2000, 2002b, 2002c, 2009; FCIHS, 2004, 2006). El acuífero es único y libre prácticamente hasta la población de Tordera y desde este municipio hasta el mar el acuífero superficial está separado del profundo por una capa formada en algunos tramos por arcillas y en otras por limos, capa que a veces desaparece totalmente o en otras zonas aparece de modo multicapa (Figura 2). En el margen derecho del delta se diferencia bien un sistema con los dos acuíferos separados, presentando aquí el acuífero superficial un espesor de unos 12 m, el conjunto limo-arcilloso de 23 m, y el acuífero profundo de 20 m. En cambio, en el margen izquierdo del río los dos acuíferos quedan conectados verticalmente de forma que se constituye una única unidad acuífera de comportamiento libre, sobre todo en las zonas laterales del paleocanal principal. Esta unidad presenta espesores variables entre 20 y 30 m.

El zócalo de granito se detecta a una profundidad media de 55 m. En dirección a la costa, y a una distancia de unos 100 m del mar, la profundidad del sustrato impermeable aumenta de una manera brusca superando los 150 m de profundidad al margen oriental del río. En el acuífero profundo, que es el de mayor interés para el abastecimiento urbano, la transmisividad presenta valores del orden de 1,000 a 2,500 m^2/día, mientras que en el acuífero superficial los valores son del orden de 200 a 600 m^2/día.

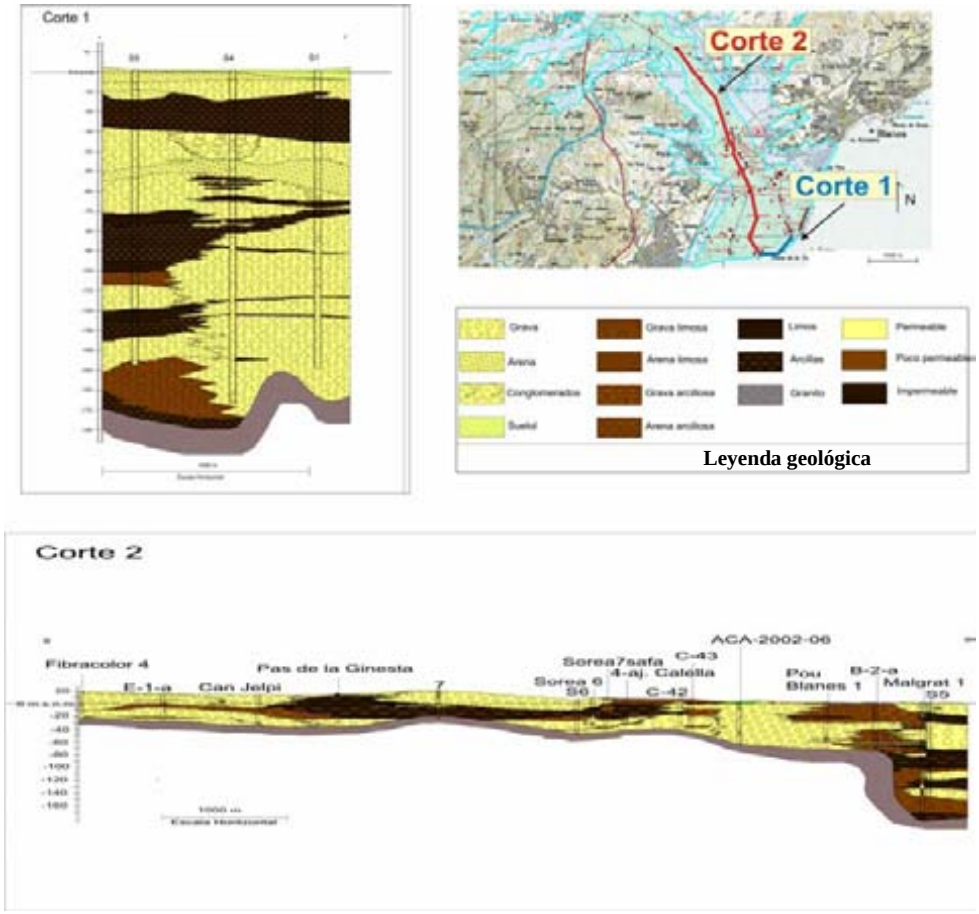


Figura 2. Esquema geológico del sistema acuífero de la Tordera (de A.C.A., 2009).

Modelo actual de gestión combinada acuífero-desalinizadora y extracciones

El sistema actual de gestión combinada acuífero-desalinizadora en la Tordera está basado en que la planta desalinizadora proporciona siempre la misma cantidad de agua durante todo el año a las tres principales compañías de abastecimiento. Su producción total de 10 hm^3/año se reparte un 20% a Blanes, un 25% a Tossa-Lloret (o Consell de la Costa Brava, CCB) y el 55% restante al Consell Comarcal del Maresme (CCM). La producción de agua de la desalinizadora es siempre constante, manteniéndose parada únicamente los 15 primeros días del año por labores de mantenimiento. El resto hasta cubrir la demanda se extrae del acuífero (Figura 3).

El volumen de extracción de agua subterránea es de 26.7 hm^3/año (año 2007) de los cuales aproximadamente 5.1 hm^3/año son para usos industriales (19%), 7.3 hm^3/año para usos agrícolas (28%) y 14.3 hm^3/año para abastecimiento (53%). La extracción de agua se caracteriza por una marcada estacionalidad provocada por el sector turístico, el cual es una importante actividad en esta área y la que provoca que los mayores bombeos del acuífero se hagan durante los meses de verano. Las demandas industriales tienen en el área una distribución muy regular y constante, mientras que las agrícolas tienen máximos relacionados con el periodo de regadío del cultivo (primavera y verano principalmente).

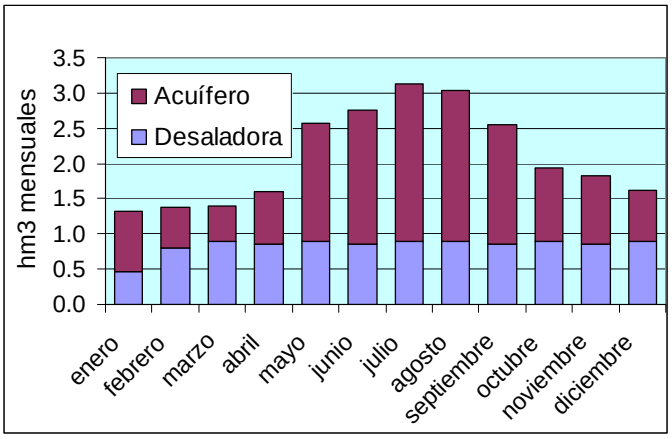


Figura 3. Modelo actual de gestión combinada acuífero-desalinizadora en la Tordera. La desalinizadora produce regularmente 10 hm^3/año que se reparten entre las 3 principales compañías de abastecimiento, y el resto hasta cubrir la demanda se extrae del acuífero.

EL MODELO NUMÉRICO

Para la gestión del acuífero se utiliza como herramienta un modelo numérico de la Tordera (A.C.A., 2002a, 2005), actualizado recientemente con una revisión de la geología, la recalibración del modelo de flujo, el reajuste de sus parámetros y la calibración del transporte (A.C.A., 2009). El modelo matemático de la Tordera está realizado con el código Visual Modflow y se extiende desde la cabecera del río Tordera hasta su desembocadura en el mar (Figura 4). Su geometría consta de cuatro capas que representan el acuífero superficial (1ª capa), la capa limo-arcillosa intermedia (2ª capa), el acuífero profundo (3ª capa) que concentra la mayor parte de las extracciones para abastecimiento, y un último acuífero denominado basal (4ª capa). La extensión del modelo de transporte se ha limitado al área del valle bajo y delta, ya que considera como soluto los cloruros y la intrusión marina, la principal responsable de los elevados contenidos de cloruros en el acuífero, se encuentra localizada dentro de la extensión considerada.

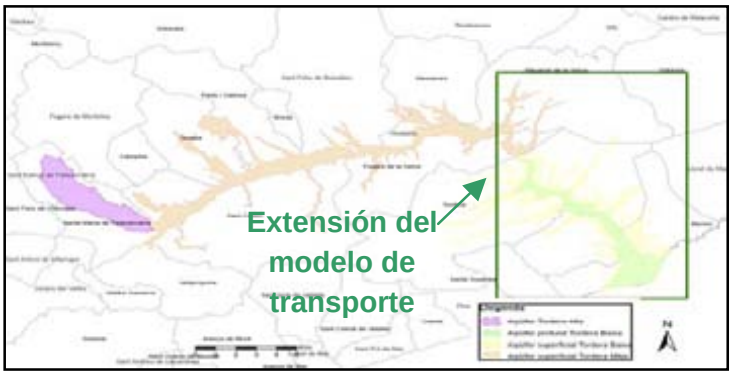


Figura 4. Localización del modelo de flujo y extensión del modelo de transporte de la Tordera (A.C.A., 2009).

METODOLOGÍA Y DESARROLLO DE UN NUEVO MODELO DE GESTIÓN COMBINADA ACUÍFERO-DESALADORA

Desarrollo y condicionantes

Para la creación de nuevos escenarios futuros de gestión combinada acuífero-desalinizadora se ha fijado como premisa la extracción de una cantidad de agua del acuífero lo más constante posible durante todo el año, manteniendo los gradientes hidráulicos hacia el mar para evitar la intrusión marina. De esta manera, los picos estivales de la demanda se cubrirían con la planta desalinizadora y no aumentando las extracciones del acuífero como se realiza ahora. Si la producción de agua desalinizada puede modularse y concentrarse principalmente en verano, es posible realizar una mayor extracción del acuífero en invierno, cuando es viable aumentar los bombeos sin riesgo de salinización de los pozos ni de intrusión marina (A.C.A., 2008).

Los futuros escenarios de gestión deben cumplir las siguientes condiciones impuestas por la propia producción de agua desalada, y también algunos condicionantes hidrogeológicos y socio-económicos:

a) Condicionantes por la producción de agua de la desalinizadora:

- La producción de agua de la desalinizadora se ha de regular mensualmente en escalones del 25%, 50%, 75% o 100% de su producción total, que son ahora 20 hm^3/año. Ello es debido a que la producción está dividida en 4 bastidores de ósmosis inversa que pueden funcionar o no hacerlo, pero no admiten posiciones intermedias.
- El máximo de producción de agua ha de ser de un 75% de su capacidad total para salvaguardar el 25% restante para posibles emergencias.
- El mínimo de producción de agua durante todo el año es el 25% de la capacidad total, de manera que la desalinizadora no pare.

b) Condicionantes hidrogeológicos y socio-económicos:

- Las extracciones de agua subterránea se regulan mensualmente para que sean lo más constantes posibles durante el año.
- Se prioriza mes a mes una mayor dotación de agua desalinizada a las compañías de abastecimiento que tienen sus pozos de extracción de agua del acuífero más cercanos al mar. Los pozos de Blanes son mucho más vulnerables a la intrusión marina y a la salinización que los del CCM, y éstos más que los del CCB, situados en el interior.
- Ninguna compañía de abastecimiento puede dejar de recibir agua desalinizada durante los meses de julio y agosto.

Desde la construcción de la planta desalinizadora, en el ámbito del acuífero de la baja Tordera se aplica una tarifa de utilización de agua (TUA), fórmula que permite repercutir los costes de la desalinización. Como las personas beneficiadas de su entrada en funcionamiento son tanto los usuarios directos, las compañías de abastecimiento, como los de los aprovechamientos de agua subterránea situados dentro de este ámbito, la tarifa se aplica a ambos, aunque de manera distinta. Así, un planteamiento de gestión que suponga una menor producción de agua desalada tiene beneficios económicos tanto para la administración como

para los usuarios.

Metodología

Para la creación de nuevos escenarios futuros se utiliza el modelo numérico del acuífero. De esta manera se crean 7 escenarios posibles de producción de agua de la desalinizadora, desde los aproximadamente 4 hm^3/año hasta los 10 hm^3/año, con incrementos de 1 hm^3/año, variando la dotación de agua mes a mes para cada una de las tres compañías de abastecimiento que reciben agua (Blanes, CCB y CCM) y cumpliendo todos los condicionantes descritos, tanto los de la desalinizadora como los hidrogeológicos y socio-económicos. Como la demanda mensual de cada compañía es conocida, los volúmenes de agua para abastecimiento que no se cubren con agua desalinizada han de extraerse del acuífero.

Una vez conocida la distribución de agua para las compañías de abastecimiento para cada uno de los 7 escenarios planteados, se corre el modelo numérico en simulación desde el 2011 hasta el 2018 y se analizan y comparan los resultados, tanto los niveles piezométricos como la evolución de los cloruros en diversos puntos para conocer su impacto. De esta manera, los escenarios sostenibles serán aquellos en los que no se produzca intrusión marina en el acuífero y no se salinicen los pozos de abastecimiento.

Resultados de los nuevos escenarios de gestión

La comparación de los niveles piezométricos y de las concentraciones de cloruros de los 7 futuros posibles escenarios (Figura 5) permite deducir que los escenarios 1 y 2, con producciones de agua desalada de 4 y 5 hm^3/año y extracciones del acuífero de 18.5 y 17.5 hm^3/año respectivamente, producirían claramente la salinización en verano de los pozos de abastecimiento de Blanes, los más cercanos a la costa, alcanzándose valores de cloruros superiores a los 400 mg/l y niveles piezométricos por debajo de los –3 msnm en verano. Estos dos escenarios son claramente no sostenibles. El escenario 3, con una producción de agua desalada de casi 6 hm^3/año, también produciría un ligero aumento de cloruros en verano.

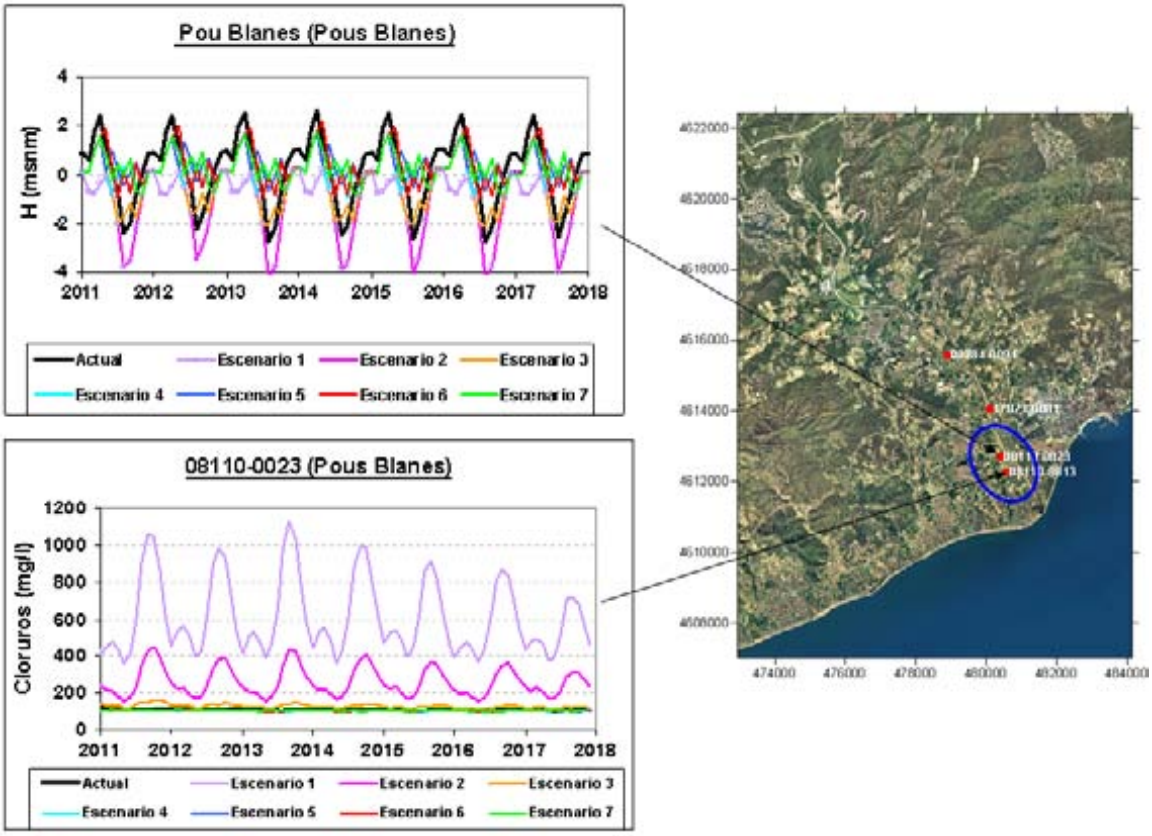


Figura 5. Simulación de niveles piezométricos (arriba) y concentración de cloruros (abajo) en los pozos de abastecimiento de Blanes entre 2011 y 2018 para los diferentes escenarios de gestión conjunta acuífero-desaladora.

El escenario de gestión 4, con una producción de agua de 7.2 hm^3/año sin parar la planta desalinizadora y aumentando la producción y distribución en verano para cubrir la demanda (Tabla 1), no produce salinización de los pozos ni intrusión marina, y mantiene incluso en verano los niveles piezométricos cercanos a la cota 0. Este escenario implica una reducción en la producción de agua desalada de 2.8 hm^3/año respecto a la situación actual y es el que permite un mayor ahorro, considerándose la primera opción alternativa y sostenible de gestión sin que se pongan en riesgo los recursos subterráneos disponibles. Por encima de una producción de agua desalada de 7.2 hm^3/año y extrayendo 15.4 hm^3/año no existe riesgo de intrusión marina en el acuífero.

Escenario	Producción desalinizadora (hm^3/año)	Extracción del acuífero (hm^3/año)	Impacto hidrogeológico
1	4.0	18.5	Intrusión marina
2	5.0	17.5	Intrusión marina
3	5.9	16.6	Ligero aumento de cloruros
4	7.2	15.4	Sin impacto
5	8.0	14.5	Sin impacto
6	8.9	13.6	Sin impacto
7	9.8	12.7	Sin impacto

Tabla 1. Impacto hidrogeológico de los diferentes escenarios analizados de gestión conjunta acuífero-desalinizadora.

Nueva opción de gestión parando la desalinizadora en invierno

Del análisis de los escenarios realizados se plantea ahora un nuevo escenario de gestión donde se elimina el condicionante que la desalinizadora tenga que funcionar siempre al 25% de su capacidad, lo cual permitiría pararla en invierno. De esta forma, y dado que las demandas de agua son bajas desde noviembre hasta marzo, el abastecimiento urbano podría mantenerse estos meses únicamente con agua subterránea sin riesgo de salinización del acuífero. La desalinizadora funcionaría sólo desde abril hasta octubre para cubrir la demanda estival, pero el hecho de modular la producción mensualmente y distribuirla entre las diferentes compañías de abastecimiento permitiría regular mejor el sistema en su conjunto y aumentar su optimización. De esta manera, las extracciones de agua subterránea también serían más constantes durante el año.

Una producción de agua desalada concentrada de abril a octubre, teniendo su máximo en julio y agosto, junto con una correcta distribución entre las tres compañías de abastecimiento, no conllevaría riesgo de salinización del acuífero para una producción de 6.1 hm^3/año, 3.9 hm^3/año menos que la producción actual.

CONCLUSIONES

La utilización de un modelo numérico del ámbito del valle bajo y delta de la Tordera ha permitido simular diferentes escenarios de gestión conjunta del acuífero y de la planta desalinizadora para satisfacer la demanda para abastecimiento, manteniendo la sostenibilidad del acuífero costero evitando la intrusión marina. El modelo de gestión actual está caracterizado porque la desalinizadora produce 10 hm^3/año de manera constante y por el aumento de las extracciones de agua subterránea en verano por la agricultura y el turismo. La reciente ampliación de la desalinizadora permite que este modelo de gestión puede ser mejorado si las extracciones de agua subterránea aportan la base de las necesidades del abastecimiento durante el año y la desalinizadora cubre las puntas de la demanda (Figura 6). En una primera opción, sin parar la desalinizadora, es posible mantener el acuífero sin intrusión marina distribuyendo mensualmente el agua desalinizada, produciendo más en verano y menos en invierno, y protegiendo los pozos más cercanos a la costa, de manera que el total anual producido sea de 7.2 hm^3, 2.8 hm^3/año menos respecto a la situación actual. En una segunda opción, parando la planta desalinizadora de noviembre a marzo, puede obtenerse un escenario sostenible para el acuífero produciendo anualmente 6.1 hm^3/año de agua desalinizada concentrando su producción en verano.

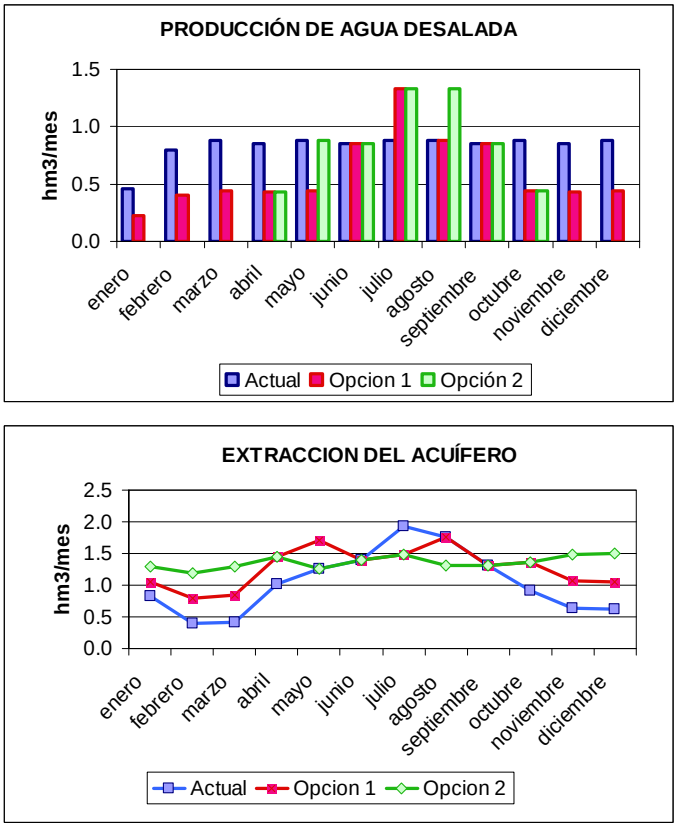


Figura 6. Producción de agua desalada de la planta Tordera-1 (arriba) y extracción total del acuífero por las tres principales compañías de abastecimiento (abajo) según el actual modelo de gestión y para las dos nuevas opciones propuestas.

La reducción del coste de la desalinización por una menor producción de agua desalada, de 10 hm^3/año a 7.2 o 6.1 hm^3/año, supone un ahorro energético y en la explotación de 1.4 o 2.0 M€ respectivamente. La estimación del incremento en el coste de la extracción de una mayor cantidad de agua subterránea y de su tratamiento se estima en 196,000 €/año y en 270,000 €/año respectivamente. Por tanto, cualquiera de los dos nuevos escenarios de gestión conjunta acuífero-desalinizadora planteados arrojan un balance económico neto positivo el reducirse los costes entre 1.2 y 1.7 M€ respecto a la situación actual.

REFERENCIAS

A.C.A. (2000). *Actualització i cartografia hidrogeològica del sistema fluviodeltaic del curs mitjà y baix del riu Tordera*. Informe interno, Agència Catalana de l'Aigua.

A.C.A. (2001). *Informe tècnic justificatiu de la declaració de sobreexplotació de l'aqüífer al.luvial de la Tordera mitja i dels aqüífers de la baixa Tordera*. Informe interno, Agència Catalana de l'Aigua.

A.C.A. (2002a). *Desenvolupament d'un model matemàtic per a la gestió dels aqüífers aluvials i fluviodeltaics de la Tordera, volums I i II*. Informe interno, Agència Catalana de l'Aigua.

A.C.A. (2002b). *Estudi d'actualització de l'avaluació de recursos hídrics de les conques internes de Catalunya i conques Catalanes de l'Ebre. Part I Tordera.*

A.C.A. (2002c). *Estudi d'actualització de l'avaluació de recursos hídrics de les conques internes de Catalunya i conques Catalanes de l'Ebre. Part II Avaluació dels recursos hídrics subterranis de les conques internes de*

Catalunya. Aqüífer al·luvial de la Tordera Mitjana. Informe interno, Agència Catalana de l'Aigua.

A.C.A. (2005). *Actualització al maig del 2005 del model numèric de la Tordera, volums I i II.* Informe interno, Agència Catalana de l'Aigua.

A.C.A. (2008). *Proposta d'un nou model de gestió per la ITAM Tordera*. Informe interno, Agència Catalana de l'Aigua.

A.C.A. (2009). *Revisió del programa de gestió de les aigües subterrànies de la Tordera*. Informe interno, Agència Catalana de l'Aigua.

DOGC (2003). Diari Oficial Generalitat de Catalunya, núm. 3991. Edicte de 26 de setembre de 2003, pel qual es dóna publicitat de l'Acord del Consell d'Adminitració de l8 de setembre de 2003 que aprova el pla d'ordenació d'extraccions i declaració definitiva de sobreexplotació de l'aqüífer al·luvial de la Tordera mitjana i dels aqüífers de la baixa Tordera.

FCIHS (2004). *Actualización hidrogeológica del acuífero fluvio-deltaico del curso bajo del río Tordera. (Maresme – La Selva – Barcelona – Girona).* 2ª edición del CIHS versión a distancia. Barcelona. Trabajo realitzado per T. Garrido.

FCIHS (2006). *Actualización hidrogeológica del acuífero fluvio-deltaico del curso bajo del río Tordera (Maresme-la Selva-Barcelona-Girona).* 4ª edición del CIHS versión a distancia. Barcelona. Trabajo realizado por J. Tobella.

ITGE (1994). *Informe Hidrogeològico del Tordera Medio y Bajo*. (1991-1993).

PHPO (1985). *Plan Hidrológico del Pirineo Oriental. Bases Técnicas 2 Estudio complementario sobre aguas subterráneas. Zona 4 Tordera – Costa Brava Sur y Alto Maresme. Aluviales del Tordera*. Tomo 6.

2.6. RELACIÓN DE LIBROS, ARTÍCULOS, COMUNICACIONES Y CAPÍTULOS DE LIBROS DEL PROFESOR EMILIO CUSTODIO

Jordi SÁNCHEZ VILA*

(*) Grup d'Hidrologia Subterrània. Departament d'Enginyeria del Terreny, Cartogràfica i Geofísica. Universitat Politècnica de Catalunya. Jordi Girona, 1–3, Mòdul D–2. 08034 Barcelona. jordi.sanchez@upc.edu

LIBROS COMO AUTOR O COAUTOR

Custodio, E. (1978). Geohidrología de Terrenos e Islas Volcánicas. 1–303, Publ. 128 CEDEX, España. ISBN: 84–500–2891–4.

Custodio, E. (1986). Recarga Artificial de Acuíferos: Avances y Realizaciones. 1–176. Bol. Servicio Geológico–M.O.P.U. 45, España. NIPO: 151.86026–7.

Custodio, E.; Llamas, M.R. (1976, reedición 1983, reimpresión Vol. 1: 2001 y 2008; Vol. 2: 2005 y 2006). Hidrología Subterránea. 2 vols., 1–2350, 1976. Omega, España. ISBN: 84–282.0446–2. Traducción al italiano, Idrologia Sotterránea. D. Flacovio editore, Palermo. Vol. 1 (2005), ISBN: 88.7758.623–0; Vol. 2 (2007), ISBN: 10:88.7758–701–6.

Custodio, E.; Bruggeman, G.A. (1987). Groundwater Problems in Coastal Areas. 1–576. UNESCO, Studies & Reports in Hydrology 45. Paris, Francia. ISBN: 93.3.102415–9.

Custodio, E.; Manzano, M.; Montes, C. (1999). Las Aguas Subterráneas en Doñana: Aspectos Ecológicos y Sociales. Agencia Andaluza del Agua. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla: 1–243. ISBN: 978–84–92807–19–2.

Falkland, A.; Custodio, E. (Ed.) (1991), Guide on the Hydrology of Small Islands. 1–435. UNESCO, Studies and Reports in Hydrology, 49. Paris, Francia. ISBN: 92.3–102753–0.

Llamas, M.R.; Custodio, E.; Ariño, G. (1985). El proyecto de Ley Aguas. 1–166. Instituto de Estudios Económicos. Informe. Madrid. ISBN: 84–85719–50–6.

LIBROS COMO EDITOR O COEDITOR

AIH–GE (editado por E. Custodio; J. Samper; M. Valverde y M.F. Zurbano) (1995). Las Aguas Subterráneas en la Ley de Aguas Española: un Decenio de Experiencia. Asociación Internacional de Hidrogeólogos, Grupo Español. Tomo 1: 1–384; Tomo 2: 1–280. ISBN: 84.920529.0.2.

AIH–GE (editado por E. Custodio; J.M. Pascual; M. Valverde y M.F. Zurbano) (1996). Las Aguas Subterráneas en las cuencas del Ebro, Júcar e Internas de Cataluña y su papel en la planificación hidrológica. Asociación Internacional de Hidrogeólogos, Grupo Español. 1–503. ISBN: 84–920529–3–7.

Araguás, L.; Custodio, E.; Manzano, M. (Eds.) (2005). Groundwater and saline intrusion, 18 SWIM, Cartagena 2004. Instituto Geológico y Minero de España, Hidrogeología y Aguas Subterráneas Series 15. Madrid. 1–766. ISBN: 84–7840–588–7. + CD anexes.

Ayora, C.; Barettino, D.; Carrera, J.; Manzano, M.; Mediavilla, C.; Custodio, E.; Huerga, A. (2001). Las aguas y los suelos tras el accidente de Aznalcóllar. Boletín Geológico y Minero, Madrid. Número extraordinario: 1–294. ISBN: 0366–0176.

Cabrera, M.C.; Custodio, E.; Roque, F. (1997). Las aguas subterráneas en la planificación hidrológica en las Islas Canarias. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupos Español. 1–266. ISBN: 84–920529–3–7

CIHS (Presidente del Comité de Edición) (1981). Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España. 1–1055: (2 Vols). Curso Internacional de Hidrología Subterránea. Barcelona. Dep. Leg. B–18763–1982.

CEDEX (editado por R. Heras y E. Custodio; no indicado) (1988). Actas del Simposio Internacional sobre Hidrología de Terrenos e Islas Volcánicas (Arrecife de Lanzarote, 1974). 1–1520. CEDEX–Gobierno de Canarias.

Custodio, E.; Gurguí, A.; Lobo Ferreira, J.P. (1988). Groundwater Flow and Quality Modelling. 1–755. NATO–ASI. Reidel, Holanda. ISBN: 90–277–2655–8.

Custodio, E.; Gurguí, A. (1989). Groundwater Economics. 1–625. Elsevier, Ad. Water Sci. Holanda. ISBN: 0–444–87296–5.

Custodio, E.; Galofré, A. (Eds.) (1993). Study and Modelling of Saltwater Intrusion into Aquifers. 1–766. CIMNE–UPC. Barcelona. ISBN: 84–87867–26–X.

Custodio, E.; Llamas, M.R.; Samper, J. (1997). La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica. Asociación Internacional de Hidrogeólogos, Grupo Español–Instituto Tecnológico Geominero de España. 1–455. ISBN: 84–7840–292–6.

Custodio, E.; Huerga, A. (2000). Ciento cincuenta años (1849–1999): Estudio e investigación en Ciencas de la Tierra. Instituto Tecnológico Geominero de España. MICYT. Madrid: 1–320. ISBN: 84.7840.349.9.

Custodio, E.; Huerga, A.; González–Lago, J.M. (2000). Cartografía temática en el ITGE, presente y futuro. Boletín Geológico y Minero, Madrid, no. Especial: 1–206. ISSN: 0366–0176.

Llamas, M.R.; Custodio, E. (Eds.) (2003). Intensive use of groundwater: challenges and opportunities. Balkema; Lisse, The Netherlands: 1–471. ISBN: 90.5809.390.5.

Vives, L.; Custodio, E.; Rodríguez, L. (Eds.) (2009). Planificación y gestión de aguas subterráneas. VI Congreso Argentino de Hidrogeología, 24–28 Agosto 2009, Santa Rosa,

La Pampa (Argentina). Asoc. Intern. Hidrogeólogos–Grupo Argentino / Fac. Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de La Pampa: 1–234. ISBN: 978–987–1082–38–4.

ARTÍCULOS, COMUNICACIONES Y CAPÍTULOS DE LIBROS, COMO AUTOR O COAUTOR

Custodio, E. (1965). Transmisión del calor en elementos combustibles nucleares planos y simétricos, en el caso de que su espesor sea grande. Fondo Cultural de la Caja de Ahorros Provincial de Barcelona. Barcelona. 1965: 157–165.

Custodio, E. (1967). Calidad química de las aguas subterráneas del delta del río Llobregat. Documentos de Investigación Hidrológica. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua. Barcelona. 1967. 2/3: 129–138

Custodio, E. (1967). Études géohydrochimiques dans le delta du Llobregat, Barcelona (Espagne). International Association of Scientific Hydrology. Gentbrugge, Publ. 62: 134–155.

Custodio, E. (1968). Datación de aguas subterráneas en el delta del río Llobregat. Documentos de Investigación Hidrológica. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua. Barcelona. 6: 205–237.

Custodio, E. (1968). Corrosión e incrustación de pozos. Técnicas Modernas de Construcción de Pozos. CEIAA–SGOP–INC. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua. Barcelona. Capítulo 11: 293–324.

Custodio, E. (1969). Técnicas nucleares en hidrología subterránea. Documentos de Investigación Hidrológica. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua. 8: 11–39.

Custodio, E. (1969). Informe sobre el 8º Congreso de la Asociación Internacional de Abastecimiento de Agua, Barcelona. 1969, 56 y 57: 8–11.

Custodio, E. (1970). Influencia de las obras hidráulicas de superficie en las aguas subterráneas. Agua, Barcelona. 1969, 58: 28–39.

Custodio, E. (1970). Utilización de isótopos en hidrología subterránea. Agua, Barcelona. 1970, 61: 40–46.

Custodio, E. (1971). Aspectos económicos de decisión para un abastecimiento industrial, conjugando varios acuíferos de características diferentes y a diferentes distancias en relación con una posible planta potabilizadora. Memorias, 1er Congreso Hispano–Luso–Americano de Geología Económica. Madrid–Lisboa. III, 1: 131–145.

Custodio, E. (1971). Tecnología de minerales radioactivos. Actas del Primer Ciclo de Conferencias sobre Geología Económica. Departamento de Prospección Geofísica y Geológica, Facultad de Ciencias de la Universidad de Barcelona: 143–148.

Custodio, E. (1971). El problema de la contaminación de acuíferos. Actas del Seminario de Contaminación Industrial de Aguas. Sección Técnica de Química de la Asociación Nacional de Ingenieros Industriales. Barcelona: 129–192.

Custodio, E. (1973). Contaminación de aguas subterráneas. Agua. Barcelona. 76: 49–57.

Custodio, E. (1973). Hydrology of Famara's volcanic block supply galleries (Lanzarote Island, Spain). Atti del 2º Convegno Internazionale sulle Acque Sotterranee. Palermo (Italia): 487–494.

Custodio, E. (1973). Recharge artificielle dans le delta du Llobregat, Barcelona. Atti del 2º Convegno Internazionale sulle Acque Sotterranee. Palermo (Italia): 720–723.

Custodio, E. (1974). Contaminación de aguas subterráneas. Hidrología, Madrid, 1974: 105–137.

Custodio, E. (1974). Flujo del agua subterránea y existencia de un nivel de saturación en las formaciones volcánicas de la isla de Lanzarote (Islas Canarias, España). Actas del Simposio Internacional sobre Hidrología de Terrenos Volcánicos. Arrecife de Lanzarote. Gobierno de Canarias y CEDEX, Madrid, 1987: 185–215.

Custodio, E. (1974). Datos sobre la hidráulica de las galerías de captación de aguas subterráneas en el Macizo de Famara, Lanzarote (Islas Canarias, España). Actas del Simposio Internacional sobre Hidrología de Terrenos Volcánicos. Arrecife de Lanzarote. Gobierno de Canarias y CEDEX, Madrid, 1987: 235–284.

Custodio, E. (1974). Contribuciones al conocimiento geohidroquímico de la Isla de Lanzarote (Islas Canarias, España). Actas del Simposio Internacional sobre Hidrología de Terrenos Volcánicos. Arrecife de Lanzarote. Gobierno Autónomo de Canarias y CEDEX, Madrid, 1987: 463–510.

Custodio, E. (1974). La contaminación de acuíferos subterráneos: aspectos generales. Agua. Barcelona. 86: 32–47.

Custodio, E. (1975). Recopilación y presentación de los datos de base para la construcción, ajuste y utilización de un modelo de simulación de un sistema acuífero. Modelos Analógicos y Digitales para la Explotación y Administración de Recursos Hidráulicos. Boletín del Servicio Geológico de Obras Públicas. Madrid. 37: 102–125.

Custodio, E. (1975). Geohydrological studies in small areas without systematic data. Design of Water Resources Projects with Inadequate Data. Studies and Reports in Hydrology 16(2), UNESCO, París: 77–93.

Custodio, E. (1975). Interés e importancia de la energía geotérmica y mareomotriz y otras fuentes de energía (eólica y asociada al mar). Hidrología, Madrid. 1975. 19: 43–83. También en La Energía y su Transformación: Presente y Futuro. Com. Publ. Deleg. Alumnos/Com. Cultura. Asoc. Ing./Dep. Técnicas Energéticas–ETSIIB. 261–324. (sin ISBN).

Custodio, E. (1975). Metodología y resultados del estudio hidrogeológico del macizo kárstico de Garraf, Barcelona. Boletín Geológico y Minero. Madrid. 76(1): 31–44.

Custodio, E. (1975). Análisis de ensayos de bombeo escalonados mediante curvas tipo. Actas de la Primera Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid. II: 1219–1252.

Custodio, E. (1975). Les nappes côtières. Reunion de Rapperswil (Suisse). Les Nappes Souterraines, Commité des Milieux Poroux, Leur Interaction, Leur Vie, Leur Protection. Association Internationale des Recherches Hydrauliques / AIHS / UNESCO / Institut de Hydroméchanique et d'Aménagement des Eaux de l'Ecole Polytechnique Féderale de Zürich. I: D2, 1–31. (sin ISBN).

Custodio, E. (1975). Hidrogeología de las rocas volcánicas. Actas del 3er Coloquio Internacional sobre Aguas Subterráneas. UNESCO–ESA–AIH. Palermo: 33–69.

Custodio, E. (1975). Incidencia de las centrales nucleares de potencia en los recursos hídricos. Tecnología del Agua. Barcelona. 1983, 9: 49–65.

Custodio, E. (1975). La riqueza hídrica del subsuelo. Revista Mundo Barcelona 19–4–1975: 67–78.

Custodio, E. (1975). La contaminación de las aguas subterráneas. Revista Mundo Barcelona 19–4–1975: 101–102.

Custodio, E. (1976). Resultados de las prospecciones para inyección profunda en la cuenca del río Llobregat (Barcelona). Hidrología, Madrid. 1976: 17–37.

Custodio, E. (1976). Pluridisciplinariedad de los estudios, tecnología y profesión del agua subterránea. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. II: 871–885.

Custodio, E. (1976). La geohidrología de formaciones volcánicas: estado actual de conocimientos. Hidrogeología y Recursos hidráulicos. Madrid. II: 848–870.

Custodio, E. (1976). Estudio de la salinización de las aguas subterráneas en la región litoral entre Ametlla de Mar y Montroig (Tarragona). Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. II: 984–1006.

Custodio, E. (1976). Centrales nucleares. Cimbra. Madrid. Año XIII, 134: 4–8.

Custodio, E. (1976). Incidencia de las centrales nucleares de potencia en los recursos hídricos. Cimbra. Madrid. Año XIII, 135: 5–10.

Custodio, E. (1977). Las aguas subterráneas en España. Revista de Obras Públicas. Madrid. Abril 1977: 321–324.

Custodio, E. (1977). Las aguas subterráneas en España. Hidrología. Instituto de Hidrología. Madrid. 26/27: 57–61.

Custodio, E. (1978). El medio ambiente subterráneo frente a los vertidos y fugas de las centrales nucleares. Hidrología. Madrid. 30–31: 29–40.

Custodio, E. (1978). Utilización de radioisótopos en Cataluña para solucionar problemas de ingeniería hidráulica subterránea. La Industria Nuclear en Cataluña (Jornada Técnica). Feria Internacional de Barcelona, Sector Tecno–Transfer: 158–207. (sin ISBN).

Custodio, E. (1978). Recarga, control y protección de los acuíferos. Feria de Muestras de Zaragoza, SMAGUA: 1–66.

Custodio, E. (1978). Ensayos para determinar la viabilidad de una excavación profunda en el litoral del Macizo de Vandellós (Tarragona, España). Actas del Simposio sobre el Agua en la Minería y Obras Subterráneas (Granada). Asoc. Nac. Ing. Minas y Cons. Sup. Colegios Ing. Minas. Madrid, V. I: 85–109. ISBN: 84–500–2799–3.

Custodio, E. (1978). Las minas de captación de agua en el macizo volcánico de Famara (Lanzarote, Islas Canarias). Simposio sobre el Agua en la Minería y Obras Subterráneas (Granada). Asoc. Nac. Ing. Minas y Cons. Sup. Colegios Ing. Minas. Madrid, V. II: 1169–1194. ISBN: 84–500–2800–0.

Custodio, E. (1978). Recarga, control y protección de los acuíferos. Ibérica, Madrid, 191: 2–9.

Custodio, E. (1979). Artificial recharge in the coastal aquifers near Barcelona (Spain). Selected Water Problems in Islands and Coastal Areas, with special regard to Desalination and Groundwater. Pergamon Press: 465–472.

Custodio, E. (1979). Groundwater conditions in the Catalonian coastal aquifers. Selected Water Problems in Islands and Coastal Areas, with special regard to Desalination and Groundwater. Pergamon Press: 219–228.

Custodio, E. (1979). El control de las aguas subterráneas a nivel de los organismos regionales. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. También en Aguas Subterráneas: Boletín de Información para Latinoamérica de AGID, Cochabamba. Bolivia, 1980 6/7. IV: 279–294.

Custodio, E. (1979). Hidrogeoquímica: comentarios generales a las ponencias presentadas al II Simposio Nacional de Hidrogeología. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. VI: 91–108.

Custodio, E. (1980). Aspectos químicos e isótopicos del comportamiento de las aguas subterráneas en la cuenca del río Francolí (Tarragona, España). Actas del IV Coloquio Internacional sobre las Aguas Subterráneas. Acireale, Sicilia. UNESCO / CCE / AIH / ESA / CEMPA. Catania, 1: B98–B134.

Custodio, E. (1981). Problemática del abastecimiento de aguas subterráneas a las industrias químicas. Ingeniería Química. Madrid: 91105.

Custodio, E. (1981). Problemas relativos al suministro de aguas subterránea en las industrias químicas. Quaderns d'Enginyeria. ETSIIB. Barcelona. 3: 115–135. ISSN: 0210.7104.

Custodio, E. (1981). Els recursos hidràulics a les comarques meridionals de Catalunya. Ponències Tècniques de les Jornades Agràries de les Comarques Meridionals. Obra Social Agrícola de "La Caixa". Caixa de Pensions. Barcelona: 77–97.

Custodio, E. (1981). Perspectivas de las aguas subterráneas en el Pirineo Oriental (Cataluña, España) de cara al Siglo XXI: urgencia en la actuación o degradación irreversible. Quaderns d'Enginyeria. ETSIIB, Barcelona. 3(1): 93–113.

Custodio, E. (1981). Utilización del agua subterránea en España: reconocimiento y aprovechamiento. Quaderns d'Enginyeria. ETSII, Barcelona. 3(2): 349–370 (1982) y nº 5(1): 145–172 (1984).

Custodio, E. (1981). Perspectivas de las aguas subterráneas en el Pirineo Oriental (Cataluña, España) de cara al Siglo XXI: urgencia en la actuación o degradación irreversible. Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España. CIHS. Barcelona: 1031–1055.

Custodio, E. (1981). Sea water encroachment in the Llobregat and Besós areas, near Barcelona (Catalonia, Spain). Intruded and Fosil Groundwater of Marine Origin. Sveriges Geologiska Undersökning. Uppsala. Rapporter och Meddelanden 27: 120–152.

Custodio, E. (1981). Aguas subterráneas y contaminación de acuíferos: diagnóstico de vulnerabilidad de las aguas subterráneas por vertidos controlados. Curso sobre Ordenación del Territorio. Lérida. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos (Lérida)–UPC: 255–282. ISBN: 600–2705–8. También en: Jornadas sobre Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España. CIHS. Barcelona: 949–976.

Custodio, E. (1981). Consideraciones sobre la contaminación agrícola en Canarias. Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España. CIHS Barcelona: 119–124.

Custodio, E. (1981). Contaminación de aguas subterráneas en relación con los vertidos de basuras urbanas de Barcelona. Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España. CIHS. Barcelona: 223–247.

Custodio, E. (1981). Algunos aspectos de las contaminaciones crómicas de las aguas subterráneas en el entorno de Barcelona. Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España. CIHS. Barcelona: 349–360.

Custodio, E. (1981). Evaluación y causas de la contaminación por invasión de agua marina en los acuíferos de la costa peninsular y en las áreas insulares. Análisis y Evolución de la contaminación de Aguas Subterráneas en España. CIHS. Barcelona: 445–506.

Custodio, E. (1981). Técnicas radioisotópicas artificiales para estudios de la contaminación del agua subterránea. Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España. CIHS. Barcelona: 713–740.

Custodio, E. (1981). La protección de la calidad de las aguas subterráneas en su relación con la legislación y normativa. Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España. CIHS. Barcelona: 913–925.

Custodio, E. (1981). Estudio de la recarga artificial con aguas residuales tratadas en el acuífero cautivo del delta del Besós, mediante las curvas características del pozo. Actas de la IV Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico Nacional. Madrid. III: 1643–1673.

Custodio, E. (1981). Método de cálculo de las mezclas de agua resultantes de la recarga artificial con aguas residuales tratadas, en el acuífero cautivo del delta del Besós. Actas de la IV Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico Nacional. Madrid. III: 1625–1642.

Custodio, E. (1982). Model of the aquifers in the Llobregat Delta (Catalonia, Spain). Groundwater Models: Concepts, Problems and Methods of Analisis with Examples of their Application. Studies and Reports in Hydrology n° 34. UNESCO Press. Paris: 39–51. ISBN: 92–3–102006–4.

Custodio, E. (1982). Utilisation de reserves d'eau souterraines à la Catalonie et à les îlles Canaries. IV conf. Internationale sur la Planification et la Gestion des Eaux. CEFIGRE. Sophia–Antipolis, France. I: 547–554.

Custodio, E. (1982). Quelques malentendus qu'on peut eviter pour milieu de l'instruction. Comptes Rendues IV Conf. Internacionale sur la Planification et la Gestion des Eaux. CEFRIGE. Sophia–Antipolis, France, I: 547–554.

Custodio, E. (1982). Nitrate buildup in Catalonia coastal aquifers. Impact of Agricultural Activities on Groundwater. Intern. Assoc. Hydrogeologists. Memoires. Praha. XVI(1): 171–181.

Custodio, E. (1982). Calidad del agua y protección de los acuíferos kársticos ante la contaminación. El Karst de Larra–82. Diputación Foral de Navarra: 291–327.

Custodio, E. (1983). El uso conjunto en el Pirineo Oriental: problemas de calidad. Utilización Conjunta de Aguas Superficiales y Subterráneas. SGOP–UP Valencia. Valencia Sec. E–8: 1–22.

Custodio, E. (1983). La gestión de acuíferos dentro de la administración territorial española. Hidrología y Recursos Hidráulicos. Madrid. VIII: 739–747.

Custodio, E. (1983). Nuevas contribuciones al conocimiento hidrogeológico de las Islas Canarias. Hidrogeologia y Recursos Hidráulicos. Madrid. Vol. III: 705– 717.

Custodio, E. (1983). Man's impact on the hydrogeological environment. Papers of the International Conference Groundwater and Man. 2: Groundwater and the Environment. Australian Water Resources Council. Sydney: 43–58.

Custodio, E. (1983). Las aguas subterráneas: su metodología y tecnología. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. X: 113–127.

Custodio, E. (1983). Balance de recursos hídricos disponibles para abastecimiento y su incremento. Textos del Seminario sobre Abastecimiento de Agua Potable. Universidad Internacional Menéndez y Pelayo / Rev. Tecnología del Agua. Palau Maricel (Sitges). 390–438. ISBN: B–84–86052–03–03.

Custodio, E. (1984). La gestión de acuíferos dentro de la administración territorial española. Tecnología del Agua. Barcelona. 14: 79–83.

Custodio, E. (1984). Los estudios hidrológicos del Pirineo Oriental. El Agua en Aragón. Universidad de Zaragoza–Grupo de Trabajo de Hidrogeología. Zaragoza: 516–536 (828–851 en edición preliminar). ISBN: 84–600–3937–4.

Custodio, E. (1984). Salinización de acuíferos por sobreexplotación. Mediterrània. Butlletí del Secretariat per a la Protecció de la Mediterrània. Féderation Mondial des Villes Jumelés/Ajuntament de Barcelona. Barcelona. 4: 12–19; trad. francés: 37–40; trad. inglés: 51–54. ISSN: 0212–4785.

Custodio, E. (1985). Low permeability volcanics in the Canary Islands (Spain). Hydrogeology of Rocks of Low Permeability. Proc. Arizona Congress. Memories Intern. Assoc. Hydrogeologists, Proc. Congress Tucson, Arizona, XVII: 562–573. (sin ISBN).

Custodio, E. (1985). Recàrrega, utilització i gestió d'aqüífers. Actes de les Jornades Técniques sobre la Reutilització de les Aigües Urbanes. Consorci de la Costa Brava: 7–32.

Custodio, E. (1985). Saline intrusion. Hydrogeology in the Service of Man. Memories 18er Congress Intern. Assoc. Hydrogeologists (1): 65–90.

Custodio, E. (1986). Hidroquímica del karst. Karst Euskadi–86. Dip. Prov. de Guipuzcoa. 2: 131–179.

Custodio, E. (1987). Los estudios hidrogeológicos de detalle en la gestión de los residuos tóxicos y radioactivos. Tecnología del Agua. Barcelona. 38: 37–41.

Custodio, E. (1987). La ciencia del agua y su aplicación al problema de las Islas Canarias. Tecnología del Agua. Barcelona. 35: 71–81.

Custodio, E. (1987). Peculiaridades de la hidrología en los complejos palustres españoles. Bases científicas para la Protección de las Humedades en España. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Madrid: 43–63.

Custodio, E. (1988). Present state of coastal aquifer modelling: short review. Groundwater Flow and Quality Modelling. Eds. E. Custodio, A. Gurguí y J.P. Lobo Ferreira. NATO ASS Series C: Mathematical and Physical Sciences. Reidel Pub. Co. Dordrecht: 785–801.

Custodio, E. (1988). Hydrochemistry of Tenerife Island. Revista Española de Hidrogeología (Asoc. Esp. de Hidrología Subterránea), 3: 1–19.

Custodio, E. (1988). Consideraciones generales sobre instrumentación y técnicas de medición y muestras de aguas subterráneas. Aguas Subterráneas: Instrumentación, Medida y Toma de Muestras. Prensa XXI Barcelona: 5–19.

Custodio, E. (1988). Movimiento y comportamiento de contaminantes orgánicos artificiales en el terreno. Tecnología del Agua. Barcelona. 44: 57–67.

Custodio, E. (1988). Intrusión marina en los acuíferos de la costa catalana. Tecnología de la Intrusión en Acuíferos Costeros III: La Intrusión Marina en España. ETSIM–IGME. Madrid: 75–98.

Custodio, E. (1988). Nota sobre la intrusión marina en las Islas Canarias. Tecnología de la Intrusión en Acuíferos Costeros. III: La Intrusión Marina en España. ETSIM–IGME. Madrid: 593–603.

Custodio, E. (1988). La intrusión marina y los perímetros de protección en la nueva Ley de Aguas. Actas de las Jornadas sobre la Aplicación de la Ley de Aguas en la Gestión de las Aguas Subterráneas. Asociación Internacional de Hidrogeólogos: Grupo Español. I: 11–37.

Custodio, E. (1988). Impacto ambiental de las carreteras en la contaminación del suelo y de las aguas subterráneas. Impacto Ambiental de las Carreteras. Asociación Técnica de Carreteras. Madrid: 187–199. ISBN: 84–404–4895–3.

Custodio, E. (1988). Detailed hydrogeological studies in the management of toxic and radioactive water. Agua–Water International. Barcelona. 02: 26–29.

Custodio, E. (1989). Strict aquifer control rules versus unrestricted groundwater exploitation: comments on economic consequences. Ground Water Economics. Developments in Water Science, 39. Elsevier: 381–395.

Custodio, E. (1989). Processes in the mixing zone in carbonate formations: Central and Southern Catalonia. Natuurwet. Tijchr. Ghent 70, 1988 (publ. 1989): 263–277.

Custodio, E. (1989). Groundwater characteristics and problems in volcanic rock terrains. Isotope Techniques in the Study of the Hydrology of Fractured and Fissured Rocks. STI/PUB/790. International Atomic Energy Agency. Vienna: 87–137.

Custodio, E. (1989). Hydrology of the Canary Islands (Spain). Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. XIV (especial): 205–227.

Custodio, E. (1989). The role of groundwater quality in the decision–making process for water resources. Groundwater Management: Quantity and Quality. (Ed. A.Sahuquillo, J.Andreu, T.O'Donell). Intern. Assoc. Scientific Hydrology. Publ. 188: 87–99. (Symp. Benidorn). ISBN: 0–947571–32–9.

Custodio, E. (1989). Los contaminantes orgánicos artificiales en el terreno y acuíferos. Obra Pública (OP). Barcelona. 14, 1989: 40–47. ISSN: 0213–4195.

Custodio, E. (1989). Consideraciones sobre la sobreexplotación de acuíferos en España. La Sobreexplotación de Acuíferos. AIH (Grupo Español) – AEHS: 43–64.

Custodio, E. (1990). Saline groundwater in the Canary Islands (Spain) resulting from aridity. Greenhouse Effect, Sea Level and Drought. NATO ASI Series C: Mathematical and Physical Sciencies. Vol. 325. Kluver Publ Co. Dordrecht: 593–618. ISBN: 0–7923–1017–9.

Custodio, E. (1990). Las distintas acepciones de la sobreexplotación de acuíferos. Dinámica, Revista de la Ingeniería Canaria, Las Palmas de Gran Canaria. III(9): 64–66.

Custodio, E. (1990). Problèmes, objectifs et modalités de gestion des eaux souterraines en Espagne. La Gestion des Eaux Souterraines à l'Heure de l'Europe. Bureau de Recherches Géologiques et Minières. Orleáns. DOC 196 (1990) (2): 131–136.

Custodio, E. (1991). Consideraciones sobre la sobreexplotación de acuíferos en España. Hidrogeología, Madrid/Granada, 6: 25–46. ISSN: 0214–1.248.

Custodio, E. (1991). Characterization of aquifer over–exploitation: comments on hydrogeological and hydrochemical aspects: the situation in Spain. Aquifer Over–exploitation Intern. Assoc. Hydrogeologists. 1: 3–19.

Custodio, E. (1991). La interpretación hidrogeoquímica como herramienta de estudio y valoración de sistemas acuíferos: aspectos metodológicos generales. Hidrogeología, Estado Actual y Prospectiva. Curso Internacional de Hidrología Subterránea/CIMNE. Barcelona. 121–162. ISBN: 84.87867.01–4.

Custodio, E. (1991). Some aspects of groundwater pollution in Spain. Groundwater Pollution and Aquifer Protection in Europe. The Institution of Water and Environmental Management (IWEM). London. 14.1–14.16. (sin ISBN).

Custodio, E. (1991). Hydrogeological and hydrochemical aspects of aquifer overexploitation. Selected Papers, Intern. Assoc. Hydrogeologists. Heise. 3: 3–27. ISBN 3–922705–62–6.

Custodio, E. (1992). Groundwater pollution in Spain: general aspects. J. Inst. Water Environmental Management. London. 6(4): 452–458. [ISSN 0951.7359].

Custodio, E. (1992). Efecto de la aridificación de la recarga en las características hidrogeoquímicas de un acuífero en forma de sector circular. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, XVI: 355–369.

Custodio, E. (1992). Hydrogeological functioning of wetlands: current gaps in our knowledge as deduced from spanish experience. Research Agenda for Wetlands: A Multidisciplinary Approach. Harvard University. Cambridge. Massachussets. (interno).

Custodio, E. (1992). Progresiva degradación de la cantidad y calidad de los recursos de agua en el sistema acuífero del Bajo Llobregat. Anais 7º Congresso Brasileiro de Aguas Subterrâneas. Belo Horizonte, Associacão Brasileira de Águas Subterrâneas: 18–48. CDU556.3(06).

Custodio, E. (1992). Coastal aquifer salinization as a consequence of aridity: the case of Amurga phonolitic massif, Gran Canaria Island. Study and Modelling of Salt Water Intrusion. CIMNE–UPC. Barcelona: 81–98. ISBN: 84–87867–26–X.

Custodio, E. (1992). Preliminary outlook of saltwater intrusion conditions in the Doñana National Park (Southern Spain). Study and Modelling of Salt Water Intrusion. CIMNE–UPC. Barcelona: 295–315. ISBN: 84–87867–26–X.

Custodio, E. (1992). Study and modelling of saltwater intrusion into aquifers: introduction to the proceedings of the 12th Salt Water Intrusion Meeting. Study and Modelling of Salt Water Intrusion. CIMNE–UPC. Barcelona: 3–10. ISBN: 84–87867–26–X.

Custodio, E. (1993). Hidrología subterránea y Física de la Tierra: situación en España. Hidrología Subterránea y Migración de Contaminantes. (Ed. A. Correig). Universitat de Barcelona/Institut d'Estudis Catalans. Barcelona: 13–30. (sin ISBN).

Custodio, E. (1993). Protección de acuíferos y su correcta explotación: perímetros de protección. La Economia del Agua. Sociedad General de Aguas de Barcelona. Barcelona: 69–105.

Custodio, E. (1993). Aquifer intensive exploitation and over–exploitation with respect sustainable development. Environmental Pollution: Science, Policy, Engineering. European Centre for Pollution Research, 2: 509–516. ISBN 0.9521673.0.2.

Custodio, E. (1993). Contamination of the Lower Llobregat aquifer system: the need for integral protection. Environmental Pollution: Science, Policy, Engineering. European Centre for Pollution Research, 1: 163–170. ISBN 0.9521673.0.1.

Custodio, E. (1993). Is groundwater overexploitation a new hydrogeological concept?. Ingegneria e Geologia degli Acquiferi/Groundwater Geoengineering. IGEA, Rev. Sez. Ital. Acque Sotterranee, Assoc. Mineraria Subalpina. Torino, 2: 5–14. (sin ISBN).

Custodio, E. (1993). Comentarios al artículo "El plan hidrológico nacional y las aguas subterráneas por Miguel Arenillas Parra, Revista de Obras Públicas, mayo 1993". Rev. de Obras Públicas, Madrid, 3326(140) Nov. 1993: 101–104.

Custodio, E. (1994). Tendencias en la docencia e investigación hidrogeológica en España. La Contribución Académica al Conocimiento y Aprovechamiento de las Aguas Subterráneas en España. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Madrid. Tomo LXXXVIII, Cuaderno primero: 127–148. ISSN: 0034–0596.

Custodio, E. (1994). Coastal aquifer management and remedial measures from saltwater intrusion induced by overexploitation. IV Geoengineering International Congress. Soil and Groundwater Protection. Assoc. Miner. Subalpina. Politecnico di Torino. Torino. III: 757–774. (sin ISBN).

Custodio, E. (1994). Experiencias de salinización de acuíferos: consideraciones generales deducidas de la situación en España. Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas. Alcalá de Henares. Asociación Internacional de Hidrogeólogos: Grupo Español. II: 79–109. ISBN: 84–604–8930–2.

Custodio, E. (1994). Endurecimiento del agua del Valle Bajo del Llobregat por cambios en los procesos de recarga. Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas. Alcalá de Henares. Asociación Internacional de Hidrogeólogos: Grupo Español. II: 123–140. ISBN: 84–604–8930–2.

Custodio, E. (1994). Posibles procesos de contaminación agrícola de aguas subterráneas en el área de Doñana (Huelva). Congreso Nacional sobre Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España. Alcalá de Henares. Asociación Internacional de Hidrogeólogos Grupo Español. II: 283–308. ISBN: 84–604–89302.

Custodio, E. (1994). Hidrogeoquímica e isotopía ambiental. Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Ed. E. Bocanegra y A. Rappacini. Univ. Nac. Mar del Plata / Consejo Federal de Inversiones. Argentina: 61–78. ISBN: 19219–95.

Custodio, E. (1994). Procesos de contaminación del agua en la zona saturada. Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Ed. E. Bocanegra y A. Rappacini. Univ. Nac. Mar del Plata / Consejo Federal de Inversiones. Argentina: 139–160. ISBN: 19219–95.

Custodio, E. (1994). Contaminación de aguas subterráneas inducida por la explotación. Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Ed. E. Bocanegra y A. Rappacini. Univ. Nac. Mar del Plata / Consejo Federal de Inversiones. Argentina: 161–175. ISBN: 19219–95.

Custodio, E. (1994). Gestión y protección de acuíferos. Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Ed. E. Bocanegra y A. Rappacini. Univ. Nac. Mar del Plata / Consejo Federal de Inversiones. Argentina: 225–244. ISBN: 19219–95.

Custodio, E. (1994). La protección de las aguas subterráneas en el contexto del desarrollo y del uso sostenible. 2º Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea. Santiago. Chile. I: 171–188.Custodio, E. (1994). Preámbulo: temas actuales de la hidrología subterránea. Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Ed. E. Bocanegra y A. Rappacini. Univ. Nac. Mar del Plata / Consejo Federal de Inversiones. Argentina: 9–12. ISBN: 19219–95.Custodio, E. (1995). Comportamiento y papel de las aguas subterráneas en Doñana: consecuencias de las extracciones. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. XX: 281–310. ISBN: 84.7840.240.3.

Custodio, E. (1995). Nuevas tecnologías en hidrología subterránea y su desarrollo. Hidrogeología. 11: 89–110. ISSN: 0214–1.248. También en Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Asoc. Española de Hidrología Subterránea. Madrid XVIII: 75–109. Dep. Legal M–49715–1999.

Custodio, E. (1995). El papel de la hidrología en los programas de restauración de humedales en ambientes fluctuantes. Bases Ecológicas para la Restauración de Humedales en la Cuenca Mediterránea. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla: 43–60.

Custodio, E. (1995). La gestión de los acuíferos costeros como fuente de un recurso importante y estratégico: encaje en la Ley de Aguas y perspectivas: punto de vista del usuario. Las Aguas Subterráneas en la Ley de Aguas Española: un Decenio de Experiencia. Asoc. Intern. Hidrogeólogos–Grupo Español. Ponencias, Tomo I: 219–252. ISBN: 84.920529.0.2. Reprod. en Ibérica, 76(384), marzo 1996: 114–120. ISSN: 0211–0776.

Custodio, E. (1995). Comportamiento y papel de las aguas subterráneas en Doñana: consecuencias de las extracciones. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, Madrid, XX: 281–310. ISBN: 84–7840–241–1.

Custodio, E. (1995). Las aguas subterráneas en la Ley de Aguas española: un decenio de experiencia: preámbulo. Asociación Internacional de Hidrogeólogos: Grupo Español. Murcia 1995. Tomo I: v–viii. ISBN: 84.920529.0.2.

Custodio, E. (1995). The impact of vertical water flow in boreholes: influence on monitoring operations. Hydrogéologie. Orléans. 3(1995): 3–12. ISSN: 0246.1641.

Custodio, E. (1995). Las aguas subterráneas en la Ley de Aguas española: un decenio de experiencia: inauguración de las jornadas: palabras por parte de la AIH. Asociación

Internacional de Hidrogeólogos: Grupo Español. Murcia 1995. Tomo II: 55–58. ISBN: 84.920529.0.2.

Custodio, E. (1995). Nuevas tecnologías en hidrología subterránea y su desarrollo. Hidrogeología. Asoc. Esp. Hidrol. Subterránea. Granada. 11: 89–110. ISSN: 0214–1.248.

Custodio, E. (1995). Las aguas subterráneas en Cataluña. El Agua en Cataluña. ETSICCP–UPC, Barcelona: 257–279. ISBN: 84–605.3198–8.

Custodio, E. (1995). Consideraciones generales sobre la gestión y administración del agua subterránea en España a los 10 años de la promulgación de la Ley de Aguas. Las Aguas Subterráneas en la Ley de Aguas española: un decenio de experiencia. Asociación Internacional de Hidrogeólogos: Grupo Español. Murcia 1995. Tomo II: 247–254. ISBN: 84.920529.0.2.

Custodio, E. (1995). Explotación racional de las aguas subterráneas. Acta Geológica Hispánica. ICT.JA–CSIC. Barcelona. 30(1–3): 21–48 (Pub. 1996). ISSN: 0567–7505. Rep. en Actas I Congreso Nacional de Hidrogeología. IAH–Univ. Nac. del Sur, Bahía Blanca. 1997. 1–33. (sin ISBN).

Custodio, E. (1995). Water, tourism and island management. 1ª Reunión Nacional de Geología Ambiental y Ordenación del Territorio: Problemática geoambiental y desarrollo sustentable (Ed. M.P. Cantú). Univ. Nac. Rio Cuarto. Argentina. II: 505–515. ISBN: 950–665–024–1.

Custodio, E. (1995/1996/1997). La explotación de las aguas subterráneas y su problemática asociada. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. XXI: 297–313. ISBN: 84–7840–240–5. Reproducido en: Hidrología Subterránea (Ed. A. Tineo). Correlación Geológica 11, Universidad Nacional de Tucuman: 259–275 (1996). ISSN: 217428. También en Hidrogeología, 13: 111–127. AEHS. Madrid. ISSN: 0214–1.248.

Custodio, E. (1996). Consideraciones sobre el concepto de vulnerabilidad de los acuíferos a la polución. Hidrología Subterránea (Ed. A. Tineo). Serie Correlación Geológica 11, Univ. Nacional de Tucuman: 99–122. ISSN: 217428.

Custodio, E. (1996). Groundwater problems in general and in Spain in particular. European Water Pollution Control. Elsevier, 6(5): 68–83. ISSN: 0925–5060.

Custodio, E. (1996). El camino correcto (para la gestión y protección de acuíferos). Informe Técnico. Vertiente, ALHSUD, Santiago de Chile, 1(1) 1996: 36–41 (sin ISBN).

Custodio, E. (1996). Papel, utilización y gestión de los acuíferos litorales españoles entre el Cap de Creus i Alacant (Alicante). Las aguas subterráneas en las Cuencas del Ebro, Júcar e Internas de Cataluña y su Papel en la Planificación Hidrológica. Asoc. Intern. Hidrogeólogos–Grupo Español. Barcelona: 177–184. ISBN: 84–920529–3–7.

Custodio, E. (1996). A modo de conclusiones: las aguas subterráneas en las cuencas del Ebro, Júcar e Internas de Cataluña y su papel en la Planificación Hidrológica. Asoc. Intern. Hidrogeólogos–Grupo Español. Barcelona. 489–491. ISBN: 84–920529–3–7.

Custodio, E. (1996). Las aguas subterráneas y la gestión de los recursos hídricos: comentarios al artículo de Camilo Caride. Revista de Obras Públicas. Madrid. 3354: 92–93. ISSN: 0034.8619.

Custodio, E. (1996). Presente y futuro de las técnicas isotópicas ambientales en Hidrología Subterránea. IV Simposio sobre El Agua en Andalucía. SIAGA–96. Almería. II: 7–35. ISBN: 84–7840–263–2.

Custodio, E. (1996). La contaminación subterránea en España. Ciencia y Salud / Suplemento Semanal de La Vanguardia. Barcelona, 22–2–97: 4–5.

Custodio, E. (1997). Detection (based on the key paper: Specific methodologies to identify and monitor seawater intrusion, especially in its early stages). Guidelines for studying; Monitoring and Controlling Seawater Intrusion in Coastal Aquifers. FAO, Water Reports 11: Chap 2: 7–23.

Custodio, E. (1997). Effect of vertical flows inside monitoring boreholes in coastal areas. Proc. 13th Salt Water Intrusion Meeting. 1994 Ed. G. Barrocu: 213–226.

Custodio, E. (1997). Recarga a los acuíferos: aspectos generales sobre el proceso, la evaluación y la incertidumbre. La Evaluación de la Recarga a los Acuíferos en la Planificación Hidrológica. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español – Instituto Tecnológico Geominero de España: 19–39; ISBN: 84–7840–292–6. Reproducido en: Boletín Geológico y Minero: 109(4–1998): 329–346. ISSN: 0366.0176.

Custodio, E. (1997). Evaluación de la recarga por la lluvia mediante métodos ambientales químicos, isotópicos y térmicos. La Evaluación de la Recarga a los Acuíferos en la Planificación Hidrológica. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español – Instituto Tecnológico Geominero de España: 83–109. ISBN: 84–7840–292–6.

Custodio, E. (1997). Salinidad de la recarga: problemática, evaluación y efectos diferidos. La Evaluación de la Recarga a los Acuíferos en la Planificación Hidrológica. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español – Instituto Tecnológico Geominero de España: 181–208. ISBN: 84–7840–292–6.

Custodio, E. (1997). Situación y necesidades de formación, información, observación, datos de base y divulgación sobre el agua en Canarias. Las Aguas Subterráneas en la Planificación Hidrológica en las Islas Canarias. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español: 93–100. ISBN: 84–920529–3–7.

Custodio, E. (1997). Recarga de acuíferos e hidrogeología canaria: dos contextos en relación. Las Aguas Subterráneas en la Planifición Hidrológica en las Islas Canarias. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español: 225–228. ISBN: 84–920529–3–7.

Custodio, E. (1997). Groundwater quantity and quality changes related to land and water management around urban areas: blessings and misfortunes. Groundwater in the Urban Environment: Problems, Processes and Management (Ed. J. Chilton et al.). Balkema, Rotterdam: 11–22. ISBN: 90–54109238.

Custodio, E. (1997). Aguas subterráneas en ámbitos urbanos. Industria y Minería (Consejo Superior de Colegios de Ingenieros de Minas, Madrid), 331(1997): 3. ISSN: 1137–8042.

Custodio, E. (1998). Current issues in coastal aquifer dynamics and groundwater recharge. European Geophysical Society, Annales Geophysicae, part II, Hydrology, Oceans and Atmosphere (supplement II to volumen 16): C443. (Abstract).

Custodio, E. (1998). Prólogo. La Contaminación de las Aguas Subterráneas: Un Problema Pendiente. Asoc. Intern. Hidrogeólogos–Grupo Español / Instituto Tecnológico GeoMinero de España. Madrid: 3–5. ISBN: 84.7840.346.7.

Custodio, E. (1999). Medida y evaluación de las extracciones de agua subterránea: presentación; conferencia de clausura. Medida y Evaluación de las Extracciones de Agua Subterránea. (Ed. A. Ballester, J.A. Ferrà y J.A. López Geta). Instituto Tecnológico Geominero de España. Madrid. i–ii: 289–291. ISBN: 84.7840.301.2.

Custodio, E. (1999). The European geological surveys and EuroGeoSurveys: roles and tasks in a supranational structure. Episodes, 22(2): 107–112. ISSN: 0705–3797.

Custodio, E. (1999). Alteraciones en los registros térmicos por flujo vertical de agua a lo largo de perforaciones. Boletín Geológico y Minero, Madrid, 110(4): 371–380. ISSN: 0366–8176.

Custodio, E. (1999). The complex concept of overexploited aquifer. Papeles del Proyecto Aguas Subterráneas. Uso Intensivo de las Aguas Subterráneas. Aspectos Ecológicos, Tecnológicos y Éticos. 2. Fundación Marcelino Botín. Madrid: 1–62. ISBN: 84–95516–04–7. (3 ediciones).

Custodio, E. (2000). Las técnicas geofísicas aplicadas: una panoplia de métodos que la hidrogeología debe aprovechar más y mejor. Actualidad de las Técnicas Geofísicas Aplicadas en Hidrogeología. Instituto Tecnológico GeoMinero de España. Madrid. III–VIII. ISBN: 84–7840–388–4.

Custodio, E. (2000). La cartografía geológica y temática: situación y tendencias en el Instituto Tecnológico GeoMinero de España. Boletín Geológico y Minero. Madrid, nº especial: 197–204. ISSN: 0366.0176.

Custodio, E. (2000). Prefacio. Inventariando, Monitorizando e Geriando de Forma Sustentavel Recurso Hídricos Subterrâneos: A Situação Portuguesa, os Desafios da União Europea e a Globalização. Teses e Programa de Investigação do LNEC no. 14. Laboratório Nacional d'Engenaheria Civil. Lisboa: 1.

Custodio, E. (2000). Panorama actual de las aguas minerales y minero–medicinales en España: prólogo a las jornadas. Panorama Actual de las Aguas Minerales y Minero–Medicinales en España. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid. (ed. J.A. López Geta y J.I. Pinuaga): iii–vi. ISBN: 84–7840–392–2.

Custodio, E. (2000). El Instituto Tecnológico Geominero de España: una nueva estructura para el nuevo siglo. Ciento Cincuenta Años (1849–1999): Estudio e Investigación en Ciencias de la Tierra. ITGE. MICYT. Madrid: 291–320. ISBN: 84–7840–394–9.

Custodio, E. (2000). Ciento cincuenta años de ciencias y técnicas de la Tierra en el Instituto Tecnológico GeoMinero de España: Prólogo. Ciento Cincuenta Años (1849–1999):

Estudio e Investigación en Ciencias de la Tierra. ITGE. MICYT. Madrid: 11–15. ISBN: 84–7840–394–9.

Custodio, E. (2000). Some ethical issues on water resources and groundwater. Water and Ethics. Papeles del Proyecto Aguas Subterráneas. Fundación Marcelino Botín. Madrid, A(5): 31–43. ISBN: 84–95516–14–4. (3 ediciones).

Custodio, E. (2000). Groundwater–dependent wetlands. Acta Geologica Hungarica, 43(2): 173–202. SIN: 0236–5278.

Custodio, E. (2000). Las aguas subterráneas en el noroeste peninsular. En Jornadas Hispano–Lusas sobre las Aguas Subterráneas en el Noroeste de la Península Ibérica. A Coruña 2000. Asoc. Intern. Hidrogeólogos–Assoc. Portuguesa de Rec. Hídricos. Instituto Tecnológico Geominero de España. Madrid: 3–6. ISBN: 84–7840–418–X.

Custodio, E. (2000). Comentarios sobre la utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas en las sequías. Rev. R. Acad. Ciencias Exactas Fis. Nat. (Esp). 94(2): 197–203. (Publ. 2001). ISBN: 1137.2141.

Custodio, E. (2001). Presentación: las aguas y los suelos tras el accidente de Aznalcóllar. Boletín Geológico y Minero. Madrid. Especial: i–iv. ISBN: 0366–0176.

Custodio, E. (2001). Effects of groundwater development on the environment. Boletín Geológico y Minero. Madrid: 111(6): 107–120. ISSN: 0366–0176.

Custodio, E. (2001). Some relevant ethical issues in relation to freshwater resources and groundwater. Boletín Geológico y Minero. Madrid: 111(6): 121–130. ISSN: 0366–0176.

Custodio, E. (2001). Aguas subterráneas y humedales. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, XXIV: 3–30. NIPO 405–01–003–8. También en Papeles del Proyecto Aguas Subterráneas, Serie C, Aguas Subterráneas y Medio Ambiente. Fundación Marcelino Botín, Madrid: 33–72. ISBN: 84.95516.36.5. También en Gestión y Planificación Hidrológica (Ed. J.J. López Rodríguez). Cursos de Verano de la Universidad Pública de Navarra (Verano 2001): 219–249. ISBN: 84–9769–009–5. Publicación previa con el título: Aspectos hidrogeológicos de los humedales que dependen del agua subterránea. 1ª Reunión Internacional de Expertos sobre la Regeneración Hídrica de Doñana. Huelva 1999. MIMAM, Madrid 2001: 133–152. (sin ISBN ni Dep. Legal).

Custodio, E. (2002). Aquifer overexploitation, what does it mean?. Hydrogeology Journal, 10(2): 254–277. ISSN: 1431–2174 // 1435–0157 (electronic).

Custodio, E. (2002). Pròleg (al llibre d'en Josep Ferret, Els Antics aprofitaments d'aigües subterrànies al delta del Llobregat, 1600–1900). Comunitat d'Usuaris del Delta del riu Llobregat, i–ii. ISBN: 84–607–3972–4.

Custodio, E. (2002). Agua y sustentabilidad. Industria y Mineria, Madrid, 347: 7–8. ISSN: 1137–8042.

Custodio, E. (2002). Coastal aquifers as important natural hydrogeological structures. Groundwater and Human Development (Bocanegra, Martínez & Massone, eds.). Univ. Mar del Plata: 1905–1918. ISBN: 987–544–063–9.

Custodio, E. (2003). Presente y futuro del agua subterránea en España y la Directiva Europea: prólogo. En Presente y Futuro del Agua Subterránea en España y la Directiva Marco Europea. AIH–GE. Reunión de Zaragoza. IGME, Madrid: III–VI. ISBN: 84–7840–474–0.

Custodio, E. (2003). Realities and myths of the intensive aquifer development. Aquifer Vulnerability and Risk (Intern. Workshop), Salamanca, Guanajuato. (ed. R. Ramírez, M. Civita, M. De Maio). Vol 2: 207–222. ISBN: pending.

Custodio, E. (2003). Groundwater in small islands. World Water Forum. Water Resources Management in Coastal Zonaes and Small Islands. Kyoto. Japan.

Custodio, E. (2003). Hydrogeological similarities and differences between volcanic and hard rocks. Groundwater in Fractured Rocks (Ed. Krásný, Hrkai, Buthans). Intern. Assoc. Hydrogeologists. Int. Symp. Prague. 13 pp. (CD edition).

Custodio, E. (2003). Groundwater role in world water resources: basics and facts. XI World Water Congress, Madrid. Intern. Water Resources Assoc. 17 pp. (CD edited by CEDEX).

Custodio, E. (2003). Task of EuroGeosurveys under the subsidiarity principle. Geologisches Jahrbuch (Bundesanstalt für Geowissenchaften und Rohstoffe), Hannover. Reihe G, 10: 216–244. ISBN: 3–510–95909–4.

Custodio, E. (2004). Hidrogeología urbana: una nueva rama de la ciencia hidrogeológica. Boletín Geológico y Minero. Madrid. 115(esp): 283–288. ISSN: 0366–0176.

Custodio, E. (2004). Hydrogeology of volcanic rocks. Groundwater Studies: An Internacional Guide for Hydrogeological Investigations (Ed. V.S. Kovalevsky; G.P. Kruseman; K.R. Rushton). UNESCO, IHP–VI, Series on Groundwater, 3. Paris: 395–425. ISBN: 92–9220–005–4.

Custodio, E. (2005). Coastal aquifers as important natural hydrogeological structures. Groundwater and Human Development (Ed. E. Bocanegra, M. Hernández, E. Usunoff). Internacional Assoc. Hydrogeologists. Selected Papers no. 6. Balkema, Lisse: 15–38. ISBN: 04.1536.443.4.

Custodio, E. (2005). Foreword: groundwater and human development. Groundwater and Human Development (Ed. E. Bocanegra, M. Hernández, E. Usunoff). Internacional Assoc. Hydrogeologists. Selected Papers no. 6. Balkema, Lisse: xi–xiv. ISBN: 04.1536.443.4.

Custodio, E. (2005). Intensive use of ground water and sustainability. Ground Water 43(3): 291. ISSN: 0017–467X/1745–6584.

Custodio, E. (2005). Groundwater as a key water resource. Water Mining and Environment: Book Homage to Rafael Fernández Rubio. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid 63–78. ISBN: 84.7840.574.7.

Custodio, E. (2005). Introduction: groundwater intensive use. Groundwater Intensive Use (Ed. A. Sahuquillo, J. Capilla, L. Martínez–Cortina, X. Sánchez–Vila). International Association of Hydrogeologists Selected Papers 7, Balkema, Leiden: ix–xi. ISBN: 04.1536.444.2.

Custodio, E. (2005). Myths about seawater intrusión in coastal aquifers. Groundwater and Saline Intrusión, 18 SWIM, Cartagena 2004. Instituto Geológico y Minero de España. Hidrogeología y Aguas Subterráneas Series 15, Madrid: 599–608. ISBN: 84–7840–588–7.

Custodio, E. (2005). Técnicas hidrogeoquímicas e isotópicas para el estudio de la relación agua subterránea–agua superficial. II Seminario Hispano Latinoamericano sobre Temas Actuales de Hidrología Subterránea: Relación Aguas Superficiales–Aguas Subterráneas (Ed. M. Blarasin, A. Cabrera y E. Matteoda). Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina: 239–248. ISBN: 950–665–349–6.

Custodio, E. (2005). The potential for desalination technologies in meeting the water crisis: comments. Water Crisis: Myth or Reality ?. Eds. P.P.Rogers, M.R.Llamas, L.Martínez–Cortina / Fundación Marcelino Botín. Taylor & Francis / Balkema, London: 323–331. ISBN: 10: 0–415–36438–8 // 13: 9–78–0–415–36.

Custodio, E. (2005). Consideracions sobre la contaminació de les aigües subterrànies a Catalunya: un problema de sostenibilitat. L'Aigua a Catalunya: Una Perspectiva per als Ciutadans. UPC–AGBAR–Càtedra AGBAR, Barcelona: 81–87. D.L. B–9269–2006.

Custodio, E. (2007). Groundwater protection and contamination. The Global Importance of Groundwater in the 21st Century. Proc. Intern. Symp. on Groundwater Sustainability (Ed. S. Ragone, A. de la Hera, N. Hernández–Mora). National Ground Water Association Press, Westerville, OH: Sect 4: 219–231. ISBN: 1–56034–131–9.

Custodio, E. (2007). Groundwater in volcanic hard rocks. Groundwater in Fractured Rocks. Selected papers (Prague Conference), no. 9. (Ed. J. Krásný and J.M. Sharp Jr.). Intern. Assoc. Hydrogeologists. Taylor & Francis, London: 95–108. ISBN: 978.0.415.41442.5.

Custodio, E. (2008). La gestió de les aigües subterrànies: un problema d'ordenació de les extraccions i els usos. Monogràfic L'Aigua: Un Fré al Desenvolupament?. Col./Assoc. Enginyers Industrials de Catalunya no. 08: 20–21. (sin ISBN).

Custodio, E. (2008). Sustentabilitat de l'explotació dels recursos d'aigua subterrània. Siguem sostenibles 2015. Univ. Pol. Catalunya. Barcelona. http://www.upc.edu/sostenible2015/menu2/sustentabilitat-de-l2019explotacio-dels-recursos-d2019aigua-subterrania. 2pp.

Custodio, E. (2008). Acuíferos detríticos costeros del litoral mediterráneo peninsular: valle bajo y delta del Llobregat. Monográfico: Las Aguas Subterráneas. Rev. Assoc. Española Enseñanza de las Ciencias de la Tierra. Madrid, 15(3): 295–304. ISSN: 132–9157.

Custodio, E. (2008). Reflexiones sobre la intrusión marina en acuíferos costeros. Investigación y Gestión de los Recursos del Subsuelo, Libro Homenaje al Profesor Fernando Pendás Fernández. Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas 27, Instituto Geológico y Minero de España. Madrid: 355–366. ISBN: 978–84–7840–773–6.

Custodio, E. (2009). Los acuíferos del Baix Llobregat: importancia agrícola pasada y presente. 3er Congreso de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente: Gestión del H2O: Usos y Eficiencia. Dept. d'Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia. UPC. Campus de Castelldefels (Eds. M. Pujolà, O. Alfranca, N. Cañameras, R. Josa y T. Balanyà). Textos CD. ISBN: 13.978.84.613.0510.0. Resúms: 5–8 (http://bibliotecnia.upc.edu/agua).

Custodio, E. (2009). Utilització de les aigües subterrànies a Catalunya i recuperación d'aqüífers: aspectes bàsics, implicacions econòmiques i integració. Aigua i Activitat Econòmica. Nota d'Economia: Revista d'Economia Catalana i del Sector Públic. Dept. d'Economia i Finances, G.C. Barcelona: 141–163. ISSN: 0213.3640.

Custodio, E. (2009). Las galerías de agua del macizo de Famara (Lanzarote): aspectos hidráulicos e hidrogeoquímicos en el entorno de 1970. El Agua y las Infraestructuras en el Medio Subterráneo. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España (CD). Madrid: 4 pp. ISBN: 978–84–7840–807–8.

Custodio, E. (2009). Recarga a los acuíferos extensos a partir de la deposición atmosférica de cloruros y de la temperatura del terreno. Boletín Geológico y Minero, Madrid, 120(4): 631–640. ISSN: 0366–0176.

Custodio, E. (2009). Prefácio. Diagrafias aplicadas à hidrogeología (eds. Ramalho, E.Ch.; Marques da Silva, M.; Carreia, A.). Palimage, Coimbra: 15–17. ISBN: 978–972.8999–64–3.

Custodio, E. (2010). Coastal aquifers of Europe: an overview. Hydrogeology Journal, 18: 269–280. DOI10.1007/s10040–009–0496–1.

Custodio, E. (2010). Estimation of aquifer recharge by means of atmospheric chloride deposition balance. Contributions to Science, 6(1): 81–97. ISSN: 1575–6343 (printed); 2013–410X (electronic). http://revistes.iec.cat/index.php/CtS/issue/view/3516/showToc.

Custodio, E. (2010). Las aguas subterráneas como elemento básico de la existencia de numerosos humedales. El Papel del Agua Subterránea en el Funcionamiento de los Humedales (eds. L.J. Lambán; J. Heredia, M. Valverde). Asoc. Intern. Hidrogeólogos–Grupo Español. Barcelona: 105–132. ISBN: 978.84.920529–6.1 (en CD, ppt).

Custodio, E. (2010). Aspectos éticos de la dominada crisis del agua. Implicaciones Éticas en Algunos Debates Científicos (ed. M.R. Llamas). Instituto de España, Madrid: 91–119. ISBN: 978–84–9201–00–5.

Custodio, E. (2010). New data on seawater intrusion into the Llobregat delta aquifer, Barcelona, Spain. Proc. 21st Salt Water Intrusion Meeting (SWIM–21). Universidade das Açores, Ponta Delgada, São Miguel: 15. ISBN: 978–972–97711–4–9.

Custodio, E. (2010). Groundwater flow and recharge in the Doñana aquifer system (Huelva, SW Spain) from temperatures profiles in boreholes. XXXVIII IAH Congress, Krakow. Groundwater Quality Sustainability (ed. A. Zuber, J. Kania, E. Kmiecik). Extended Abstracts 266: 669–675. (CD printing).

Custodio, E. (2010). Aguas subterráneas y humedales en zonas llanas. I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras, Azul, Buenos Aires, Argentina. Hacia la Gestión Integral de los Recursos Hídricos en Zonas de Llanura (Eds. M. Varni, I. Entraigas, L. Vives): T1: 21–31. ISBN: 978.987.543.392–2.

Custodio, E. (2010). Intensive groundwater development: A water cycle transformation, a social revolution, a management challenge. Chap. 14, Rethinking Water and Food Security

(eds. L. Martínez–Cortina, A. Garrido, E. López–Gunn). Fundación Marcelino Botín. CRC Press: 259–298. ISBN: 978–0–415–58790–7.

Custodio, E. (2010). Las aguas subterráneas como elemento básico de la existencia de numerosos humedales. Ingeniería del Agua, 17(2): 119–135. ISSN: 1134–2196.

Custodio, E. (2010). Laudatio del Doctor Manuel Ramón Llamas Madurga. Acte d'investidura del Professor Manuel Ramón Llamas Madurga com a Doctor honoris causa de la Universitat Politècnica de Catalunya. Universitat Politècnica de Catalunya. Barcelona, 9–11; 25–28.

Acosta, O.; Custodio, E. (2008). Impactos ambientales de las extracciones de agua en el Salar del Huasco (norte de Chile). Bol. Geológico y Minero, 119(1): 33–50. ISSN: 0366–0176.

Alcalá, F.J.; Custodio, E. (2004). Nuevos datos sobre el aporte de cloruro al terreno por deposición total en España. 4ª Assembleia Luso–Espanhola de Geodesia e Geofísica. Figueira de Foz. Resumos, S13.8: 731–732.

Alcalá, F.J.; Custodio, E. (2004). Resultados preliminares del estudio de la relación Cl/Br en acuíferos localizados en zonas urbanas y periurbanas peninsulares. Simp. El Agua y la Ciudad Sostenible: Hidrogeología Urbana. Barcelona. Asoc. Intern. Hidrogeólogos, Grupo Español / IGME, Madrid: 113–120. ISBN: 84–7840–539–9.

Alcalá, F.J.; Custodio, E. (2004). Deposición total atmosférica de elementos mayoritarios en la ciudad de Barcelona (NE de España). Simp. El Agua y la Ciudad Sostenible: Hidrogeología Urbana. Barcelona. Asoc. Intern. Hidrogeólogos, Grupo Español / IGME, Madrid: 277–287. ISBN: 84–7840–539–9.

Alcalá, F.J.; Custodio, E. (2004). La deposición atmosférica de cloruro al terreno en España. Boletín Geológico y Minero. Madrid. 115(esp): 319–329. ISSN: 0366–0176.

Alcalá, F.J.; Custodio, E. (2004). La relación Cl/Br como indicador del origen de la salinidad en algunos acuíferos de España y Portugal. Groundwater Flow Understanding, from Local to Regional Scale. XXXIII Congreso Intern. Assoc. Hydrogeologists–ALHSUD. Zacatecas. 4 pp. ISBN: 970–32–1749–4.

Alcalá, F.J.; Custodio, E. (2005). Use of the Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin of salinity in some coastal aquifers of Spain. Groundwater and Saline Intrusión, 18 SWIM, Cartagena 2004. Instituto Geológico y Minero de España. Hidrogeología y Aguas Subterráneas Series 15, Madrid: 481–497. ISBN: 84–7840–588–7.

Alcalá, F.J.; Custodio, E. (2005). Datos preliminares sobre el contenido en cloruro del agua de recarga por la lluvia a los acuíferos españoles. II Seminario Hispano Latinoamericano sobre Temas Actuales de Hidrología Subterránea: Relación Aguas Superficiales–Aguas Subterráneas (Ed. M. Blarasin, A. Cabrera y E. Matteoda). Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina: 67–75. ISBN: 950–665–349–6.

Alcalá, F.J.; Custodio, E. (2005). Estimación de la recarga por la lluvia a los acuíferos españoles mediante balance de cloruros en el suelo. Agua y Energía para el Desarrollo Sostenible (CIERTA 2006). Universidad de Almería. I: RES: 229–234. ISBN: 84–933658.3–1.

Alcalá, F.J.; Custodio, E. (2007). Recharge by rainfall to Spanish aquifers through chloride mass balance in the soil. Groundwater and Ecosystems. Proc. XXXV IAH Congress. Lisbon. (eds. L. Ribeiro, A. Chambel y M.T. Condesso de Melo). CD printing. 10 pp. ISBN: 978–989–95297–3–1.

Alcalá, F.J.; Custodio, E. (2007). Recarga por la lluvia en los acuíferos costeros españoles mediante balance de ión cloruro en el suelo. Tecnología de la Intrusión de Agua del Mar en Acuíferos Costeros. TIAC'07. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid. Vol. 1: 855–869. ISBN: 978–84–7840–712–5.

Alcalá, F.J.; Custodio, E.; Contreras, S.; Araguás, L.J.; Domingo, F.; Pulido–Bosch, A.; Vallejos, A. (2007). Influencia de la aridez climática, la altitud y la distancia al mar sobre el contenido en cloruro y en $\delta^{18}O$ del agua de recarga y del agua subterránea en macizos carbonatados costeros de SE peninsular español: caso de Sierra de Gádor. Tecnología de la Intrusión de Agua del Mar en Acuíferos Costeros. TIAC'07. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid. Vol. 1: 871–885. ISBN: 978–84–7840–712–5.

Alcalá, F.J.; Custodio, E. (2008). Atmospheric chloride deposition in continental Spain. Hydrological Processes (Wiley Interscience), 22: 3636–3650. DOI: 10.1002/hyp.6965.

Alcalá, F.J.; Custodio, E. (2008). Flujo de cloruro por la escorrentía directa en España. Ingeniería del Agua, 15(1): 5–11. ISBN: 1134–2196

Alcalá, F.J.; Custodio, E. (2008). Using the Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin of salinity in aquifers in Spain and Portugal. Journal of Hydrology, 359: 189–207.

Alcalá, F.J.; Custodio, E.; Condesso de Melo, T.; Ribeiro, L.; Jódar, J.; Stigter, T.Y.; Pulido–Bosch, A.; Vázquez, I.; García–Aróstegui, J.L.; Nascimiento, J.; España, S.; Mendes, M.P. (2010). Overview of saline water problems in small volcanic islands. Proc. 21st Salt Water Intrusion Meeting (SWIM–21). Universidade das Açores, Ponta Delgada, São Miguel: 373+Poster. ISBN: 978–972–97711–4–9.

Alcalá, F.J.; Cantón, Y.; Contreras, S.; Were, A.; Serrano–Ortiz, P; Puigdefábregas, J.; Solé, A.; Custodio, E.; Domingo, F. (2011). Diffuse and concentrated recharge evaluation using physical and tracer techniques: results from a semiarid carbonate massif aquifer in southeastern Spain. Environmental Earth Sciences, 62(3): 541–557. ISBN: 1866–6280 / (e) 1866–6299. doi10.1007/s12665–010–0546–y

Aliaga, R.; Sahuquillo, A.; Custodio, E. (2004). Estimación de parámetros hidrogeológicos en una formación de baja permeabilidad empleando datos de estación de aforos fluviales. Boletín Geológico y Minero. Madrid. 115(esp): 331–340. ISSN: 0366–0176.

Aliaga, R.; Sahuquillo, A.; Custodio, E. (2004). Estimación de parámetros hidrogeológicos en una formación de baja permeabilidad empleando datos de estación de aforos. 4ª Assembleia Luso–Espanhola de Geodesia e Geofísica. Figueira de Foz. Resumos, S13.10: 735–736.

Aliaga, R.; Sahuquillo, A.; Custodio, E. (2005). Análisis de las oscilaciones piezométricas producidas por la recarga de un río efímero. II Seminario Hispano Latinoamericano sobre Temas Actuales de Hidrología Subterránea: Relación Aguas Superficiales–Aguas

Subterráneas (Ed. M. Blarasin, A. Cabrera y E. Matteoda). Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina: 213–221. ISBN: 950–665–349–6.

Aliaga, R.; Sahuquillo, A.; Custodio; E. (2005). Análisis de las oscilaciones piezométricas para determinar la difusividad hidráulica de un medio poco permeable. De la Toma de Datos y la Realización de Modelos de Agua Subterránea a la Gestión Integrada. Publ. IGME, Hidrogeología y Aguas Subterráneas 21 (ed. X. Sánchez–Vila, M.C. Cabrera, M. Valverde). Madrid: 171–178. ISBN: 84–7840–655–7.

Almagro, L.; Custodio, E.; Rocha, L.; Abelenda, D. (1998). Hidrogeología del acuífero superior de la formación Chuy (SW del Uruguay), 1: modelo conceptual. Actas del 4º Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea. Montevideo. Asociación Latinoamericana de Hidrología Subterránea para el Desarrollo: 1: 374–390. Depósito Legal: 305.224.

Almagro, L.; Vives, L.; Custodio, E.; Rocha, L. (1998). Hidrogeología del acuífero superior de la formación Chuy (SW del Uruguay), 2: modelo numérico. Actas del 4º Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea. Montevideo. Asociación Latinoamericana de Hidrología Subterránea para el Desarrollo: 1: 391–404. Depósito Legal: 305.224.

Almagro, L.; Custodio, E. (2004). Caracterización hidrogeoquímica de las aguas subterráneas en la formación Chuy, en la franja costera del Este del Uruguay, fronteriza con Brasil. Boletín Geológico y Minero. Madrid. 115(esp): 357–377. ISSN: 0366–0176.

Araguás, L.; Custodio, E.; Manzano, M. (eds.). (2005). Foreword: Groundwater and saline intrusion. Groundwater and Saline Intrusión, 18 SWIM, Cartagena 2004. Instituto Geológico y Minero de España. Hidrogeología y Aguas Subterráneas Series 15, Madrid: 9–11. ISBN: 84–7840–588–7.

Back, W.; Bosch, X.; Custodio, E.; Pascual, M. (1989). Geochemical behavior in freshwater–saltwater mixing zone in carbonate coastal aquifers in Catalonia, Spain. 28th International Geological Congress. Washington D.C., Abstracts: 1.69–1.70.

Barón, A.; Calahorra, P.; Custodio, E.; Fayas, J.A.; González, C. (1997). Saltwater conditions in Sa Pobla area and S'Albufera Natural Park, NE Mallorca Island, Spain. Proc. 13th Salt Water Intrusion Meeting. 1994 Ed. G. Borrocu: 243–257.

Batista, E.; Custodio, E.; Valverde; M. (1994). The Barcelona's International Course of Groundwater Hydrology: experience of 28 years and fitting process to a changing background of students. International Workshop on Postgraduate Hydrology Education. UNESCO. CS Nat Comm. for IHD. Praha. (distributed in UNESCO).

Bayó, A.; Custodio, E.; Doménech, J. (1976). Estudio geológico del macizo de Vandellós para definir sus características hidrogeológicas. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. I: 89–107.

Bayó, A.; Castiella, J.; Custodio, E.; Niñerola, S.; Virgós, L. (1986). Ensayo sobre las diversas tipologías de acuíferos en rocas carbonatadas de España: identificación, técnicas de estudio y formas de captación y explotación. Karst Euskadi–86. Dip. Prov. Guipuzcoa (2): 255–340.

Bayó, A.; Custodio, E. (1989). La cordillère prélittorale de Catalogne: de la rivière Congost à la rivière Gaià. Notice explicative de la Feuille B6–Madrid de la Carte Hydrogéologique Internationale de l'Europe 1/1500 000. UNESCO – BGR. Paris–Hannover: 23–26. (sin ISBN).

Bayó, A.; Custodio, E. (1989). Deltas et plaines côtières longitudinales de Catalogne. Notice explicative de la Feuille B6–Madrid de la Carte Hydrogéologique Internationale de l'Europe 1/1500 000. UNESCO – BGR. Paris–Hannover: 69–76. (sin ISBN)

Bayó, A.; Loaso, C.; Aragonés, J.M.; Custodio, E. (1992). Marine intrusion and brackish water in coastal aquifers of Southern Catalonia and Castelló (Spain): a brief survey of actual problems and circumstances. Study and Modelling of Salt Water Intrusion. CIMNE–UPC. Barcelona: 741–766. ISBN: 84–87867–26–X.

Bayó, A.; Custodio, E.; Loaso, C. (1997). Las aguas subterráneas en el Delta del Ebro. Revista de Obras Públicas. Madrid. Sep, nº 3368: 47–65. ISSN: 0034–8619.

Bocanegra, E.; Custodio, E. (1995). Utilización de acuíferos costeros para abastecimiento. Dos casos de estudio: Mar del Plata (Pcia. de Buenos Aires, Argentina) y Barcelona (Cataluña, España). Ingeniería del Agua. Valencia. 1(4): 49–78. ISSN: 1134–2196.

Bocanegra, E.; Cardoso da Silva, G.; Custodio, E.; Manzano, M.; Montenegro, S.; Reynolds–Vargas, J. (2007). Characterization of Ibero–American coastal aquifers: state of knowledge and management. Groundwater and Ecosystems. Proc. XXXV IAH Congress. Lisbon. (eds. L. Ribeiro, A. Chambel y M.T. Condesso de Melo). CD printing. 10 pp. ISBN: 978–989–95297–3–1.

Bocanegra, E.; Cardoso da Silva, G. Jr.; Custodio, E.; Manzano, M.; Montenegro, S. (2010). State of knowledge of coastal aquifer management in South America. Hydrogeology Journal, 18: 261–267. DOI10.1007/s10040–009–0520–5.

Bosch, X.; Custodio, E. (1987). Interpretación de datos de isótopos ambientales estables (D y O–18) de muestras de aguas subterráneas del acuífero carbonatado costero del macizo de Vandellós en la zona del Coll de Balaguer, T.M. de Vandellós (Tarragona). Actes de les II Jornadas de Geoquímica. Colegio de Geólogos de España: 67–70. ISBN: 84–500–6315–1.

Bosch, X.; Custodio, E. (1988). Alteración de la alcalinidad en muestras de agua procedentes de piezómetros entubados con hierro en un acuífero carbonatado afectado por intrusión marina: Efecto de la corrosión del hierro sobre la concentración del ión HCO_3. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. XII: 197–206.

Bosch, X.; Custodio, E.; Pascual, M. (1990). Geochemical reactions mixing in carbonate coastal aquifers, Catalonia, Spain. Selected Papers on Hydrogeology. Intern. Assoc. Hydrogeologists. Vol. I. Verlag Heinz Heise: 147–159.

Bosch, X.; Custodio, E. (1991). Procesos de karstificación en la zona no saturada y en la zona de mezcla de agua dulce–agua salada en formaciones carbonáticas: área costera de Vandellós (Tarragona). Hidrogeología, Estado Actual y Prospectiva. Curso Internacional de Hidrología Subterránea/CIMNE. Barcelona. 229–283. ISBN: 84–87867–01.4.

Bosch, X.; Custodio, E. (1992). Dissolution processes in the freshwater–saltwater mixing zone in carbonate sediments: the Cala Jostell area (Vandellós, Tarragona). Study and Modelling of Salt Water Intrusion. CIMNE–UPC. Barcelona: 229–243. ISBN: 84–87867–26–X.

Braz da Silva, A.; Custodio, E.; Barbosa da Cruz, W. (1982). Hidroquímica de un acuífero cárstico en Minas Gerais, Brasil. Actas Quinto Congreso Latinoamericano de Geología, Argentina: 585–600.

Cabrera, M.C.; Núñez, J.A.; Custodio, E. (1991). Hydrogeology of Telde area (Gran Canaria, Canary Islands, Spain). Aquifer Over–exploitation. Intern. Assoc. Hydrogeologists. 1: 507–510.

Cabrera, M.C.; Núñez, J.A.; Custodio, E. (1992). Contribución al conocimiento geológico del subsuelo de Telde (Gran Canaria, Islas Canarias). Actas del III Congreso Geológico de España y VII Congreso Latinoamericano de Geología. Salamanca, 2: 256–260. [ISBN: 84–600–8130–3].

Cabrera, M.C.; Custodio, E. (1996). Caracterización de las familias hidrogeoquímicas en el acuífero costero de Telde (Gran Canaria). Geogaceta, 20(6): 1295–1297. ISSN: 021368X.

Cabrera, M.C.; Custodio, E. (1998). La contaminación por retornos de riego en la zona de Telde (Gran Canaria). La Contaminación de las Aguas Subterráneas: Un Problema Pendiente. Asoc. Intern. Hidrogeólogos–Grupo Español / Instituto Tecnológico GeoMinero de España. Madrid: 81–88. ISBN: 84.7840.346.7.

Cabrera, M.C.; Custodio, E. (2001). Análisis de la explotación por formaciones en el acuífero de Telde (Gran Canaria). Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, XXIII: 269–279. NIPO 405–01–003–8.

Cabrera, M.C.; Custodio–Ayala, J.; Custodio, E. (2001). Interpretación de ensayos de bombeo en el acuífero de Telde (Gran Canaria). Las Caras del Agua Subterránea (Medina y Carrera, eds.). Congreso en Memoria de Germán Galarza. Barcelona. Septiembre de 2001. IGME. Temas Aguas Subterráneas. Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas. Número 1/2001. Tomo II: 609–614. ISBN: 84–7840–427–9.

Cabrera, M.C.; Custodio, E. (2004). Hidrogeoquímica del acuífero costero de la Ciudad de Telde (Gran Canaria). Simp. El Agua y la Ciudad Sostenible: Hidrogeología Urbana. Barcelona. Asoc. Intern. Hidrogeólogos, Grupo Español / IGME, Madrid: 301–311. ISBN: 84–7840–539–9.

Cabrera, M.C.; Custodio, E. (2004). Groundwater flow in a volcanic–sedimentary coastal aquifer: Telde area, Gran Canaria, Canary Islands, Spain. Hydrogeology Journal, 12: 305–320. DOI 10.1007/s1040–003–0316–4. ISSN: 1611.2490.

Cabrera, M.C.; Custodio, E. (2005). Evolution of groundwater intensive development in the coastal aquifer of Telde (Gran Canaria, Canarian Archipelago, Spain). Groundwater Intensive Use (Ed. A. Sahuquillo, J. Capilla, L. Martínez–Cortina, X. Sánchez–Vila). International Association of Hydrogeologists Selected Papers 7, Balkema, Leiden: 295–306. ISBN: 04.1536.444.2.

Cabrera, M.C.; Custodio, E. (2008). Hidrogeología y recursos hídricos en Gran Canaria. La Cultura del Agua en Gran Canaria. Consejería de Obras Públicas y Transportes del Gobierno de Canarias: 13–24. Dep. Leg. TF/002/2008.

Candela, L.; Custodio, E.; Fernández Rubio, R. (1980). Contaminación por boro en un área del sector occidental del delta del Llobregat (Barcelona, España). Actas del IV Coloquio Internacional sobre las Aguas Subterráneas. Acireale, Sicilia. UNESCO / CCE / AIH / ESA / CEMPA. Catania, 3: H10–H28. (no ISBN). También en: Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España. CIHS. Barcelona: 331–348.

Candela, L.; Olea, R.A.; Custodio, E. (1988). Lognormal kriging for the assessment of reliability in groundwater quality in groundwater quality control observation networks. Journal of Hydrology. 103: 67–84.

Candela, L.; Custodio, E.; Navarro, A. (1998). El sól i les aigües subterrànies. Medi Ambient i Tecnologia: Guia Ambiental de la UPC. Politext 1–3. Edicions UPC. Barcelona: 69–85. ISBN: 84–8301–278–2.

Carbonell, M.; Koch, M.; Terán, W.; Pascual, M.; Custodio, E. (1988). Estudio hidrogeológico del sector Moja–Canyelles–Pla de Jorba–Castellet, del macizo calcáreo de Garraf (Barcelona). Tecnología de la Intrusión en Acuíferos Costeros, III: La Intrusión en España. ETSIM–IGME. Madrid: 27–42.

Cardoso, G.; Gelabert, B.; Custodio, E.; Barón, A.; Manzano, M. (1996). Nuevas perspectivas sobre la hidrogeología de Sa Costera, Noreste de la Serra de Tramuntana (Mallorca): interpretación de datos químicos e isotópicos basada en estudios geológicos. Recursos Hídricos en Regiones Kársticas: Comunicaciones. Vitoria: 217–231. Dep. Legal VI.434/96.

Cardoso da Silva, G.; Custodio, E. (2007). Aspectos hidrodinámicos del sector NE de la Serra de Tramuntana, Mallorca, España. Ingeniería del Agua, 14(4): 319–340.

Cardoso da Silva, G.; Custodio, E. (2010). Hidrogeoquímica e isotopía ambiental del sector noreste de la Serra de Tramuntana, isla de Mallorca (España). Ingeniería del Agua, 17(1): 5–28. ISBN: 1134–2196.

Cardoso da Silva, G.; Bocanegra, E.; Custodio, E.; Manzano, M.; Montenegro, S. (2010). State of knowledge and management of iberoamerican coastal aquifers with different geo–hydrological settings. Episodes 33(2): 91–101. ISBN: 0705–3797.

Carrera, J.; Custodio, E.; Sánchez–Vila, X.; Medina, A.; Manzano, M.; Galarza, G. (1993). Modelling a large oil spill in the aquifer of the Llobregat Lower Valley, Barcelona. Environmental Pollution: Science, Policy, Engineering. European Centre for Pollution Research, 1: 369–376. ISBN 0.9521673.0.1.

Compte, J.M.; Custodio, E. (1968). The influence of impounding water in the quantity and quality on groundwater. Proc. Intern. Water Supply Association. London. Special Subject 3: F3–F36.

Compte, J.M.; Custodio, E. (1969). Influencia de los embalses de superficie en la calidad y cantidad del agua embalsada. Agua. Barcelona. 1969, 56: 28–33.

Condesso de Melo, M.T.; Custodio, E.; Edmunds, W.M.; Loosli, H. (2007). Monitoring and characterization of natural groundwater quality. The Natural Baseline Quality of Groundwater (eds. W.M. Edmunds & P. Shand). Blackwell Publ., Oxford. Chap. 7: 155–177. ISBN: 978–14051–5675–2

Crampon, N.; Custodio, E.; Downing, R.A. (1996). The hydrogeology of western Europe: a basic framework. Quaterly Journal of Engineering Geology, 29: 163–180. ISSN: 0481.2085/95.

Cuena, S.; Custodio, E. (1971). Construction and adjustment of a two–layer mathematical model of the Llobregat Delta, Barcelona (Spain). Mathematical Models in Hydrology. Studies and Reports in Hydrology. 15. UNESCO. Paris. II: 960–964.

Custodio, E.; Bayó, A.; Ortí, A. (1971). Características geológicas, hidrogeológicas y geoquímicas de los acuíferos costeros entre Cambrils y L'Ametlla de Mar (Tarragona). Memorias, 1er Congreso Hispano–Luso–Americano de Geología Económica. Madrid–Lisboa. III, 1: 147–170.

Custodio, E.; Bayó, A.; Peláez, M.D. (1971). Geoquímica y datación de aguas para el estudio del movimiento de las aguas subterráneas en el delta del Llobregat (Barcelona). Memorias, 1er Congreso Hispano–Luso–Americano de Geología Económica. Madrid–Lisboa. VI: 51–80.

Custodio, E.; Cuena, J.; Bayó, A. (1971). Planteamiento, ejecución y utilización de un modelo matemático de dos capas para los acuíferos del delta del río Llobregat (Barcelona). Memorias, 1er Congreso Hispano–Luso–Americano de Geología Económica. Madrid–Lisboa. III, 1: 171–198.

Custodio, E.; Galofré, A. (1971). Planteamiento básico, trabajos realizados y nuevas posibilidades para la inyección profunda de salmueras en la cuenca potásica catalana. Memorias, 1er Congreso Hispano–Luso–Americano de Geología Económica. Madrid–Lisboa. VI: 3–23.

Custodio, E.; Martín Arnáiz, M. (1975). A six month postgraduate course on groundwater hydrology: experiences at Barcelona's International Course on Ground–Water. Teaching of Hydrology. International Water Resources Association–UNESCO: 427–447. (sin ISBN).

Custodio, E.; Vilaró, F. (1975). Data acquisition and methodology for a simulation model of the Llobregat Delta (Barcelona, Spain). Design of Water Resource Projects with Inadequate Data. Studies and Reports in Hydrology 16(1), UNESCO, París: 581–598.

Custodio, E.; Bayó, A. (1976). Hidrología subterránea de la cuenca de la riera de Carme y área de Capellades. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. I: 108–128.

Custodio, E.; Batista, E.; Bayó, A. (1976). Instrusión marina en los acuíferos del litoral catalán. Actas de la II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid: 2103–2129.

Custodio, E.; Cacho, F.; Peláez, M.D. (1976). Problemática de la intrusión marina en los acuíferos del Delta del Llobregat. Actas de la II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico y Catastral, Madrid: 2069–2101.

Custodio, E.; Galofré, A.; Gené, J. (1976). Recarga de aguas residuales municipales en el Llano de Sitges. Actas de la II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid: 1859–1892.

Custodio, E.; Galofré, A. (1976). Evolución de la calidad del agua en la surgencia litoral de la Falconera en relación con un gran vertedero de basuras en el macizo de Garraf (Barcelona). Actas de la II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid: 2131–2173.

Custodio, E.; Martín Arnáiz, M. (1976). Métodos de balance de agua subterránea en el área de Vandellós. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. II: 1262–1290.

Custodio, E.; Solà, V.; Soler, A. (2010). Overview of saline water problems in small volcanic islands. Proc. 21st Salt Water Intrusion Meeting (SWIM–21). Universidade das Açores, Ponta Delgada, São Miguel: 5. ISBN: 978–972–97711–4–9.

Custodio, E.; Suárez, M.; Galofré, A. (1976). Ensayos para el análisis de la recarga de aguas residuales en el Delta del Besós. Actas de la II Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid: 1893–1936.

Custodio, E.; Cacho, F.; García, J.L. (1977). Modelling the aquifers of the Llobregat delta (Barcelona, Spain). Memoires Intern. Assoc. Hydrogeologists. Birmingham. XIII(1): E–12–24. (sin ISBN).

Custodio, E.; Galofré, A. (1977). Basin recharge in the Sitges plain (Barcelona, Spain) to elimiante temporarily municipal waste water. Memoires Inter. Assoc. Hydrogeologists. Birmingham. XIII(1): F–41–57. (sin ISBN).

Custodio, E.; Bayó, A.; Batista, E. (1977). Sea water encroachment in Catalonia coastal aquifers. Memoires Intern. Assoc. Hydrogeologists. Birmingham. XIII(1): F–1–22. (sin ISBN).

Custodio, E.; Cacho, F.; Suárez, M.; Isamat, F.J.; Miralles, J.M. (1977). Combined use of surface and groundwater in Barcelona Metropolitan Area (Spain). Memoires Intern. Assoc. Hydrogeologists. Birmingham. XIII(1): C–14–27. (sin ISBN).

Custodio, E.; Cruz, W.B.; Bráz da Silva, A.; Jardim, F.; Peixoto, C.A. (1977). Estudo sobre as possibilidades de intrução marinha no aqüifero Beberibe, Região Costeira de Olinda–Goiana (PE). Revista de Geociências, Sociedade Brasileira de Geología. São Paulo. 7(3): 239–255. (sin ISSN).

Custodio, E.; Ortega, M.J. (1978). El laboratorio de Ingeniería Nuclear de la ETSIIB: participación en el desarrollo nuclear de Cataluña. La Industria Nuclear en Cataluña. Feria Internacional de Barcelona, Sector Tecno–Transfer: 25–40. (sin ISBN).

Custodio, E.; Cruz, W.B.; Bráz da Silva, A.; Jardim, F.G.; Peixoto, C.A. (1978). Idade das águas subterráneas do aquifero Beberibe na região costeira de Olinda–Goiana, Estado de Pernambuco. Revista de Geociências, Sociedade Brasileira de Geología. São Paulo. 8: 103–112. (sin ISSN).

Custodio, E.; Díaz, E.; Galofré, A. (1978). Influencia de la minería potásica catalana en la calidad del agua del río Llobregat (Barcelona). Simposio sobre el Agua en la Minería y Obras Subterráneas (Granada). Asoc. Nac. Ing. Minas y Cons. Sup. Colegios Ing. Minas. Madrid, V. II: 989–1011. ISBN: 84–500–2800–0.

Custodio, E.; Llamas, M.R.; Sahuquillo, A. (1979). Groundwater policy in Spain. Proc. III World Congress on Water Resources (Mexico). Intern. Water Resources Association. III: 3553–3561.

Custodio, E.; Galofré, A. (1979). Cromo, boro y otros contaminantes en el subsuelo del Bajo Llobregat: origen, comportamiento y movimiento. Actas de la III Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico Nacional. Madrid. III: 1195–1216. También en: Quaderns d'Enginyeria, ETSIIB–UPC. Barcelona 2(1980) 1: 37–50.

Custodio, E.; Bayó, A.; Fayas, J.A. (1979). Particularidades del funcionamiento del sistema acuífero multicapa de un sector de la Cordillera Prelitoral Catalana entre los ríos Anoia, Carme y Foix (Barcelona). Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. IV: 41–58.

Custodio, E.; Bayó, A. (1980). Contribució del Curs Internacional d'Hidrología Subterrània al coneixement geohidrològic, científic i aplicat de Catalunya. Actes de les Jornades sobre Recerca, Tecnología i Societat. Universitat Politècnica de Catalunya. Barcelona: 187–191.

Custodio, E.; Cruz, W.B.; Bráz da Silva, A.; Jardim, F.G.; Peixoto, C.A. (1981). Caractericação química do fluxo de água subterránea na região costeira de Olinda–Goiana, Pernambuco. Revista Aguas Subterrâneas. Associação Brasileria de Aguas Subterráneas. Instituto de Geociêcias, Universidade de São Paulo, 3: 53. (sin ISBN).

Custodio, E.; Martín Arnáiz, M. (1981). Evolución de las necesidades de formación en el campo de la hidrología subterránea. Quaderns d'Enginyeria. ETSII. Barcelona. 3(1): 77–92.

Custodio, E.; Martín Arnáiz, M. (1981). Desarrollo de la enseñanza de la hidrología subterránea en Cataluña: papel de la Universidad Politécnica de Cataluña y otros Organismos. Quaderns d'Enginyeria. ETSIIB. Barcelona. 3(1): 77–92. También en: Actas de las Jornades sobre Recerca, Tecnología i Societat. Universitat Politécnica de Cataluña. Barcelona.

Custodio, E.; Touris, A.; Balagué, S. (1981). Behaviour of contaminants after injection of treated urban waste water in a well. Studies in Environmental Sciences. Elsevier. 17: 395–401. ISBN: 0–444–42022–3: (0–444–41696–X).

Custodio, E.; Llamas, M.R. (1981). Notas sobre la contaminación de las aguas subterráneas en España. Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España. CIHS. Barcelona. Octubre: 995–1029.

Custodio, E.; Corominas, J. (1981). Contaminación por nitratos e intrusión marina en el acuífero costero del Maresme (Barcelona). Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España. CIHS. Barcelona: 537–552.

Custodio, E.; Queralt, R. (1981). Contaminación salina de los acuíferos del delta del Llobregat por vertidos de la minería potásica. Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España. CIHS. Barcelona: 605–622.

Custodio, E.; López–García, L.; Amigó, E. (1981). Planteamiento y ajuste de un modelo matemático de simulación de la isla de Tenerife. Actas de la IV Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico Nacional. Madrid. III: 1369–1391.

Custodio, E.; Cruz, W.B.; Braz da Silva, A.; Escodino, P.C. (1981). Datos de base para un modelo matemático de simulación del área de Jaiba, río Sâo Francisco (minas Gerais, Brasil). Actas de la IV Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico Nacional. Madrid. II: 1393–1422.

Custodio, E.; Llamas, M.R. (1981). Contaminación de las aguas subterráneas en España. Grupo de trabajo del Acuífero freático Renano. Consejo de Europa. AS/Science/NPR 32/3, Strasbourg (28–1–81).

Custodio, E.; Isamat, F.J.; Miralles, J.M. (1982). Twenty–five years of groundwater recharge in Barcelona (Spain). Artificial Groundwater Recharge. DVWK Bulletin 11, I: 171–192.

Custodio, E.; Ganoulis, J.; Potié, L. (1982). Utilisation rationelle des ressources en eau dans les zones côtiéres. Bull. BRGM, Hydrogeologie et Geologie de l'Ingenieur. Service Geólogique National. Orléans (1) III(3/4): 305–315.

Custodio, E.; Guerra, J.L.; Jiménez, J.; Medina, J.A.; Soler, C. (1982). The effects of agriculture in the volcanic aquifers of the Canary Islands (Spain). Environmental Geology. Springer–Verlag. 5(4): 225–231. ISSN: 0099–0094. También en: Impact of Agricultural Activities on Groundwater. Intern. Assoc. Hydrogeologists. Memoires. Praha. XVI(1).

Custodio, E.; Llamas, M.R.; Sahuquillo, A. (1983). Estudio del aislamiento de residuos radioactivos en formaciones geológicas profundas: posibles actuaciones en España. Quaderns d'Enginyeria ETSIIB, Barcelona. 4 Febrero: 25–36.

Custodio, E.; Galofré, A.; Guardiola, J. (1983). Estudio sumario de la contaminación salina del acuífero del Valle Bajo del Llobregat en el entorno de Molins de Rei (Barcelona). Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. VIII: 495–508.

Custodio, E.; Doménech, J.; Batista, E.; Bayó, A. (1983). Some aspects of sea water intrusion in Catalonia (Spain). Geología Applicata e Idrogeologia. Bari. XVIII(II): 299–314.

Custodio, E.; Bayó, A. (1983). Nuevas contribuciones al conocimiento geohidrológico del acuífero de Carme–Capellades–San Quintín (Barcelona). Actas de la V Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid. 4(III): 1795–1816.

Custodio, E.; Peláez, M.D.; Balagué, S. (1984). Datos preliminares sobre la aportación mineral por la precipitación atmosférica. Actas del VII Congreso Internacional de Minería y Metalúrgica. Colegio y Asociación de Ingeniero de Minas. Madrid: 41–47.

Custodio, E.; Peláez, M.D.; Balagué, S. (1984). Datos preliminares sobre la aportación mineral de la precipitación atmosférica. Tecnología del Agua, Barcelona: 51–56.

Custodio, E.; Pascual, J.M.; Bosch, X.; Iribar, V.; Bayó, A. (1986). Intrusión marina en calizas costeras: aplicación a Garraf Sur y Vandellós (Catalunya). Karst Euskadi–86. Dip. Prov. de Guipuzcoa. 1: 287–299.

Custodio, E.; Iribar, V.; Manzano, M.; Peláez, M.D. (1986). Salinización de depósitos deltaicos: aplicación al delta del Llobregat. Actas del II Simposio sobre el Agua en Andalucía. Granada. (II): 103–112.

Custodio, E.; Pascual, J.M.; Bosch, X.; Bayó, A. (1986). Los acuíferos mixtos abiertos costeros: ejemplo de aplicación a los acuíferos de Garraf y Vandellós (Catalunya). Actas del II Simposio sobre El Agua de Andalucía. Granada. (II): 403–412.

Custodio, E.; Bayó, A. (1986). Interactions between land–use and aquifer behaviour in the surroundings of Barcelona (Spain). Integrated Land Use Planning and Groundwater Protection Management in Rural Areas. Karlovy Vary Mém. Intern. Assoc. Hydrogeologists: 90–97. (sin ISBN)

Custodio, E.; Pascual, M.; Bosch, X.; Bayó, A. (1986). Sea water intrusion in coastal carbonate formations in Catalonia, Spain. Proc. 9th Salt Water Intrusion Meeting. Delft University of Technology: 147–164.

Custodio, E.; Iribar, V.; Manzano, M.; Bayó, A.; Galofré, A. (1986). Evolution of sea water intrusion in the Llobregat delta, Barcelona, Spain. Proc. 9th Salt Water Intrusion Meeting. Delft University of Technology: 133–146.

Custodio, E.; Bayó, A. (1987). Acuíferos en deltas y costas lineales en Cataluña. Tecnología del Agua. Barcelona. 32: 102–112.

Custodio, E.; Galofré, A. (1987). Fast release of salinity after a flood in the Llobregat Valley (Catalonia). Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants. Eds. W. van Dujnverbooden y H.G. Waegeningh. Elsevier: 563–573. ISBN: 90–6741–109–5.

Custodio, E.; Hoppe, J.; Hoyos–Limón, A.; Jiménez, J.; Plata, A.; Udluft, P. (1987). Aportaciones al conocimiento geohidrológico de Tenerife utilizando isótopos ambientales. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. XII: 263–280.

Custodio, E.; Loch, J.P.G. (1987). Vulnerability in relation to subsurface behaviour of organic pollutants. Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants. Proceedings and Information No. 38. TNO Committee on Hydrological Research–National Institute of Public Health and Environmental Hygiene. The Hague: 51–53. ISBN: 90–6743–109–5.

Custodio, E.; Marques da Silva, M.A. (1988). Sintese isotópica dos aquiferos do delta do Llobregat (Catalunha–Espanha). Geociências, Aveiro, 3. (1–2): 275–290.

Custodio, E.; López–García, L.; Amigó, E. (1988). Simulation par modèle mathématique de l'île volcanique de Ténériffe (Canaries, Espagne). Hydrogéologie. Paris–Orléans. 2: 153–167.

Custodio, E.; Soler, M.; Carbonell, M. ; Ballester, Ll. (1988). El proyecto CORINE–Agua: aplicación a España. El programa CORINE de la CEE. Monografías de la Dirección General del Medio Ambiente–MOPU. Madrid: 61–87.

Custodio, E.; Bayó, A. (1989). Procesos físico–químicos de disolución–precipitación de carbonatos: algunos resultados en acuíferos carbonatados españoles. El Karst en España. Sociedad Española de Geomorfología. Madrid. Publ. 4: 321–332.

Custodio, E.; Carrera, J. (1989). Aspectos generales sobre la contaminación de las aguas subterráneas. La Obra Pública. CICCP. Barcelona. 13: 96–109. ISSN: 0213–4195.

Custodio, E.; Veeger, A.; Davis, S.N.; Jiménez, J.; Núñez, J.A.; Puga, L. (1989). Progress in undestanding of groundwater flow by means of chemical and environmental isotope techniques in the Canary Islands (Spain). 28th International Geological Congress. Washington D.C., Abstracts: 1.355–1.356.

Custodio, E.; Manzano, M.; Jones, B. (1989). Saline water in Llobregat delta aquifers, Barcelona, Spain. 28th International Geological Confress. Washington D.C., Abstracts: 1.355.

Custodio, E.; Glorioso, L.; Manzano, M.; Skupien, E. (1989). Evolución y alternativas de un acuífero sobreexplotado: el delta del Llobregat. La Sobreexplotación de Acuíferos. AIH (Grupo Español) – AEHS: 207–227.

Custodio, E.; Soler, M.; Carbonell, M.; Ballester, Ll. (1989). El proyecto CORINE–Agua: aplicación a España. Tecnología del Agua. Barcelona. 55: 97–111.

Custodio, E.; Bayó, A.; Pascual, M.; Bosch, X. (1990). Results from studies in several karst formations in Southern Catalonia (Spain). Hydrogeologic Processes in Karst Terranes. (Ed. G. Günay, A.I. Jonhson and W. Back). Intern. Assoc. Hydrological Sciences, Publ. 207: 295–326. ISBN 0–947571–28–0.

Custodio, E.; Batista, E. (1991). Hidrología Subterránea: estado actual y prospectiva: a modo de prólogo. Hidrogeología, Estado Actual y Prospectiva. Curso Internacional de Hidrología Subterránea/CIMNE. Barcelona. i–x. ISBN: 84–87867–01–4.

Custodio, E.; Iribar, V.; Manzano, M.; Skupien, E. (1992). Utilización de isótopos ambientales en el valle bajo y delta del rio Llobregat (Barcelona, España) para resolver problemas de flujo y de transporte de masa en los acuíferos. Use of Isotope Techniques in Water Resources Development. Intern. Atomic Energy Agency, Vienna, SM 319/26: 385–414 ISBN: 92–0–000192–0.

Custodio, E.; Manzano, M. (1992). Estudio preliminar hidrogeoquímico e isotópico ambiental de la isla de la Gomera. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, XVI: 61–76.

Custodio, E.; Dolz, J.; Guimerà, J.; Manzano, M.; Poncela, R.; Samper, J.; Sánchez Juny, M.; Velasco, E. (1992). Aportaciones al conocimiento hidrológico de los acuíferos del Parque Nacional de Doñana y su entorno. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, XVI: 425–439.

Custodio, E.; Poncela, R.; Badiella, P.; Bayó, A. (1992). Técnicas hidrogeoquímicas e isotópicas ambientales aplicadas al estudio hidrogeológico de la Serra Nord de Mallorca. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, XVII: 405–420.

Custodio, E.; Barón, A.; Rodríguez–Morillo, H.; Poncela, R.; Bayó, A. (1992). Saline water in S'Albufera Natural Park aquifer system, Mallorca Island (Spain): a preliminary study.

Study and Modelling of Salt Water Intrusion. CIMNE–UPC. Barcelona: 661–686. ISBN: 84–87867–26–X.

Custodio, E.; Llamas, M.R.; Sahuquillo, A. (1994). Situación y necesidades en la gestión del agua. Fronteras de la Ciencia y la Tecnología. CSIC. Madrid. 3: 22–25.ISBN: 1123–3162.

Custodio, E.; Iglesias, M.; Manzano, M.; Trick, T. (1994). Saltwater intrusion along the western Doñana area coast (Southwestern Spain). Proc. 13th Salt Water Intrusion Meeting. 1994 Ed. G. Borrocu: 287–303.

Custodio, E.; Palancar, M. (1995). Las aguas subterráneas en Doñana. Revista de Obras Públicas. Madrid. 142 (3340): 31–53. ISSN: 0034–8619.

Custodio, E.; Manzano, M.; Iglesias, M. (1996). Análisis térmico preliminar de los acuíferos de Doñana. IV Simposio sobre El Agua en Andalucía. SIAGA–96. Almería. II: 57–87. ISBN: 84–7840–263–2.

Custodio, E.; Llamas, M.R. (1997). Consideraciones sobre la génesis y evolución de ciertos "hidromitos" en España. En Defensa de la Libertad: Homenaje a Víctor Mendoza Oliván. Instituto de Estudios Económicos. Madrid: 167–179. ISBN: 84–88533–29–2.

Custodio, E.; Llamas, M.R.; Villarroya, F. (1998). The role of the Spanish Committee of the International Association of Hydrogeologists in the management and protection of Spain's groundwater resources. Hydrogeology Journal (1998): 15–23. ISSN: 1431.2174.

Custodio, E.; Llamas, M.R.; Sahuquillo, A. (2000). Retos de la Hidrología Subterránea. Ingeniería del Agua. 7(1): 23–36. ISSN: 1134–2196.

Custodio, E.; Herrera, C. (2000). Utilización de la relación Cl/Br como trazador hidrogeoquímico en hidrología subterránea. Boletín Geológico y Minero. Madrid, 111(4): 49–68. ISSN: 0366–0176.

Custodio–Ayala, J.; Custodio, E. (2001). Hidrogeoquímica isotópica del macizo fonolítico de Amurga (SE de la Isla de Gran Canaria). Las Caras del Agua Subterránea (Medina y Carrera, eds.). Congreso en Memoria de Germán Galarza. Barcelona. Septiembre de 2001. IGME. Temas Aguas Subterráneas. Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas. Número 1/2001. Tomo I: 461–468. ISBN: 84–7840–427–9.

Custodio, E.; Edmunds, W.M.; Travi, Y. (2001). Management of coastal palaeowaters. Palaeowaters in Coastal Europe: Evolution of Groundwater since the Late Pleistocene (Ed. W.M. Edmunds y C.J. Milne). Geological Society of London, Special Publication 189: 313–327. ISBN: 1–86239–086–X.

Custodio, E.; Cabrera, M.C. (2002). ¿Cómo convivir con la escasez de agua?. El caso de Canarias. Bol. Geológico y Minero, Madrid, 113(3): 243–258. ISSN: 0336–0176.

Custodio, E.; Veiga da Cunha, L. (2002). Resultados sobre la sesión de geologia, hidrogeología e impacto ambiental (+ L. Veiga da Cunha y E. Custodio, Introdução á sessão sobre ciências da terra e do ambiente). Ciencia y Tecnología de Portugal y España ante el Tercer Milenio (E. Muñoz, ed.). Sociedad Estatal España Nuevo Milenio, Madrid: 217–219 (215–216). ISBN: 84–95486–40–7.

Custodio, E.; Llamas, M.R. (2003). Intensive use of groundwater: introductory considerations. Intensive Use of Groundwater: Challenges and Opportunities. Balkema, Lisse, The Netherlands: 3–12. ISBN: 90.5809.390.5.

Custodio, E.; Llamas, M.R. (2003). Main common concepts, relevant facts and some suggestions. Intensive Use of Groundwater: Challenges and Opportunities. Balkema, Lisse, The Netherlands: 457–462. ISBN: 90.5809.390.5.

Custodio, E.; Alcalá–García, F.J. (2003). El potencial de la relación Cl/Br como indicador del origen de la salinidad de los acuíferos costeros españoles. Tecnología de la Intrusión Marina en Acuíferos Costeros: Países Mediterráneos. IGME. Madrid: 401–412. ISBN: 84–7840–470–8.

Custodio, E.; Alcalá, F.J. (2004). Modificación del contenido Cl/Br y otras relaciones iónicas en el proceso de tratamiento de aguas subterráneas por ósmosis inversa. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Asoc. Esp. Hidrogeólogos / Instituto Geológico y Minero de España. Madrid XXVI: 325–335. NIPO 657–04–028–5.

Custodio, E.; Alcalá–García, F.J. (2004). Datos preliminares del aporte de cloruro al terreno por deposición total en España. Jornadas Luso–Espanholas sobre Aguas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica. Faro 2003. Assoc. Portuguesa dos Recursos Hídricos / Assoc. Intern. Hidrogeólogos–GP–GE, Lisboa: 127–133. ISBN: 972–97480–7–1.

Custodio, E.; Kretsinger, V.; Llamas, M.R. (2005). Intensive development of groundwater: concept, facts and suggestions. Water Policy, 7(2005): 151–162. ISSN: 1366–7017.

Custodio, E.; Nieto, P.; Manzano, M. (2007). Natural groundwater quality: policy considerations and European opinion. The Natural Baseline Quality of Groundwater (eds. W.M. Edmunds & P. Shand). Blackwell Publ., Oxford. Chap. 8: 178–194. ISBN: 978–14051–5675–2

Custodio, E.; Manzano, M.; Escaler, I. (2007). Recarga a los acuíferos y cambio global: aplicación a Doñana. El Cambio Climático en Andalucía: Evolución y Consecuencias Mediambientales. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla: 106–124. ISBN: 978–84–96776–40–1. Accesible en la web de la CMA–JA.

Custodio, E.; Manzano, M. (2007). Groundwater quality background levels. Groundwater Science and Policy: An International Overview (Ed. P. Quevauviller). The Royal Society of Chemistry, RSC Publ.: 193–216. ISBN: 978–085404–294–4.

Custodio, E.; Cabrera, M.C. (2008). Síntesis de la hidrogeología de las Islas Canarias. VII Congreso Nacional de Geología. Las Palmas de Gran Canaria, 2008. Geo–Temas 10: Hidrogeología: 785–788 (en CD). ISSN: 1567–5172.

Custodio, E.; Manzano, M.; Montes, C. (2008). Perspectiva general del papel y gestión de las aguas subterráneas en el área de Doñana, Sudoeste de España. Bol. Geológico y Minero, 119(1): 81–92. ISSN: 0366–0176.

Custodio, E.; Cardoso, G. (2008). Conceptos básicos sobre o papel ambiental das águas subterrâneas e os efeitos da sua explotação. Bol. Geológico y Minero, 119(1): 93–106. ISSN: 0366–0176.

Custodio, E.; Cabrera, M.C. (2008). Synthesis of the Canary Islands hydrogeology. Hydrogeology of volcanic rocks. SIHD–2008. Djibouti: 51–56. (sin ISBN).

Custodio, E.; Llamas, M.R.; Hernández–Mora, N.; Martínez Cortina, L.; Martínez–Santos, P. (2009). Issues related to intensive groundwater use. Water Policy in Spain (A. Garrido and M.R. Llamas, eds.). CRC Press, Taylor & Francis / Balkema. London: 143–162. ISBN: 978–0–415–5541–4 / 978–0–203–8662–3.

Custodio, E.; Sahuquillo, A.; Llamas, M.R. (2009). Quantitative stresses and monitoring obligations. Groundwater Monitoring (ed. Ph. Quevauviller, A–M Fouillac, J. Grath, R. Ward). John Wiley & Sons: 155–171. ISBN: 978–0–470–77809–8.

Custodio, E.; Gurguí, A.; Batista, E. (2009). Groundwater teaching at University level in Spain. Groundwater Monitoring (ed. Ph. Quevauviller, A–M Fouillac, J. Grath, R. Ward). John Wiley & Sons: 357–366. ISBN: 978–0–470–77809–8.

Custodio, E.; Badiella, P.; Galofré, A. (2009). El canal de remo olímpico de Barcelona. El Agua y las Infraestructuras en el Medio Subterráneo. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España (CD). Madrid: 4 pp. ISBN: 978–84–7840–807–8.

Custodio, E.; Bayó, A. (2009). Caracterización hidrogeológica de las excavaciones para albergar infrastructuras energéticas en el cono de deyección costero de Lleria, macizo de Vandellós (Tarragona). El Agua y las Infraestructuras en el Medio Subterráneo. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España (CD). Madrid: 4 pp. ISBN: 978–84–7840–807–8.

Custodio, E.; Manzano, M. (2010). Effect on lagoon belts of groundwater development around the Doñana National Park coastal sand formations, southwestern Spain. Proc. 21st Salt Water Intrusion Meeting (SWIM–21). Universidade das Açores, Ponta Delgada, São Miguel: 247–248. ISBN: 978–972–97711–4–9.

Custodio, E.; Alcalá, F.J. (2010). Extensive aquifer recharge through atmospheric chloride deposition on the land by means of groundwater from penetrating wells. XXXVIII IAH Congress, Krakow. Groundwater Quality Sustainability (ed. A. Zuber, J. Kania, E. Kmiecik). Extended Abstracts 269: 2315–2330. (CD Printing).

Davis, S.D.; Veeger, A.; Custodio, E. (1989). A comparison of chemistry of water from La Palma, Canary Islands, with water from other basaltic aquifers. 28th International Geological Congress. Washington D.C., Abstracts: 1.372–1.373.

de Haro, J.M.; Giráldez, J.V.; Ordóñez, R.; Custodio, E.; Iglesias, M.; Manzano, M.; López Rodríguez, J.J. (2000). Variación temporal de la recarga al acuífero freático del Parque Natural de Doñana, Huelva. Boletín Geológico y Minero. Madrid, 111(1): 77–88. ISSN: 0366.0176.

Delgado, F.; Lozano, E.; Manzano, M.; Custodio, E. (2001). Interacción entre las lagunas freáticas de Doñana (SO España) y el acuífero según los iones mayoritarios. Las Caras del Agua Subterránea (Medina y Carrera, eds.). Congreso en Memoria de Germán Galarza. Barcelona. Septiembre de 2001. IGME. Temas Aguas Subterráneas. Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas. Número 1/2001. Tomo I: 111–117. ISBN: 84–7840–427–9.

Delgado, F.; Lozano, E.; Manzano, M.; Custodio, E. (2001). Use of environmental isotopes and chemical tracers to characterise the relationships between phreatic and saline fresh water lakes and the aquifer (Doñana, SW Spain). Proc. 3rd Intern. Conf. Future Groundwater Resources at Risk (ed. L. Ribeiro), Lisboa: 535–547. ISBN: 972–97711–3–8.

Domènech, J.; Custodio, E. (1974). Resultados obtenidos en las perforaciones para agua en la región volcánica de Olot (Gerona, España). Actas del Simposio Internacional sobre Hidrología de Terrenos Volcánicos. Arrecife de Lanzarote. Gobierno de Canarias y CEDEX – Madrid, 1987: 705–726.

Domínguez, P.; Custodio, E. (1992). Sea water intrusion in the lower north–eastern aquifer of the "Campo de Dalías" (Almería, Southeastern Spain): preliminary study of monitoring data. Study and Modelling of Salt Water Intrusion. CIMNE–UPC. Barcelona: 631–659. ISBN: 84–87867–26–X.

Domínguez, P.; Custodio, E. (1994). Aplicación de técnicas de isótopos ambientales estables del agua como apoyo al estudio de los acuíferos del Sector Noreste del Campo de Dalías (Almería), afectados por intrusión marina. Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España. Alcalá de Henares. Asociación Internacional de Hidrogeólogos: Grupo Español. I: 73–89. ISBN: 84–604–8930–2.

Domínguez, P.; Custodio, E. (2001). Seawater intrusion in the NE of the Campo de Dalias Carbonate aquifer, Almería, SE Spain. Proc. Salt Water Intrusion Meeting. Miedzyzdroje–Wollin Island, Poland. Nicholas Copernicus University, 80: 39–46. ISBN: 83–231–1286X.

Domínguez, P.; Custodio, E. (2001). Funcionamiento hidrogeológico y mecanismos de intrusión marina en acuíferos carbonatados de estructura compleja: aplicación al acuífero inferior noreste del Campo de Dalías (Almería). Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, XXIV: 163–173. NIPO 405–01–003–8.

Edmunds, W.W.; Vaikmae, R.; Hinsby, K.; Walraewens, K.; Appelo, C.A.J.; Dever, L.; Custodio E.; da Silva, M.M.; Loosli, H.H. (1998). Management of coastal aquifers in Europe: palaeowaters, natural controls and human influences. European Climate Science Conference, Vienna, City Hall (CD–ROM) (Ed. A. Ghazi, I. Troen): 1–9 (065).

García Vera, M.A.; Samper, J.; Custodio, E.; Bayó, A. (1991). Hidrogeología de la zona endorreica del Sur de Bujaraloz. Jornadas sobre el futuro de las Saladas de los Monegros y el Bajo Aragón. ISBN: 84–7820–189–0. Grupo Cultural Caspolino, Institución Fernando el Católico, Caspe, 1994: 27–37.

Gasparini, A.; Fontes, J.Ch.; Custodio, E.; Jiménez, J.; Núñez, J.A. (1987). Primeros datos sobre las características químicas e isotópicas del agua subterránea del macizo fonolítico de Amurga, Gran Canaria. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. XI: 281–298.

Gasparini, A.; Custodio, E.; Fontes, J.Ch.; Jiménez, J.; Núñez, J.A. (1990). Exemple d'étude géochimique et isotopique de circulations aquifères en terrein volcanique sous climat semi–aride (Amurga, Gran Canaria, îles Canaries). Journal of Hydrology. 114(1990): 61–91.

Gelabert, B.; Cardoso, G.; Custodio, E.; Barón, A.; Manzano, M.; Juncosa, M. (1996). Nuevas perspectivas sobre la unidad hidrogeológica de S'Almadrava, Serra de Tramuntana

(Mallorca): interpretación de datos químicos e isotópicos basada en estudios geológicos. Recursos Hídricos en Regiones Kársticas: Comunicaciones. Vitoria: 201216. Dep. Legal VI.424/96.

Gómez de la Heras, J.; Gumiel, P.; Grima, J.; Custodio, E. (2001). Contribuciones al estudio de la rotura de la basa de lodos de Aznalcóllar. Las Aguas y los Suelos tras el Accidente de Aznalcóllar. Boletín Geológico y Minero. Madrid. Especial: 283–294. ISSN: 0366–0176.

Gómez de las Heras, J.; López Geta, J.A.; Mediavilla, C.; Sahuquillo, A.; Custodio, E. (2001). Comportamiento hidráulico y modelación hidrogeológica de las formaciones paleozoicas y miocenas de la cuenca del río Guadiamar. Las Aguas y los Suelos tras el Accidente de Aznalcóllar. Boletín Geológico y Minero. Madrid. Especial: 257–282. ISSN: 0366–0176.

Grima, J.; Custodio, E.; López Geta, J.A. (2003). Papel de los organismos públicos de investigación en la implantación de la Directiva Marco del Agua. Presente y Futuro del Agua Subterránea en España y la Directiva Marco Europea. AIH–GE. (reunión de Zaragoza). IGME, Madrid: 441–448. ISBN: 84–7840–474–0.

Guimerà, J.; Custodio, E.; Candela, L. (1991). Caracterización de la recarga a los acuíferos mediante trazador químico artificial en el Parque Nacional de Doñana (Huelva, España). Revista de Geofísica. Madrid. 47: 135–147.

Guimerà, J.; Custodio, E.; Candela, L. (1991). Evaluación de la recarga natural mediante trazador químico artificial en el Parque Nacional de Doñana. Actas del III Simposio sobre el Agua en Andalucía. Córdoba. ITGE (Madrid) (I): 413–425. ISBN: 84–604–0297–5.

Gurguí, A.; Pascual, M.; Custodio, E. (1983). Funcionamiento geohidrológico del acuífero de Reus. Actas de la V Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid. 4(III): 1777–1794.

Gurguí, A.; Custodio, E.; Candela, L.; Konikow, L. (1989). Fullfillment of model objective: generalized use by end users of Llobregat delta model (Barcelona, Spain). 28th International Geological Congress. Washington D.C., Abstracts: 1.599.

Hernández, J.; Boluda–Botella, N.; Cabrera, M.C.; Custodio, E. (2010). Temporal evolution of marine intrusion and other salinization processes in the volcanic–sedimentary aquifer of the east of Gran Canaria (Canary Islands, Spain). Proc. 21st Salt Water Intrusion Meeting (SWIM–21). Universidade das Açores, Ponta Delgada, São Miguel: 103–104. ISBN: 978–972–97711–4–9.

Hernández–García, M.E.; Custodio, E. (2004). Natural baseline quality of Madrid Tertiary Detrital Aquifer groundwater (Spain): a basis for aquifer management. Environmental Geology, 46: 173–188. DOI 10.1007/s00254–004–1024–1. ISSN: 0943–0105.

Hernández–Mora, N.; Martínez Cortina, L.; Llamas, M.R.; Custodio, E. (2010). Groundwater issues in southwestern member states: Spain country report. EASAC (European Academies Sciences Adsivory Board): 1–38. www.easac.eu

Herrera, Ch.; Custodio, E. (2001). Saline water in Central Fuerteventura Island, Canary Islands, Spain. Proc. Salt Water Intrusion Meeting. Miedzyzdroje–Wollin Island, Poland. Nicholas Copernicus University, 80: 81–86. ISBN: 83–231–1286X.

Herrera, C.; Custodio, E. (2001). Aguas subterráneas salinas en la parte central de la Isla de Fuerteventura, Archipiélago de Canarias, España. Las Caras del Agua Subterránea (Medina y Carrera, eds.). Congreso en Memoria de Germán Galarza. Barcelona. Septiembre de 2001. IGME. Temas Aguas Subterráneas. Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas. Número 1/2001. Tomo I: 469–476. ISBN: 84–7840–427–9.

Herrera, Ch.; Custodio, E. (2002). Old marine water in Fuerteventura island deep formations. Proc. 17th Salt Water Intrusion Meeting. Delft, Delft University of Technolgy, Fac. Civil Eng. and Geosciences: 481–488. ISBN: 90–800089–8–2.

Herrera, Ch.; Custodio, E. (2003) (Pub. 2004). Hipótesis sobre el origen de la salinidad de las aguas subterráneas en la isla de Fuerteventura. Archipiélago de Canarias, España. Bol. Geol. Minero. Madrid: 114(4): 433–452. ISSN: 0336–0176.

Herrera, C.; Pincheira, M.; Custodio, E.; Araguás, L.; Velasco, G. (2004). El contenido en tritio de las aguas subterráneas de la Isla de Pascua, como una herramienta para calcular la recarga al acuífero volcánico. Boletín Geológico y Minero. Madrid. 115(esp): 299–310. ISSN: 0366–0176.

Herrera, Ch.; Custodio, E.; Pincheira, M. (2006). Utilización de las relaciones Cl/Br, $^{18}O/^{16}O$, $^{2}H/^{1}H$ y $^{87}Sr/^{86}Sr$ para establecer un modelo conceptual del acuífero de Isla de Pascua (Chile). De la Toma de Datos y la Realización de Modelos de Agua Subterránea a la Gestión Integrada. Publ. IGME, Hidrogeología y Aguas Subterráneas 21 (ed. X. Sánchez–Vila, M.C. Cabrera, M. Valverde). Madrid: 367–374. ISBN: 84–7840–655–7.

Herrera, Ch.; Custodio, E. (2008). Conceptual hydrogeological model of volcanic Easter Island (Chile) after chemical and isotopic surveys. Hydrogeology Journal, 16(7): 1329–1348. DOI 10.1007/s10040–008–0316–z.

Higueras, H.; Manzano, M.; Soler, A.; Custodio, E. (2008). Origen y evolución del sulfato en las aguas subterráneas del sector occidental del acuífero de Doñana (SO España). 6ª Asamblea Luso Española de Geodesia y Geofísica. Instituto Politécnico de Tomar, Tomar, Portugal: 45–46 (CD).

Iglesias, M.; Custodio, E.; Giráldez, J.V.; Manzano, M.; Ordóñez, R. (1996). Caracterización química de la lluvia y estimación de la recarga en el área de El Abalario, Doñana, Huelva. IV Simposio sobre El Agua en Andalucía. SIAGA–96. Almería. II: 99–121. ISBN: 84–7840–263–2.

Iglesias, M.; Lambán, J.; Cardoso, G.; Custodio, E. (1997). El balance de cloruros como indicador de la recarga: ejemplos recientes. La Evaluación de la Recarga a los Acuíferos en la Planificación Hidrológica. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español – Instituto Tecnológico Geominero de España: 357–366. ISBN: 84–7840–292–6.

Iribar, V.; Manzano, M.; Custodio, E. (1991). Evaluation of over–exploitation effects in the Baix Llobregat aquifers by means of environmental isotope techniques. Aquifer Over–exploitation. Intern. Assoc. Hydrogeologists. 1: 535–538.

Iribar, V.; Custodio, E. (1992). Advancement of seawater intrusion in the Llobregat delta aquifer. Study and Modelling of Salt Water Intrusion. CIMNE–UPC. Barcelona: 35–50. ISBN: 84–87867–26–X.

Iribar, V.; Carrera, J.; Custodio, E. (1992). Modelling seawater intrusion in the Llobregat delta deep aquifer. Study and Modelling of Salt Water Intrusion. CIMNE–UPC. Barcelona: 455–474. ISBN: 84–87867–26–X.

Iribar, V.; Carrera, J.; Custodio, E.; Medina, A. (1997). Inverse modelling of seawater intrusion in the Llobregat delta deep aquifer. Journal of Hydrology, 198(1997): 226–244. ISBN: 0022–1694/97.

Jiménez–Martínez, J.; Custodio, E. (2008). El exceso de deuterio en la lluvia y en la recarga a los acuíferos en el área circummediterránea y en la costa mediterránea española. Bol. Geológico y Minero, 119(1): 21–32. ISSN: 0366–0176.

Lambán, L.J.; Custodio, E. (1999). Estudio del contenido en tritio en la precipitación y en las aguas subterráneas de la unidad Anoia (Cordillera Prelitoral Catalana). Boletín Geológico y Minero. 110(1): 41–52. ISSN: 0366.0176.

Lambán, J.; Custodio, E. (1999). Estudio isotópico ambiental (O^{18}–D) en la unidad Anoia: principales zonas de recarga e implicaciones en el funcionamiento hidrogeológico del sistema. Ingeniería del Agua. Valencia. 6(2): 139–150. ISSN: 1134–2196.

Lambán, J.; Custodio, E. (1999). Caracterización de la recarga en la Unidad Anoia: aplicación de un modelo de balance de agua en el suelo y realización de un balance de cloruros. Hidrología Subterránea (Ed. A. Tineo). Serie Correlación Geológica 13. Univ. Nac. Tucuman: 71–78. ISSN: 1514–4186.

Lladó, M.; Carrera, J.; Custodio, E. (1987). Simulación numérica de problemas de flujo de aguas subterráneas en acuíferos con contornos móviles. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. XII: 635–648.

Llamas, M.R.; Custodio, E. (1991). Spain. Ground Water in Western and Central Europe. U.N. Natural Resources Water Series 27, ST/TCD/12. New York. 283–316. ISBN: 92.1–104355–7.

Llamas, M.R.; Custodio, E. (1999). Aguas subterráneas. Agua y Desarrollo. Revista CIDOB d'Afers Internacionals 45 y 46. UPC. Barcelona. 35–57. ISSN: 1133–6595.

Llamas, M.R.; Custodio, E. (1999). Acuíferos explotados intensivamente: conceptos principales, hechos relevantes y algunas sugerencias. Bol. Geol. Minero, Madrid: 113(3): 223–228.

Llamas, M.R.; Custodio, E. (2002). Acuíferos explotados intensivamente: conceptos principales, hechos relevantes y algunas sugerencias. Bol. Geológico y Minero, Madrid, 113(3): 223–228. ISSN: 0336–0176.

Llamas, M.R.; Custodio, E. (2002). Intensively exploited aquifers: main concepts, relevant facts and some suggestions. 18 pp. Acuíferos explotados intensivamente: conceptos principales, hechos relevantes y algunas sugerencias. 18 pp. IHP–VI, Series on Groundwater no. 4, UNESCO 2002, Paris. http://www.unesco.org/water/ihp/index.shtml

Llamas, M.R.; Custodio, E. (2003). Intensive use of groundwater: a new situation which demands proactive action. Intensive Use of Groundwater: Challenges and Opportunities. Balkema, Lisse, The Netherlands: 13–31. ISBN: 90.5809.390.5.

Lozano, E.; Delgado, F.; Manzano, M.; Custodio, E. (2001). Interacción entre las lagunas freáticas de Doñana (SO España) y el acuífero según los isótopos ambientales. Las Caras del Agua Subterránea (Medina y Carrera, eds.). Congreso en Memoria de Germán Galarza. Barcelona. Septiembre de 2001. IGME. Temas Aguas Subterráneas. Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas. Número 1/2001. Tomo I: 379–385. ISBN: 84–7840–427–9.

Lozano, E.; Coleto, C.; Manzano, M.; Custodio, E. (2002). Saline waters in the coastal area of the National Park of Doñana (SW of Spain) in absence of saline water intrusion. Proc. 17th Salt Water Intrusion Meeting. Delft, Delft University of Technolgy, Fac. Civil Eng. and Geosciences: 238–249. ISBN: 90–800089–8–2.

Lozano, E.; Delgado, F.; Manzano, M.; Custodio, E. (2002). Caracterización hidrogeoquímica de las aguas subterráneas y superficiales de La Vera del Parque Nacional de Doñana (SW de España). Groundwater and Human Development (Bocanegra, Martínez & Massone, eds.). Univ. Mar del Plata. 1348–1358. ISBN: 987–544–063–9.

Lozano, E.; Delgado, F.; Manzano, M.; Custodio, E.; Coleto, C. (2005). Hydrochemical characterization of ground and surface water in "the Cotos" area, Doñana National Park, southwestern Spain. Groundwater and Human Development (Ed. E. Bocanegra, M. Hernández, E. Usunoff). Internacional Assoc. Hydrogeologists. Selected Papers no. 6. Balkema, Lisse: 217–231. ISBN: 04.1536.443.4.

Manzano, M.; Custodio, E. (1988). Muestreo de agua intersticial en acuitardos: aplicación al delta del Llobregat. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. XII: 883–887.

Manzano, M.; Sánchez–Fresneda, C.; Skupien, E.; Custodio, E. (1988). Trabajos actuales en el delta del Llobregat. Tecnología de la Intrusión en Acuíferos Costeros, III: La Intrusión en España. ETSIM–IGME. Madrid: 15–25.

Manzano, M.; Custodio, E.; Jones, B.F. (1990). Progress in the undestanding of groundwater flow through the aquitard of the Llobregat delta (Barcelona, Spain). Prof. Romariz Homage Book. Facultade de Ciências. Lisboa: 115–126. (sin ISBN)

Manzano, M.; Custodio, E.; Poncela, R. (1991). Contribución de la hidrogeoquímica al conocimiento de la hidrodinámica de los acuíferos del área de Doñana. Actas del III Simposio sobre el Agua en Andalucía. Córdoba. ITGE (Madrid) (I): 475–486. ISBN: 84–604–0297–5.

Manzano, M.; Custodio, E.; Carrera, J. (1992). Fresh and salt water in the Llobregat delta aquitard: application of the ion chromatography theory to the field data. Study and Modelling of Salt Water Intrusion. CIMNE–UPC. Barcelona: 207–228. ISBN: 84–87867–26–X.

Manzano, M.; Custodio, E. (1995). Origen de las aguas salobres en sistemas acuíferos deltaicos: aplicación de la teoría de la cromatografía iónica al acuitardo del delta del Llobregat. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. XX: 179–204. ISBN: 84.7840.240.4.

Manzano, M.; Cardoso da Silva, G.; Tore, C.; Custodio, E. (1997). Aplicación del programa BALAN a la determinación de la recarga en Anoia (Barcelona) y en la Serra de Tramuntana (Mallorca). La Evaluación de la Recarga a los Acuíferos en la Planificación Hidrológica. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español – Instituto Tecnológico Geominero de España: 339–346. ISBN: 84–7840–292–6.

Manzano, M.; Custodio, E. (1998). Origen de las aguas salobres en sistemas acuíferos deltaicos: aplicación de la teoría de la cromatografía iónica al acuitardo del delta del Llobregat. Actas del 4º Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea. Montevideo. Asociación Latinoamericana de Hidrología Subterránea para el Desarrollo: 2: 973–996. Depósito Legal: 305.224.

Manzano, M.; Custodio, E.; Cardoso da Silva, G.; Lambán, J. (1998). Modelación del efecto del cambio climático sobre la recarga en dos acuíferos carbonatados del área mediterránea. Actas del 4º Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea. Montevideo. Asociación Latinoamericana de Hidrología Subterránea para el Desarrollo: 1: 322–333. Depósito Legal: 305.224.

Manzano, M.; Custodio, E.; Ayora, C.; Navarrete, P. (2001). Contamination of the Guadiamar river aquifer after the Aznalcóllar mine accident, SW Spain. Boletín Geológico y Minero. Madrid: 111(6): 93–106. ISSN: 0366–0176.

Manzano, M.; Soler, A.; Carrera, J.; Custodio, E. (2001). Composición isotópica ($\delta^{18}O$, $\delta^{2}H$ y $\delta^{34}S$) de las aguas del área afectada por el vertido minero de Aznalcóllar (SO España). Las caras del agua subterránea (Medina y Carrera, eds.). Congreso en Memoria de Germán Galarza. Barcelona. Septiembre de 2001. IGME. Temas Aguas Subterráneas. Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas. Número 1/2001. Tomo I: 477–487. ISBN: 84–7840–427–9.

Manzano, M.; Custodio, E.; Loosli, H.; Cabrera, M.C.; Riera, X.; Custodio–Ayala, J. (2001). Palaeowater in coastal aquifers of Spain. Palaeowaters in Coastal Europe: Evolution of Groundwater since the Late Pleistocene (Ed. W.M. Edmunds y C.J. Milne). Geological Society of London, Special Publication 189: 107–138. ISBN: 1–86239–086–X.

Manzano, M.; Custodio, E.; Riera, X.; González, C.; Barón, A.; Delgado, F. (2002). Saline groundwater in the Inca–Sa Pobla aquifer, SE of Mallorca island (Balearic Islands, Spain). Proc. 17th Salt Water Intrusion Meeting. Delft, Delft University of Technolgy, Fac. Civil Eng. and Geosciences: 250–261. ISBN: 90–800089–8–2.

Manzano, M.; Custodio, E.; Nieto, P. (2003). El fondo natural de la calidad del agua subterránea: implicaciones para la aplicación de la Directiva Marco del Agua en Europa. Tecnología del Agua, 241: 38–47. ISSN: 211.8173.

Manzano, M.; Custodio, E. (2004). Groundwater baseline chemistry in the Doñana aquifer (SW Spain) and geochemical controls. 4ª Assembleia Luso–Espanhola de Geodesia e Geofísica. Figueira de Foz. Resumos, S13.7: 729–730.

Manzano, M.; Custodio, E.; Nieto, P. (2004). El fondo natural del agua subterránea. Definición, establecimiento y papel en la Directiva Marco del Agua. Hidrogeología y

Recursos Hidráulicos. Asoc. Esp. Hidrogeólogos / Instituto Geológico y Minero de España. Madrid XXVI: 223–237. NIPO 657–04–028–5.

Manzano, M.; Soler, A.; Carrera, J.; Custodio, E. (2004). Estudio isotópico del origen del sulfato del agua subterránea en la zona afectada por el vertido minero de Aznalcóllar (SO España). Seminarios de la Sociedad Española de Mineralogía, Vol. 1: Geoquímica Isotópica Aplicada al Medio Ambiente (Ed. L. Barbero y M. P. Mata). Universidad de Cadiz, 71–88. ISSN (en trámite).

Manzano, M.; Custodio, E.; Mediavilla, C.; Montes, C. (2005). Effects of localised intensive aquifer exploitation on the Doñana wetlands (SW Spain). Groundwater Intensive Use (Ed. A. Sahuquillo, J. Capilla, L. Martínez–Cortina, X. Sánchez–Vila). International Association of Hydrogeologists Selected Papers 7, Balkema, Leiden: 209–219. ISBN: 04.1536.444.2.

Manzano, M.; Custodio, E.; Colomines, M. (2005). El fondo hidroquímico natural del acuífero de Doñana (SO España). V Congreso Ibérico de Geoquímica / IX Congreso de Geoquímica de España. Soria. 1–13 (electrón.). ISBN: 84–95099–88–8.

Manzano, M.; Soler, A.; Custodio, E. (2005). Origen del sulfato disuelto en el acuífero aluvial afectado por la ruptura de la basa de lodos piríticos del área minera de Aznalcóllar (Sevilla, España). II Seminario Hispano Latinoamericano sobre Temas Actuales de Hidrología Subterránea: Relación Aguas Superficiales–Aguas Subterráneas (Ed. M. Blarasin, A. Cabrera y E. Matteoda). Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina: 137–145. ISBN: 950–665–349–6.

Manzano, M.; Custodio, E. (2005). El acuífero de Doñana y su relación con el medio natural. Doñana: Agua y Biosfera (Ed. R. García Novo y C. Marín Cabrera). Doñana 2005/Confederación Hidrográfica del Guadalquivir/Ministerio de Medio Ambiente. Madrid: 133–142; 163–164. ISBN: 84–609–6326–8.

Manzano, M.; Custodio, E. (2006). The Doñana aquifer and its relations with the natural environment. Doñana, Water and Biosphere (ed. Francisco García Novo and Cipriano Marín Cabrera): 141–150. ISBN: 84–609–6326–8.

Manzano, M.; Custodio, E.; Loosly, H.H. (2006). Pleistocene saline groundwater in the Doñana aquifer system (SW Spain). Proc. 1st SWIM–SWICA Joint Saltwater Intrusion Conference, Cagliari–Chia Laguna (Ed. G. Barrocu). Sect. 6: 185–193. ISBN–10: 88.902441–2–7/ISBN–13: 978–88–902441–2–4. (issued 2008)

Manzano, M.; Custodio, E.; Lozano, E.; Higueras, H. (2007). Relationships between wetlands and the Doñana coastal aquifer (SE Spain). Groundwater and Ecosystems. Proc. XXXV IAH Congress. Lisbon. (eds. L. Ribeiro, A. Chambel y M.T. Condesso de Melo). CD printing. 10 pp. ISBN: 978–989–95297–3–1.

Manzano, M.; Custodio, E.; Iglesias, M.; Lozano, E. (2007). Groundwater baseline composition and geochemical controls in the Doñana aquifer system (SW Spain). The Natural Baseline Quality of Groundwater (eds. W.M. Edmunds & P. Shand). Blackwell Publ., Oxford. Chap. 10: 216–232. ISBN: 978–14051–5675–2

Manzano, M.; Custodio, E.; Higueras, H. (2007). Groundwater and its functioning at the Doñana RAMSAR site wetlands (SW Spain): role of environmental isotopes to define the flow system. Advances in Isotope Hydrology and its Role in Soustainable Water Resources Management. IHS–2007, Proc. Symp. Viena. International Atomic Energy Agency, Viena, STIIPUB/1310: 149–160. ISBN: 978–92–0–110207–2.

Manzano, M.; Ayora, C.; Carrera, J.; Custodio, E.; Mediavilla, C. (2008). Estudio de la afección del vertido de Aznalcóllar en las aguas subterráneas. La Restauración Ecológica del Río Guadiamar y el Proyecto del Corredor Verde: La Historia de un Paisaje Emergente [C.Montes y F. Carrascal, eds.]. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Cap 6: 121–144. ISBN: 978–84–96776–05–0. [http://www.juntadeandalucia.es-:: La Restauración Ecológica del Río Guadiamar y el Proyecto de Corredor Verde].

Manzano, M.; Custodio, E. (2008). Las aguas subterráneas en Doñana y su valor ecológico. Monográfico: Las Aguas Subterráneas. Rev. Asoc. Española Enseñanza de las Ciencias de la Tierra. Madrid, 15(3): 305–316. ISSN: 132–9157.

Manzano, M.; Custodio, E.; Montes, C.; Mediavilla, C. (2009). Groundwater quality and quantity assessment through a dedicated monitoring network: the Doñana aquifer experience (SW Spain). Groundwater Monitoring (ed. Ph. Quevauviller, A–M Fouillac, J. Grath, R. Ward). John Wiley & Sons: 273–287. ISBN: 978–0–470–77809–8.

Manzano, M.; Custodio, E.; Higueras, H.; Puig, R.; Soler, A. (2009). Influencia de la gestión del acuífero sobre los humedales del manto eólico de Doñana. Boletín Geológico y Minero, Madrid, 120(3): 377–392.

Marques da Silva, M.; Bayó, A.; Custodio, E. (1989). Perspectivas de la explotación del sistema multiacuífero cretácico de Aveiro (Portugal). La Sobreexplotación de Acuíferos. AIH (Grupo Español) – AEHS: 259–275.

Marqués da Silva, M.A.; Custodio, E.; Bayó, A. (1992). Saline water in the Aveiro aquifer system. Study and Modelling of Salt Water Intrusion. CIMNE–UPC. Barcelona: 687–701. ISBN: 84–87867–26–X.

Medina, A.; Carrera, J.; Custodio, E. (1987). Estimación de parámetros en las ecuaciones de flujo y transporte bajo régimen estacionario. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. XII: 649–664.

Molinero, J.; Custodio, E.; Sahuquillo, A.; Llamas, M.R. (2008). DMA y la gestión del agua subterránea en España. 6º Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. Vitoria–Gazteiz: Los Nuevos Planes de Gestión de Cuencas, Una Oportunidad Para la Recuperación de los Ciclos del Agua. F. Nueva Cultura del Agua: Sesiones Paralelas V: 9 pp. ISBN: 798–84.88949–96–7 (en CD).

Molinero, J.; Custodio, E.; Sahuquillo, A.; Llamas, M.R. (2011). Groundwater in Spain: legal framework and management issues. In. A.N. Findakis and K. Sato (eds.), Groundwater Management Practices: xxx–xxx. ISBN: 9780415619875, ISBN 10:0415619874.

Montenegro, S.; Bocanegra, E.; Cavalcanti, G., Silva Jr., G.; Custodio, E. (2010). Groundwater indicators as a tool to improve coastal aquifer management: case studies in

South America. Proc. 21st Salt Water Intrusion Meeting (SWIM–21). Universidade das Açores, Ponta Delgada, São Miguel: 211–214. ISBN: 978–972–97711–4–9.

Naranjo, G.; Cabrera, M.C.; Custodio, E. (2008). Caracterización hidrogeoquímica del sector NE de Gran Canaria. VII Congreso Nacional de Geología. Las Palmas de Gran Canaria, 2008. Geo–Temas 10: Hidrogeología: 865–868 (en CD). ISSN: 1567–5172.

Nieto, P.; Custodio, E.; Manzano, M. (2003). La calidad natural de referencia del agua subterránea: percepción en España. Presente y Futuro del Agua Subterránea en España y la Directiva Marco Europea. AIH–GE. (reunión de Zaragoza). IGME, Madrid: 337–343. ISBN: 84–7840–474–0.

Nieto, P.; Custodio, E.; Manzano, M. (2004). La calidad natural de referencia del agua subterránea en España. Jornadas Luso–Espanholas sobre Aguas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica. Faro 2003. Assoc. Portuguesa dos Recursos Hídricos / Assoc. Intern. Hidrogeólogos–GP–GE, Lisboa: 231–237. ISBN: 972–97480–7–1.

Nieto, P.; Custodio, E.; Manzano, M. (2005). Baseline groundwater quality: a European approach. Environmental Science and Policy, Elsevier, 8(2005): 399–409.ISSN: 1462.9011.

Niñerola, J.M.; Badiella, P.; Custodio, E. (1989). Le Vallés. Notice explicative de la Feuille B6–Madrid de la Carte Hydrogéologique Internationale de l'Europe 1/1500 000. UNESCO–BGR. Paris–Hannover: 50–52. (sin ISBN).

Niñerola, J.M.; Queralt, E.; Custodio, E. (2009). Llobregat delta aquifer. Groundwater Monitoring (ed. Ph. Quevauviller, A–M. Fouillac, J. Grath, R. Ward). John Wiley & Sons: 289–301. ISBN: 978–0–470–77809–8.

Ortuño, F.; Molinero, J.; Custodio, E.; Juárez, I.; Garrido, T.; Fraile, J. (2010). Seawater intrusion barrier in the deltaic Llobregat aquifer (Barcelona, Spain): performance and pilot phase results. Proc. 21st Salt Water Intrusion Meeting (SWIM–21). Universidade das Açores, Ponta Delgada, São Miguel: 135–138. ISBN: 978–972–97711–4–9.

Ortuño, F.; Molinero, J.; Garrido, T.; Custodio, E.; Juárez, I. (2010). Seawater intrusion control by means of an injection barrier in the Llobregat delta, near Barcelona, Catalonia, Spain. XXXVIII IAH Congress, Krakow. Groundwater Quality Sustainability (ed. A. Zuber, J. Kania, E. Kmiecik). Extended Abstracts 267: 2263–2268. (CD printing).

Pascual, J.M.; Custodio, E. (1988). Procesos hidrogeoquímicos en la zona de mezcla agua dulce–agua salada en el litoral del extremo meridional del macizo carbonatado de Garraf (Tarragona). Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. (XI): 477–492.

Pascual, M.; Bayó, A.; Custodio, E. (1989). Cordillère littorale de Catalogne. Notice explicative de la Feuille B6–Madrid de la Carte Hydrogéologique Internationale de l'Europe 1/1500 000. UNESCO – BGR. Paris–Hannover: 28–30. (sin ISBN).

Pascual, M.; Custodio, E. (1989). Le Penedés. Notice explicative de la Feuille B6–Madrid de la Carte Hydrogéologique Internationale de l'Europe 1/1500 000. UNESCO – BGR. Paris–Hannover: 52–55. (sin ISBN).

Pascual, M.; Custodio, E. (1990). Geochemical observations in a continuously seawater intruded area: Garraf, Catalonia (Spain). Proc. 11th Salt Water Intrusion Meeting. Technical University of Gdánsk (B. Kozerski y A. Sadurski, ed.): 308–330.

Pascual, J.; Custodio, E.; Galofré, A. (1992). Sea water intrusion hydrogeochemistry of the Garraf carbonate aquifer (Barcelona–Tarragona). Study and Modelling of Salt Water Intrusion. CIMNE–UPC. Barcelona: 245–266. ISBN: 84–87867–26–X.

Poncela, R.; Manzano, M.; Custodio, E. (1992). Medidas anómalas de tritio en el área de Doñana. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, XVII: 351–365.

Sáenz Oiza, J.; Custodio, E. (1974). Datos generales sobre las islas del archipiélago Canario y sobre los análisis hidrológicos realizados por el Servicio Geológico de Obras Públicas y por el Proyecto Canarias SPA–15. Actas del Simposio Internacional sobre Hidrología de Terrenos Volcánicos. Arrecife de Lanzarote. Gobierno de Canarias y CEDEX, Madrid, 1987: 1169–1190.

Sahuquillo, A.; Custodio, E.; Llamas, M.R. (2009). La gestión de las aguas subterráneas. Tecnología del Agua, 305: 60–67 y 306: 54–67. ISSN: 211/8173.

Salvany, J.M.; Custodio, E. (1995). Características sedimentológicas de los depósitos pliocuaternarios del Bajo Guadalquivir en el área de Doñana. Rev. Soc. Geolog. España. Madrid 8(1–2): 21–31. ISSN: 0214–2708.

Samper, J.; Poncela, R.; Custodio, E.; García Vera, M.A. (1991). Estimation of infiltration recharge from a combination of meteorological and hydrogeological data. Aquifer Over–exploitation. Inter. Assoc. Hydrogeologists. 1: 85–88.

Samper, J.; García Vera, M.A.; Custodio, E.; Bayó, A.; Badiella, P.; Poncela, R.; Manzano, M. (1991). Análisis preliminar del impacto del Plan de Riegos Monegros II sobre la zona endorreica del Sur de Bujaraloz. Jornadas sobre el Futuro de las Saladas de los Monegros y el Bajo Aragón. ISBN: 84–7820–189–0. Grupo Cultural Caspolino, Institución Fernando el Católico, Caspe, 1994: 7–14.

Samper, J.; Custodio, E.; Bayó, A.; Badiella, P.; Poncela, R.; Manzano, M.; García Vera, M.A. (1992). Estudio geohidrológico y análisis preliminar del impacto ambiental en los sectores VIII, IX y XI de la zona regable de Monegros II. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, Madrid, XVI: 215–228.

Samper, J.; Custodio, E.; García Vera, M.A. (1993). Preliminary isotopic study of groundwater salinity variations in the closed–basin semiarid area of Los Monegros, Spain. Isotope Techniques in the Study of Past and Current Environmental Changes in the Hydrosphere and the Atmosphere. Intern. Atomic Energy Agency, Vienna. IAEA–SM–329/32: 213–228. ISBN 92–0–103293–5.

Samper, J.; Custodio, E. (1997). Consideraciones finales [sobre la evaluación de la recarga a los acuíferos]. La Evaluación de la Recarga a los Acuíferos en la Planificación Hidrológica. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español – Instituto Tecnológico Geominero de España: 453–455. ISBN: 84–7840–292–6.

Sánchez–Fresneda, C.; Custodio, E. (1988). Intrusión marina en las ramblas de Mazarrón y Ramonete (Murcia). Tecnología de la Intrusión en Acuíferos Costeros. III: La intrusión en España ETSIM–IGME. Madrid: 237–248.

Sánchez–Vila, X.; Manzano, M.; Carrera, J.; Medina, A.; Galarza, G.; Custodio, E. (1994). Simulación del movimiento en el medio saturado de un vertido accidental de gasolina en el Valle Bajo del Llobregat, Barcelona. Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas. Alcalá de Henares. Asociación Internacional de Hidrogeólogos: Grupo Español. I: 265–277. ISBN: 84–604–8930–2.

Sanz, E.; Custodio, E.; Carrera, J.; Ayora, C.; Barón, A.; González, C. (2002). Modelling coastal salty springs: first approach in carbonate media (S'Almadrava, Mallorca, Spain). Proc. 17th Salt Water Intrusion Meeting. Delft, Delft University of Technolgy, Fac. Civil Eng. and Geosciences: 195–203. ISBN: 90–800089–8–2.

Sanz, E.; Custodio, E.; Carrera, J.; Ayora, C.; Barón, A.; González, C. (2008). Modeling karst salty springs in coastal carbonate aquifers (S'Almadrava, Mallorca, Spain). 2nd Intern. Conf. Salt Water intrusion and Coastal Aquifers: Monitoring, Modeling, and Management. Mérida, Yucatán, México, SWICA. (extended abstract).

Tourís, R.; Custodio, E. (1983). Nuevos conocimientos hidrogeológicos del Bajo Ebro. Actas de la V Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Instituto Geográfico y Catastral. Madrid. 4(III): 1819–1834.

Trick, Th.; Custodio, E.; Manzano, M. (1995). Actualización del modelo hidrogeológico de la zona de El Abalario (Huelva). Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. Madrid. XIX: 661–677. ISBN: 84.7840.240.3.

Trick, Th.; Custodio, E. (1996). Resultados de una serie de ensayos de bombeo comparados con los resultados de un modelo de flujo en el sector occidental del área de Doñana. IV Simposio sobre El Agua en Andalucía. SIAGA–96. Almería. I: 329–345. ISBN: 84–7840–262–4.

Trick, Th.; Custodio, E. (1997). Evaluación de la recarga en El Abalario (Doñana, Huelva) por modelación estacionaria del flujo del agua subterránea. La Evaluación de la Recarga a los Acuíferos en la Planificación Hidrológica. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español – Instituto Tecnológico Geominero de España: 347–355. ISBN: 84–7840–292–6.

Trick, Th.; Custodio, E. (2004). Hydrodynamic characteristics of the western Doñana Region (area of El Abalario), Huelva, Spain. Hydrogeology Journal, 12: 321–335. DOI 10.1007/s10040–003–0282–4. ISSN: 1611.2490.

Vázquez–Suñé, E.; Custodio, E.; Soler, A.; Carrera, J. (2001). Aplicación de la geoquímica isotópica del azufre para la determinación del origen de la recarga en los acuíferos del Llano de Barcelona. Las Caras del Agua Subterránea (Medina y Carrera, eds.). Congreso en Memoria de Germán Galarza. Barcelona. Septiembre de 2001. IGME. Temas Aguas Subterráneas. Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas. Número 1/2001. Tomo I: 429–436. ISBN: 84–7840–427–9.

Veeger, A.; Davis, S.N.; Long, A.; Custodio, E. (1989). Ground–water chemistry related to sources of recharge on the island of La Palma, Canary Islands, Spain. 28th International Geological Congress. Washington D.C., Abstracts: 3.288–3.289.

Vilaró, F.; Custodio, E.; Bruington, A.F. (1970). Sea water intrusion and water pollution in the Pirineo Oriental. American Society of Civil Engineers. 1970 Preprint 1122 (Memphis meeting): 1–42.

Vilaró, F.; Custodio, E. (1972). La calidad del agua en el Pirineo Oriental. Actas de las II Jornadas Técnicas del Medio Ambiente. Feria Oficial e Internacional de Muestras de Barcelona: 79–103.

Xu, T.; Samper, J.; Ayora, C.; Manzano, M.; Custodio, E. (1999). Modeling of non–isothermal multi–component reactive transport in field scale porous media flow systems. J. of Hydrology. 214: 144–164. ISSN: 0022–1694.

Younger, P.L.; Teutsch, G.; Custodio, E.; Elliot, T.; Manzano, M.; Sauter, M. (2001). Assessments of the sensitivity to climate change of flow and natural water quality in four major carbonate aquifers of Europe. Sustainable groundwater development. Ed. KM Hiscock, M.O. Rivett, R.M. Davidson. The Geological Society (London) Special Publication 193: 303–323. ISBN: 1–86239–097–5; ISSN: 0305–8719.

CON LA COLABORACIÓN DE

SGE Sociedad Geológica de España