temas actuales de la hidrología subterránea

Nilda González, Eduardo E. Kruse,
María Marta Trovatto y Patricia Laurencena
(Editores)

2013

edulp
Editorial de la Universidad de La Plata

TEMAS ACTUALES
DE LA HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA 2013

AUTORIDADES HONORARIAS

Dr. Arq. Fernando Tauber. Presidente de la Universidad Nacional de La Plata
D. Daniel O. Scioli. Gobernador de la Provincia de Buenos Aires
Dr. Pablo Bruera. Intendente de la Ciudad de La Plata

COMISIÓN ORGANIZADORA

Presidente: Mario A. HERNÁNDEZ
Vicepresidente: Liliana RASKOVSKY
Secretario: Eduardo KRUSE
Secretario Adjunto: Julio César CASTRO
Tesorero: Eduardo PERURENA
Pro-Tesorero: Carlos F. SCATIZZA
Vocales: Nilda GONZÁLEZ, Luis VIVES, Guillermo BALDELLÓ, Cristina DAPEÑA, María Marta TROVATTO, Patricia LAURENCENA, Mariana GAMBIER

La Comisión Organizadora agradece la eficaz colaboración de la Sra. Graciela Berri en su permanente apoyo a la Secretaría.

COMITÉ CIENTIFICO

Carlos Ayora
Sergio Bea
Emilia Bocanegra
Jesús Carrera Ramírez
Emilio Custodio
Luis Guarracino
Marisol Manzano
Hugo Paoletti
Leticia Rodríguez
Pablo Romanazzi
Carlos Schulz
Marcelo Varni
Enric Vásquez Suñé

Revisores de trabajos: Rene Albouy, Teresita Betancur, Gerson Cardoso, Roser Escuder, Jorge García, Rodolfo García, Eduardo Mariño, Héctor Massone, Mauricio Quiroz Londoño, Fidel Ribera, Raúl Rivas, Ofelia Tujchneider.

TEMAS ACTUALES DE LA HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA 2013

Nilda González, Eduardo E. Kruse, María Marta Trovatto
y Patricia Laurencena
(Editores)

Los editores agradecen la valiosa participación y apoyo a su cometido
de la Dra. María del Pilar Álvarez

Habiendo contado los autores con un template para la confección de los trabajos,
no se responsabilizan de los defectos que pudiesen derivar de su uso incorrecto.

Edulp
Editorial
de la Universidad
de La Plata

Temas actuales en hidrología subterránea 2013 / Nilda González ... [et.al] ; edición literaria a cargo de Nilda González ...[et.al.]. - 1a ed. - La Plata : EDULP, 2013.
450 p. ; 21x15 cm.

ISBN 978-987-1985-03-6

1. Hidrología Subterránea. I. González, Nilda II. González, Nilda, ed. lit.
CDD 551.49

Fecha de catalogación: 06/09/2013

TEMAS ACTUALES DE LA HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA 2013

Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (Edulp)
47 N.° 380 / La Plata B1900AJP / Buenos Aires, Argentina
+54 221 427 3992 / 427 4898
editorial@editorial.unlp.edu.ar
www.editorial.unlp.edu.ar

Edulp integra la Red de Editoriales Universitarias (REUN)

Primera edición, 2013

Queda hecho el depósito que marca la Ley 11.723
©2013 - Edulp
Impreso en Argentina

ÍNDICE

PRÓLOGO 11
Mario A. Hernández

HIDROGEOLOGÍA URBANA Y COSTERA

Gestión de acuíferos urbanos en zonas costeras: experiencias en Iberoamérica 15
Emilia Bocanegra, Emilio Custodio, Marisol Manzano, Gerson Cardoso da Silva Junior y Suzana Montenegro

Aspectos Hidrogeológicos de la planicie aluvial del río Chubut, en la zona próxima al litoral atlántico 23
Julio Emilio Stampone, Juliana Cabreros y Mercedes Grizinik

Condiciones hidrogeológicas en Las Toninas y Santa Teresita, Partido de La Costa 29
Silvina Carretero, Eduardo Kruse y Adolfo Rojo

Análisis temporal de las modificaciones en los médanos del Partido de la Costa y su relación con los recursos hídricos 37
Silvina Carretero, Federica Braga, Eduardo Kruse y Luigi Tosi

Identificación de la intrusión salina en Santa Teresita (Prov. Buenos Aires), mediante la aplicación de métodos eléctricos 45
Santiago Perdomo, Silvina Carretero, Eduardo Kruse y Jerónimo Ainchil

Fluctuaciones de niveles hidráulicos en un sector costero de la provincia de Buenos Aires. Caso de estudio: Pinamar 51
Leandro Rodrígues Capítulo, Eduardo Kruse y Pablo De Bernardi

Aplicación de tomografías eléctricas en la configuración del acuífero costero en un sector oriental de la Provincia de Buenos Aires 57
Santiago Perdomo, Leandro Rodrígues Capítulo, Eduardo Kruse y Jerónimo Ainchil

Disponibilidad de aguas subterráneas para abastecimiento de comunidades urbanas en el Valle de Aburrá, Colombia 63
Teresita Betancur, Diana Carolina Martinez, Elizabeth Calle, Omar Longas y Diana Santa

Hidrogeología urbana de la ciudad de Linares, México 71
René Alberto Dávila Pórcel, Héctor de León-Gómez y Luis Manuel Aranda Maltez

Diagnóstico del estado de las aguas subterráneas de Monterrey/México, aplicando hidrogeología urbana 79
Héctor de León-Gómez, René Alberto Dávila Pórcel y Luis Manuel Aranda Maltez

Modelación del flujo subterráneo en la cuenca Matanza-Riachuelo, provincia de Buenos Aires. 1. Geología y geometría del subsuelo 85
Christian Mancino, Luis Vives, Alberto Funes, Marcelo Zárate y Sandra Martínez

Modelación del flujo subterráneo en la cuenca Matanza-Riachuelo, Provincia de Buenos Aires 2. Cálculo de la recarga 93
Carlos Scioli, Luis Vives, María Burgos y Sandra Martinez

Modelación del flujo subterráneo en la cuenca Matanza-Riachuelo, Provincia de Buenos Aires. 3. Modelo numérico de flujo 101
Luis Vives, Carlos Scioli, Christian Mancino y Sandra Martinez

Conflictos por usos del agua subterránea y superficial en un área del conurbano bonaerense. Identificación y metodología 109
Lida Borello

Aspectos de la contaminación con nitratos en el agua subterránea de la ciudad de Concordia 117
Alicia Rossi y Adrián Silva Busso

Evaluación del riesgo por fluoruros en agua subterránea somera a partir de la ingesta local en Azul, Buenos Aires, Argentina 125
Othax Natalia y Fabio Peluso

Concentraciones anómalas de oligoelementos contaminantes en aguas subterráneas del partido de José C. Paz, provincia de Buenos Aires, Argentina 133
Jorge E. Rusansky, Miguel A. Gómez Peral, María L. Soria, Verónica Schamray y Arturo J. Barros

Principales aspectos de la gestión del agua subterránea en un espacio periurbano del departamento Toay, La Pampa, Argentina 141
Carlos M. Camilletti, Eduardo E. Mariño y María Irribarra

Variabilidad 3d de las aguas subterráneas en el Delta del Río Paraná. Argentina 145
Dìaz, E.; Boschetti, N.; Quintero, C..; Duarte, O..; Carñel, G. y E. Pujato

Áreas de Recarga: Un estudio sobre plazas 153
Ronaldo Araújo, Camila Aguirre, Zélia Chrispim y Aline Costa

As Águas Subterrâneas da Região Litorânea de São Francisco de Itabapoana-RJ, Brasil 161
Zélia Chrispim, Maria da Gloria Alves, Gerson Cardoso, Thais Rocha y Vinicius Cristo

TEMAS EMERGENTES EN HIDROGEOLOGÍA

Aplicación de una ecuación de flujo subterráneo equivalente para medios heterogéneos. Avances preliminares 167
Andrea A. Gómez, Pablo A. Cello, Leticia B. Rodríguez, Jesús Carrera y Luis Vives

Permeabilidad hidráulica y permeabilidad sísmica de medios porosos altamente heterogéneos 175
Leonardo B. Monachesi, J. Germán Rubino y Luis Guarracino

Estimación de la recarga natural a los acuíferos del Norte de Gran Canaria a partir del balance de cloruros 181
María del Carmen Cabrera, Gema Naranjo, Pilar Hernández-Quesada, Annetty Benavides, Esmeralda Estévez, Tatiana Cruz-Fuentes, Luis Fernando Martín y Emilio Custodio

Recarga natural al acuífero de Alcadozo (España) mediante balance de cloruro atmosférico y balance de agua en el suelo 189
Jorge Hornero, Marisol Manzano, Lucía Ortega y Emilio Custodio

Aplicación del 222Rn para identificar y cuantificar descargas de agua subterránea en el río Mundo (Albacete, España) 197
Lucía Ortega, Jorge Hornero y Marisol Manzano

Relaciones entre aguas superficiales y subterráneas en la región hídrica de los Esteros del Iberá (Corrientes, Argentina) 205
Lucía Ortega, Marisol Manzano, Leticia Rodriguez, Luis Vives, Andrés Mira, Javier Heredia, Luis Araguás y Pradeep Aggarwal

Estimación de las variaciones de almacenamiento de agua en los esteros del Iberá a partir de datos gravimétricos satelitales 213
Andrea Valladares, Luis Guarracino, Leticia Rodríguez y Luis Vives

Evaluación de la humedad del suelo mediante imágenes de temperatura radiactiva e índice de vegetación 219
Mauro E. Holzman y Raúl Rivas

Validación de datos de humedad de suelo SMOS en la región pampeana argentina 225
Raúl Rivas, Raquel Niclós, Vicente Santos García, Carolina Doña, Vicente Caselles, Mauro Holzman, Martín Bayala, Facundo Carmona, Dora Ocampo, Marc Thibeault y Alvaro Soldano

El fondo químico natural del sistema acuífero de la cuenca del río Matanza - Riachuelo 231
Marisol Manzano, María Emilia Zabala, Sandra Martínez e Irene Martín

Humedales en Los Haitises, República Dominicana. Modelo conceptual preliminar y experiencia participativa en la formulación del Plan Hidrológico 239
Xiomara Lluberes, Emilia Bocanegra, Deyvis Rodríguez y Australia Ramírez

Los contaminantes emergentes en las aguas subterráneas: el caso del NE de Gran Canaria 247
Esmeralda Estevez, María del Pino Palacios-Díaz, Antonio Molina-Díaz, José Robles-Molina y María del Carmen Cabrera

Acerca del estado del conocimiento respecto a las interacciones aguas subterráneas-humedales- bienestar humano en Iberoamérica y la Península Ibérica 255
Teresita Betancur, Emilia Bocanegra, Marisol Manzano, Emilio Custodio, Gerson Cardoso da Silva

Evaluación preliminar de los servicios de las aguas subterráneas al bienestar humano en España 263
Marisol Manzano, L. Javier Lambán y Carlos Montes

El concepto de riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Un análisis de sus perspectivas y alcances 271
Hector E. Massone

Datación de agua subterránea en el Acuífero Pampeano del sudeste bonaerense y su significado ambiental 279
Daniel E. Martínez, Orlando M. Quiroz Londoño, Melisa Glok Galli, Sebastián Grondona y Héctor E. Massone

Aplicación de lógica difusa en la evaluación de vulnerabilidad de contaminación del agua subterránea 287
Héctor Massone, Gustavo Meschino, M. Lourdes Lima, Daniel Albornoz, Agustina Barilari y Fernanda Damiano

HIDROGEOLOGÍA Y MINERÍA

Aprovechamiento sustentable de los recursos hídricos en el desarrollo de los yacimientos de hidrocarburos no convencionales 297
Carlos F Scatizza, Mario Hernández, Sergio Preiato, Cintia Di Lorenzo, Marcos Wocca

Exploración y Explotación de Salmueras Enriquecidas en Litio y Potasio en Salares de la Puna Argentina 303
Rodolfo García, Verónica Rocha Fasola, Federico Moya Ruiz y Esteban Tálamo

Metodología de terreno para apoyar la evaluación del contenido de salmueras de litio y potasio en cuencas salinas 311
Michael Rosko, Edward Peacock y Cristián Avila

La hidrogeología en la evaluación minera de salmueras de interés económico 318
Mario A. Hernández, Isidoro B. Schalamuk y Nilda González

Modelación del Transporte Reactivo en el Salar del Pipanaco, Catamarca: Evaluación de hipotéticos escenarios de contaminación minera 324
Sergio A. Bea, Luis Vives, Andrés Mira y Esteban Tálamo

Aplicación de técnicas geofísicas para evaluar un sistema hidrogeológico fracturado en un sector del Macizo del Deseado - Santa Cruz 330
Fernando Leopoldo Perera, Boris Calvetty Amboni, Hugo Gabriel Paoletti, Paulino Velazquez, Santiago Bertacca y Fernando Salomone

Estudio de las interacciones geoambientales entre humedales antrópicos- aguas subterráneas en la transición medio fisurado-poroso en zonas periurbanas 338
Emilia Bocanegra, Orlando Quiroz Londoño, Julio del Río y Marcelo Farenga

Minería y Vulnerabilidad de la Calidad del Agua para Riego y Consumo en la Localidad de Tinogasta 346
Martin Graziano, Paula Rosin, Carolina S. Ramos, Ignacio Borón, M. Sol Ruiz, Fernando Garelli, M. Paula Montañez, Florencia Barbarich, Matias Blaustein, Francisco Cianfagna y María Comelli

HIDROGEOLOGÍA Y OBRA CIVIL

Estudio y simulación hidrogeológica para la implantación de un acueducto Reconquista. Santa Fe. Argentina 357
Díaz, E, Dalla Costa, O. y C. Nardin

CONFERENCIAS INVITADAS

La complejidad de la intrusión marina en los acuíferos costeros en la práctica hidrogeológica 367
Emilio Custodio

Drogas de abuso en las aguas subterráneas urbanas de Barcelona (España) 379
Enric Vazquez-Suñe, Anna Jurado, Jesús Carrera, Estanislao Pujades, Miren López de Alda y Damià Barceló

Drenaje mediante bombeo vs. profundidad de muros pantalla en el control de los asientos del terreno durante excavaciones profundas 388
Enric Vázquez-Suñé, Estanislao Pujades, Jesus Carrera, Victor Vilarrasa, Silvia De Simone, Anna Jurado, Alberto Ledesma, Gonzalo Ramos y Antonio Lloret

Tratamiento pasivo de aguas ácidas de mina con alta concentración de metales 398
Carlos Ayora, Manuel A. Caraballo, Francisco Macías, Tobias W. Rötting, Jesús Carrera y José-Miguel Nieto

Agua subterránea y cambio climático 406
Josep Mas-Pla

Caracterización de Sistemas Hidrogeológicos Discontinuos del Uruguay. 412
Jorge Montaño

Gobernanza de aguas subterráneas. 418
Ofelia Tujchneider

PRÓLOGO

Los libros “Agua subterránea recurso estratégico“ y “Temas actuales sobre la Hidrología subterránea 2013” contienen, a modo de capítulos, las contribuciones evaluadas y presentadas al VIII Congreso Argentino de Hidrogeología y VI Seminario Hispano-Latinoamericano sobre Temas actuales de la Hidrología Subterránea, llevado a cabo en la ciudad de La Plata entre los días 17 y 20 de Septiembre de 2013, organizado por el Grupo Argentino de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos (AIH-GA) y la Universidad Nacional de La Plata.

A partir de su primer edición (Bahía Banca, 1997), el Congreso ha mantenido una regularidad bianual que le confiere ya el carácter de tradicional, con cada vez mayor cantidad de trabajos y de participantes, más variada temática específica y nutrida concurrencia de hidrogeólogos provenientes de otros países, fundamentalmente de América Latina y España.

La ciudad anfitriona tiene una entrañable ligazón con las aguas subterráneas, ya que se constituyeron en un factor decisivo para su emplazamiento. Planificada para ser capital de la Provincia de Buenos Aires, el mensaje elevado a la Honorable Asamblea Legislativa el 14 de mayo de 1882 por su ilustre fundador, Dr. Dardo Rocha reza: “*El lugar elegido ofrece las conveniencias necesarias para el establecimiento de una ciudad populosa, es suficientemente elevado e higiénico y tiene agua abundante para satisfacer sus necesidades, para lo cual puede proveerse del río de la Plata o de una napa de agua subterránea de excelente calidad que hay a unos cuarenta metros de profundidad…*”.

Fue la primera ciudad del país en utilizar para su abastecimiento por red el agua subterránea, sobre un proyecto de los ingenieros Lavalle y Médici, inaugurado a poco tiempo de la fundación. Hasta 1955 cuando se habilita la Planta potabilizadora de agua del río, se abasteció exclusivamente del recurso subterráneo, excediendo ya entonces la planta urbana.

También la Universidad Nacional participa en la importancia de la hidrogeología, ya que aloja a una verdadera escuela en su Facultad de Ciencias Naturales y Museo, una de las pioneras en incluir su enseñanza dentro de las carreras de Geología en Argentina. Actualmente reúne el mayor número de profesionales especializados del País, contando los que se desempeñan en la Universidad, numerosos organismos públicos, empresas privadas, consultoría individual y actividades relacionadas (Poder Judicial, asesoramientos industriales, proyectos de riego, protección ambiental y otros).

Los trabajos publicados en estos libros, que cuantitativamente constituyen un record para los Congresos AIH-GA, marcan de una u otra forma un paso más hacia el desarrollo de la hidrogeología en los países iberoamericanos y en particular de Argentina, con la adquisición de nuevos conocimientos y la aplicación de metodologías que exceden su propio campo.

Es perceptible también la vinculación con otras actividades del medio productivo, como la minería, producción de hidrocarburos, agricultura bajo riego, y su creciente participación en las cuestiones ambientales de los ámbitos urbano y rural.

Se marca así la vocación de los hidrogeólogos para desempeñarse en espacios que años atrás no eran considerados como propios y que paulatinamente van ocupando, especialmente las nuevas generaciones, con buenos resultados sin duda a juzgar por la diversidad de enfoques expuestos.

Un vehículo idóneo y prestigioso para la difusión de las contribuciones ha sido la Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP), que desde 1987 está al servicio de la cultura y la difusión del conocimiento, excediendo la cobertura de producciones académicas de la propia Universidad al transformarse ya en un emblema para Latinoamérica.

Si la información aquí contenida puede resultar de utilidad al medio científico y profesional que participa de la disciplina Hidrología Subterránea, y a quiénes utilizan sus contenidos, el Grupo Argentino de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos habrá de considerarse muy satisfecho y alentado para una continua mejora y mayor acercamiento entre colegas, que seguramente se manifestará en las próximas ediciones del Congreso.

Mario A. Hernández

HIDROGEOLOGÍA URBANA Y COSTERA

Gestión de acuíferos urbanos en zonas costeras: experiencias en Iberoamérica

Emilia Bocanegra[1], Emilio Custodio[2], Marisol Manzano[3]. Gerson Cardoso da Silva Junior[4], Suzana Montenegro[5]

[1]Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), Casilla de Correo 722, 7600 Mar del Plata, Argentina,
[2] Universidad Politécnica de Catalunya (UPC), Gran Capità, s/n. Mòd. D–2. Office 007, 08034 Barcelona, España.
[3] Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT), Pº de Alfonso XIII 52, E-30302, Cartagena, España.
[4] Universidad Federal de Rio de Janeiro (UFRJ), Rua Brig. Trompowski s/n, 21941-590 Rio de Janeiro, Brasil.
[5] Universidad Federal de Pernambuco (UFPE), Av. Prof. Moraes Rego 1235, Cidade Universitária, Recife, Brasil.

Mail de contacto: emilia.bocanegra@gmail.com

RESUMEN

Se ha realizado una caracterización de las actuaciones de gestión llevadas a cabo en 33 acuíferos costeros de Iberoamérica clasificándolas en relación con tres grandes grupos de objetivos, medioambientales, de desarrollo de infraestructuras y de gestión económica. Los principales resultados son: a) Los objetivos medioambientales incluyen medidas de monitoreo, disminución de las extracciones, barrera física e inyección de agua dulce o extracción de agua salada. b) Los objetivos de desarrollo de infraestructuras para atención a la demanda y a su garantía incluyen plantas desaladoras, plantas de tratamiento de aguas subterráneas de mala calidad, construcción de drenes, reubicación de pozos, importación de agua y reuso de agua regenerada. c) Los objetivos de gestión económica, gobernanza, conocimiento y participación pública incluyen políticas de gestión ambiental, normas para limitar la extracción, permisos de explotación, acciones de control, educación ambiental y desarrollo del conocimiento científico.
Palabras clave: acuíferos costeros, Iberoamérica, gestión, objetivos, actuaciones.

ABSTRACT

A characterization of management actions implemented in 33 coastal aquifers in Latin America and the Iberian Peninsula has been carried out. They were classified in relation to three groups of objectives, environmental, infrastructure development and economic management. The main results are: a) Environmental objectives include monitoring measures, abstraction reduction, a physical barrier, and injection of fresh water and/or salt water abstraction. b) The objectives of infrastructure development and demand attention include desalination plants, plants for poor groundwater treatment, construction of drains, relocation of wells, water import and reuse of reclaimed water. c) The objectives of economic management, governance, knowledge and public participation include environmental management policies, rules to limit the abstraction, abstraction permits, control of activities, environmental education and development of scientific knowledge.
Keywords: coastal aquifers, Iberoamérica, management, objectives, actions.

Introducción

Las zonas costeras tienen un potencial enorme para la sociedad moderna, cumpliendo una serie de funciones en relación con la creación de empleo, el crecimiento económico y la calidad de vida (Comisión Europea, 1999):

- Producción agraria en llanuras costeras.
- Diversificación de actividades pesqueras.
- Posible producción de energía a partir de fuentes tradicionales como el petróleo o el gas, o de fuentes renovables como el viento la marea y las olas.
- Movilidad y comercio: los puertos naturales y artificiales y las vías de comunicación a lo largo de la costa son elementos clave de las redes de transporte.
- Turismo, ocio, actividades recreativas y valores estéticos (playas, deportes acuáticos y paisajes de gran belleza).

- Residencias para personas de la tercera edad.

El problema biofísico fundamental de la zona costera radica en que el desarrollo con frecuencia no se contiene en los límites de las capacidades ambientales locales. Algunas de las manifestaciones más comunes de este problema son:

- erosión costera, a menudo exacerbada por una infraestructura humana inadecuada y un desarrollo demasiado próximo al litoral, pero también por una gestión del agua y del territorio inadecuadas en zonas interiores de las cuencas fluviales.
- destrucción del hábitat como consecuencia de una construcción y ordenación territorial poco planificadas; cerca del 30 % del territorio adyacente a los ecosistemas costeros del mundo ha sido alterado o destruido debido principalmente a la creciente demanda por terrenos que luego son destinados a la construcción de casas, a la industria y a la recreación (Burke et al., 2001),
- contaminación del suelo y de los recursos hídricos en la medida en que la contaminación de las fuentes marinas o interiores, incluidos los sitios de disposición de residuos, se desplazan hacia el litoral,
- problemas de calidad y cantidad de agua, dado que la demanda suele ser intensiva; la intrusión de agua salada debida a la explotación excesiva de los acuíferos costeros suele conllevar problemas progresivos de intrusión marina, de desplazamiento de otras aguas subterráneas salinas y de pérdida poco reversible de capacidad de almacenamiento de agua.
- en algunos casos notables problemas debidos a la subsidencia del terreno por las extracciones de agua subterránea de acuíferos poco consolidados, los que son frecuentes en las áreas costeras.

Estas presiones son desafíos que se deben afrontar y resolver para sostener los hábitats y recursos de los que dependen las zonas costeras y garantizar su capacidad para realizar todas sus funciones básicas y poder seguir siendo soporte del bienestar humano.

Las aguas subterráneas constituyen uno de los principales recursos de las zonas costeras, tanto como fuente y reserva temporal de agua dulce para el desarrollo urbano, turístico, agrícola e industrial como para mantener los servicios de los ecosistemas. Por esta razón los acuíferos costeros suelen estar intensamente explotados.

En las áreas urbanas los acuíferos someros son, por un lado, importantes elementos para el abastecimiento urbano y por otro lado su existencia supone posibles interacciones con edificios e instalaciones, los cuales a su vez pueden afectar al nivel freático. Pero también los acuíferos más profundos bajo el área urbana tienen interés por su importante papel geotécnico y como fuente de agua urbana, tanto en el pasado, como actualmente y en el futuro.

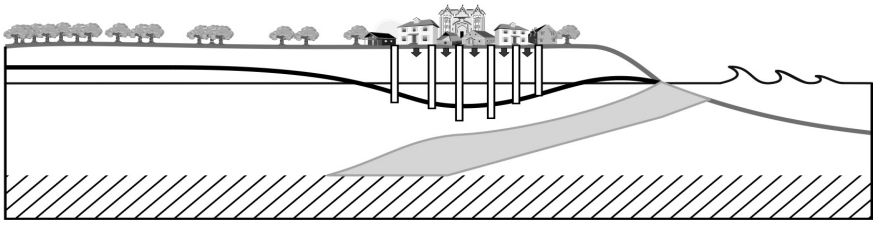
La hidrogeología urbana en zonas costeras trata del conocimiento del flujo del agua subterránea y de la recarga, del uso y la calidad del agua y la gestión en relación con los acuíferos bajo áreas urbanizadas que tienen como contorno la interfaz entre el continente y el mar (Custodio, 2004). También considera los acuíferos de los alrededores (peri-urbanos) que se usan para abastecer a la población y a sus satélites urbanos, industriales, comerciales, de riegos intensivos, de recreo, parques, etc.

Los principales impactos del desarrollo intensivo de aguas subterráneas en ambientes antropizados costeros son: descenso piezométrico, intrusión marina, contaminación por insuficiencia o falta de sistemas de saneamiento, contaminación por pérdidas de las redes sanitarias, contaminación por actividad agrícola, ganadera e industrial periurbana, subsidencia, deterioro de infraestructuras urbanas y falencias en la gestión. Una síntesis conceptual sobre los efectos de la explotación intensiva de las aguas subterráneas en las zonas costeras, siguiendo el esquema de Foster et al. (1998) para áreas urbanas y peri-urbanas, se presenta en la Fig. 1 (Bocanegra, 2011).

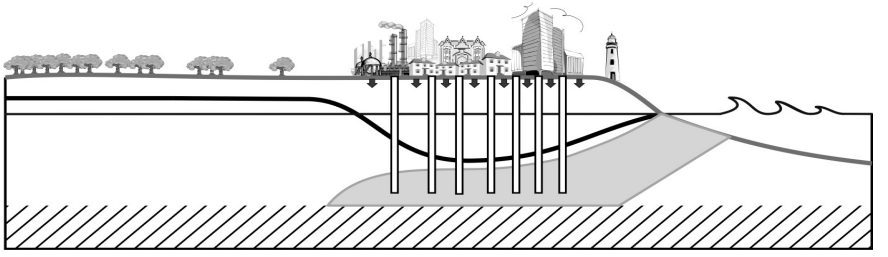
Conocer los problemas que afrontan los acuíferos costeros y los tipos de actuaciones de gestión, puede ser útil para asesorar nuevos planes de gestión. Este trabajo realiza una caracterización de un número representativo de acuíferos costeros de Iberoamérica (América Latina y la Península Ibérica) desde el punto de vista de las actuaciones de gestión que se llevan a cabo en los mismos y de los objetivos de dichas actuaciones.

Contexto

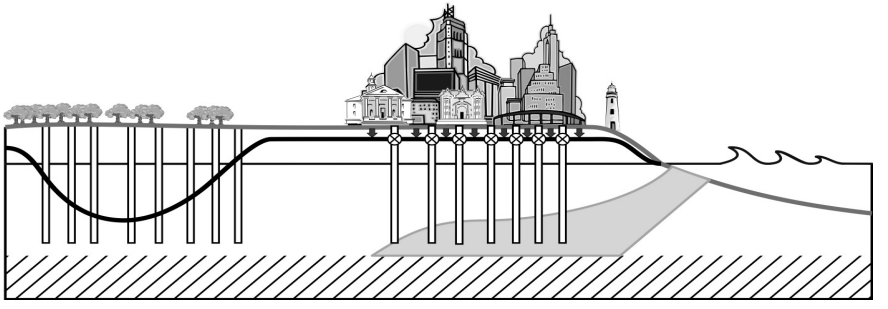
Entre los años 2006 y 2008 se desarrolló el proyecto del Programa Internacional de Correlación Geológica de UNESCO IGCP 519 “Gestión Integrada de Acuíferos Costeros en Iberoamérica”. El objetivo del trabajo fue estudiar los tipos de acuíferos costeros existentes en Iberoamérica, su estado de conocimiento, su utilización y las actuaciones de gestión que se llevan a cabo en cada tipo de acuífero.



a) Pequeño asentamiento costero
Suministro de agua por pozos urbanos someros
Leve descenso del nivel freático
Disposición de efluentes al subsuelo
Escurrimiento pluvial por superficie del terreno



b) Ciudad costera
Suministro de agua por pozos urbanos profundos
Elevado descenso del nivel freático
Salinización de pozos por intrusión marina
Subsidencia del terreno en acuíferos no consolidados
Desarrollo de redes de agua y saneamiento
Escurrimiento pluvial por conductos



c) Gran ciudad costera
Abandono de pozos por intrusión marina
Ascenso del nivel freático
Incremento de la recarga urbana por pérdidas de redes sanitarias y pluviales
Inundación y deterioro de las infraestructuras urbanas subterráneas
Suministro de agua por pozos rurales
Conflictos eventuales con grandes usuarios para riego
Deterioro de la calidad del agua subterránea

Figura 1. Efectos de la evolución urbana costera sobre los recursos hídricos subterráneos. Bocanegra (2011).

Para obtener la información necesaria se diseñaron unas fichas que contemplan información geológica, hidrogeológica, grado de conocimiento, principales problemas existentes y medidas de gestión que se llevan a cabo. Las fichas fueron cumplimentadas por los investigadores del proyecto y también por otros profesionales a quienes se les enviaron a modo de encuesta. Los datos suministrados se basan en publicaciones o informes técnicos, en su mayoría realizados por los profesionales que respondieron las encuestas.

El estudio del estado del conocimiento y la gestión de acuíferos costeros urbanos y peri-urbanos en Iberoamérica sobre 15 acuíferos seleccionados con base en la información publicada disponible y su relevancia regional permitió reconocer la existencia de tres clases principales de cuerpos costeros de agua subterránea (Bocanegra et al., 2010):

- Grandes acuíferos de importancia regional que se desarrollan en grandes cuencas sedimentarias costeras, abarcando un amplio rango de ambientes deposicionales, de tipos de sedimentación y de litologías. De entre los acuíferos relevados en la parte americana, pertenecen a esta clase acuíferos de Argentina (Bahía Blanca y Mar del Plata), Brasil (Recife, Fortaleza, Maceió) y Uruguay (acuífero Raigón).
- Pequeños acuíferos clásticos de interés local que actúan como reservorios estratégicos de agua, con gran relevancia económica y social; ocurren en dunas someras, depósitos de playa, sedimentos de loess o depósitos aluvionales. Esta clase está representada por acuíferos de Brasil (Rio de Janeiro), Uruguay (La Paloma), Argentina (La Plata), Colombia (Santa Marta, Urabá y Morrosquillo) y Perú (Máncora).
- Acuíferos en pequeñas islas: caracterizados por su dificultad para establecer sus límites ya que la explotación intensiva moviliza grandes volúmenes de agua que en estos acuíferos proceden de formaciones adyacentes. Esta clase está representada por acuíferos en rocas basálticas en Chile (Isla de Pascua) y kársticas en Colombia (Isla San Andrés).

El estudio puso de manifiesto la existencia de situaciones comunes a muchos de los acuíferos relevados, tanto desde el punto de vista de los problemas que afrontan como desde el punto de vista de las actuaciones de gestión que se realizan. Dicho resultado es la motivación del presente trabajo, que es una aportación nueva no publicada anteriormente.

Objetivos

El objetivo del trabajo ha sido realizar una tipificación de las acciones de gestión de los recursos hídricos subterráneos que se llevan a cabo en un número representativo de acuíferos costeros de Iberoamérica.

Metodología

Se ha evaluado y sintetizado la información recopilada en el marco del proyecto IGCP 519. Corresponde a encuestas sobre 33 acuíferos costeros de 12 países de Iberoamérica: Brasil, Colombia, Costa Rica, Cuba, Chile, México, Nicaragua, Perú, Uruguay, España y Portugal (Fig. 2).

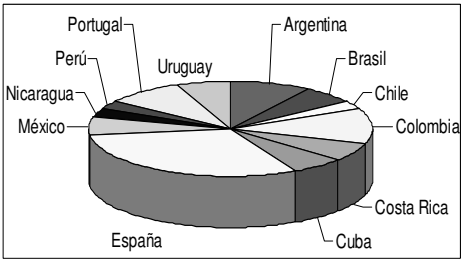


Figura 2. Distribución de casos de estudio por países.

Además se han analizado los planes hidrológicos de diferentes países iberoamericanos, poniendo énfasis en la definición de objetivos de gestión y en las actuaciones que se proponen para alcanzar los objetivos. Con base en este análisis, para el presente trabajo se especificaron tres amplios tipos de objetivos de gestión:

a) Medioambientales: tendentes a proteger, mejorar y regenerar las masas de aguas subterráneas y superficiales y a racionalizar y equilibrar las extracciones de agua subterránea y evitar su contaminación y deterioro.

b) De desarrollo de infraestructuras para atención de la demanda: tendentes a garantizar el suministro de agua para los usos de la zona en un marco de sostenibilidad y eficiencia.

c) De gestión económica, gobernanza, conocimiento y participación pública: incluyen la coordinación y dirección de la gestión y la gobernanza de todos los procesos del agua; el aumento del conocimiento del estado del agua; el impulso de la divulgación sobre la importancia del agua y la formación y la participación pública.

La información relativa a los 33 acuíferos costeros relevados se ha analizado atendiendo a estos tres tipos de objetivos propuestos, relacionando las actuaciones de gestión que se llevan a cabo en los mismos con cada uno de los tres grupos.

Resultados

Los principales problemas reportados se muestran en la Fig. 3.

La información relevada en relación con los objetivos analizados y las actuaciones implementadas para cada acuífero se muestra en la Tabla 1.

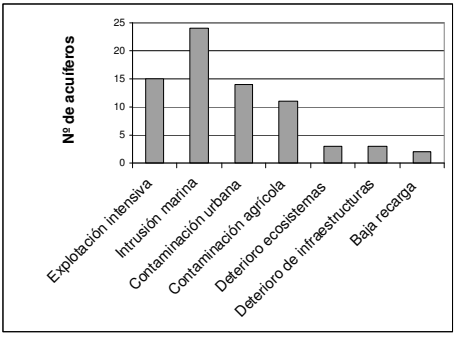


Figura 3. Principales problemas reportados.

A continuación se describen las acciones de gestión que se han identificado en relación con los tres tipos de objetivos estudiados.

a) Acciones relacionadas con objetivos medioambientales

- Monitoreo: la mayor parte de los países cuentan con redes de monitoreo piezométrico e hidroquímico; sólo en algunos casos se reporta la existencia de datos ocasionales.
- Disminución de la explotación: los acuíferos de Mar del Plata (Argentina), Llobregat y Doñana (España), Hermosillo (México) y La Paloma (Uruguay) han implementado la reducción de las extracciones.
- Barrera física: en el acuífero de La Habana (Cuba) se ha construido una barrera impermeable de 1,5 m sobre nivel del mar, 1 m de profundidad y 35 km de longitud para impedir el ingreso de agua de mar al continente.
- Barrera hidráulica: en el acuífero del Baix Llobregat (Barcelona, España): se ha construido una barrera positiva con pozos de inyección y en el acuífero de Mar del Plata (Argentina) una barrera negativa con pozos de extracción, ambos sistemas con el objeto de controlar la posición de la interfaz agua dulce–agua salada y mejorar la calidad del agua de la parte del acuífero que se explota.

b) Acciones relacionadas con objetivos de desarrollo de infraestructuras para la atención de la demanda

- Planta desalinizadora: esta alternativa de suministro se ha reportado en casos de estudio en Cuba y en las Islas Canarias, Mallorca, Barcelona y Almería (España).
- Planta de tratamiento: se utiliza para ajustar a la norma de potabilidad el agua de suministro con elevado contenido de hierro en el acuífero de La Paloma (Uruguay).
- Construcción de drenes: en Cuba se utilizan trincheras y drenes soterrados para obtener una mejor calidad de agua.
- Reubicación de pozos: se reportan 6 acuíferos que han implementado esta estrategia de gestión para satisfacer la demanda.
- Importación de agua: incluye transferencia de agua subterránea o superficial desde otras cuencas; se reporta en un acuífero de Brasil y 5 de España.
- Recarga artificial: incluye diversos tipos de estructuras tales como balsas de infiltración o campo de pozos de inyección de agua tratada. Se reportan en Recife (Brasil, aunque como un experimento piloto), Santa Marta (Colombia) y en los acuíferos de Plana de Castelló, Pla de Palma y el Llobregat (España).
- Regeneración de agua residual tratada: esta estrategia ha sido implementada en acuíferos españoles.

c) Acciones relacionadas con objetivos de gestión económica, gobernanza, conocimiento y participación pública

- Políticas de gestión ambiental: incluyen planes de manejo, ordenamiento de usos del territorio, uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas y creación de organismos de gestión.
- Normas para limitar la extracción: incluyen la prohibición de nuevas perforaciones.
- Permisos de explotación.
- Otras acciones de control: incluyen control de bombeos, cierre temporal o permanente de pozos y medidas para mejorar la calidad en relación al contenido en nitrato.
- Participación de usuarios: existen diversas modalidades de involucramiento de los usuarios en la gestión, tales como la información, el monitoreo, la consulta y la participación activa.
- Educación ambiental: se realiza a nivel formal y no formal.

• Conocimiento científico: incluye formulación del modelo conceptual, estudios de vulnerabilidad, modelación numérica y otros estudios.

La distribución del tipo de actuaciones implementadas según los objetivos se muestra en la Fig. 4.

Tabla 1. Resultados tabulados del inventario, con los objetivos analizados y actuaciones implementadas

Nº	PAÍS / NOMBRE DEL ACUÍFERO COSTERO	GESTIÓN MEDIOAMBIENTAL				INFRAESTRUCTURAS Y ACCIONES PARA ATENCIÓN DE LA DEMANDA							GESTIÓN ECONÓMICA, GOBERNANZA, CONOCIMIENTO Y PARTICIPACIÓN PÚBLICA						
		Monitoreo	Disminución de la explotación	Barrera física	Barrera hidráulica	Planta desalinizadora	Plantas de tratamiento	Construcción de drenes	Reubicación de pozos	Importación de agua	Recarga artificial	Reuso de agua tratada	Políticas de gestión ambiental	Normas para limitar la extracción	Permisos de explotación	Otras acciones de control	Participación de usuarios	Educación ambiental	Conocimiento científico
1	**Argentina.** Bahía Blanca. Buenos Aires	●																●	●
2	**Argentina.** La Plata. Buenos Aires	●											●					●	●
3	**Argentina.** Mar del Plata. Buenos Aires	●	●		●				●				●						●
4	**Brasil.** Rio de Janeiro									●					●			●	
5	**Brasil.** Recife. Pernambuco	●							●		●		●		●		●		●
6	**Chile.** Isla de Pascua								●										●
7	**Colombia.** Isla de San Andrés	●											●			●			●
8	**Colombia.** Morrosquillo												●						●
9	**Colombia.** Santa Marta	●									●								●
10	**Colombia.** Eje Bananero de Urabá	●													●				●
11	**Costa Rica.** Cahuita. Limón																		
12	**Costa Rica.** Tamarindo. Guanacaste															●			
13	**Cuba.** Cayo Largo del Sur					●		●											●
14	**Cuba.** Costera Sur de La Habana	●		●															●
15	**España.** Inca Sa Pobla. Isla de Mallorca	●										●		●				●	●
16	**España.** Plana de Castelló										●	●					●		●
17	**España.** Pla de Palma. Isla de Mallorca	●				●				●	●								●
18	**España.** Telde. Gran Canaria. Islas Canarias	●				●													●

Tabla 1. Resultados tabulados del inventario, con los objetivos analizados y actuaciones implementadas (Continuación)

Nº	PAÍS / NOMBRE DEL ACUÍFERO COSTERO	GESTIÓN MEDIOAMBIENTAL				INFRAESTRUCTURAS Y ACCIONES PARA ATENCIÓN DE LA DEMANDA							GESTIÓN ECONÓMICA, GOBERNANZA, CONOCIMIENTO Y PARTICIPACIÓN PÚBLICA						
		Monitoreo	Disminución de la explotación	Barrera física	Barrera hidráulica	Planta desalinizadora	Plantas de tratamiento	Construcción de drenes	Reubicación de pozos	Importación de agua	Recarga artificial	Reuso de agua tratada	Políticas de gestión ambiental	Normas para limitar la extracción	Permisos de explotación	Otras acciones de control	Participación de usuarios	Educación ambiental	Conocimiento científico
19	**España.**Baix Llobregat. Cataluña	●			●						●	●	●				●	●	●
20	**España.** Campo de Dalías. Almería					●						●						●	●
21	**España.** Baix Camp Tarragonés, Cataluña								●	●						●			
22	**España.** Macizo de Amurga. Gran Canaria. Islas Canarias	●				●				●		●							
23	**España.** Macizo de Betancuria. Fuerteventura. Islas Canarias					●			●										
24	**España.** Sistema de Doñana. Huelva-Sevilla	●	●											●		●		●	●
25	**México.** Costa de Hermosillo	●	●						●										●
26	**México.**Península de Yucatán	●											●			●			●
27	**Nicaragua.** San Juan del Sur	●											●						
28	**Perú.** Máncora																		
29	**Portugal.** Campina do Faro. Algarve	●												●					●
30	**Portugal.** Luz-Tavira. Algarve	●														●			●
31	**Portugal.** Cuenca de Aveiro Baixo Vouga	●												●					●
32	**Uruguay.** Raigón	●											●						●
33	**Uruguay.** Paloma. Rocha		●				●									●			

Conclusiones

En la gestión de acuíferos urbanos en zonas costeras en Iberoamérica se aprecia que hay una evolución desde un desarrollo sectorial de los recursos hídricos concebido para dar respuesta a un determinado sector, principalmente el abastecimiento urbano y que se da en la mayoría de los países, hasta una gestión integrada de los recursos hídricos, con objetivos medioambientales, de desarrollo de infraestructuras para atención de la demanda, teniendo en cuenta todos los usos y objetivos de gobernanza y participación pública, desarrollando la capacidad de generar políticas y de llevarlas a la práctica.

En virtud de los impactos producidos por la explotación intensiva en muchos de estos acuíferos se requiere un incremento de actuaciones que permitan en Iberoamérica dar respuesta a los objetivos propuestos, contribuyendo a alcanzar la sostenibilidad de los recursos hídricos subterráneos y de los ecosistemas naturales y antrópicos asociados.

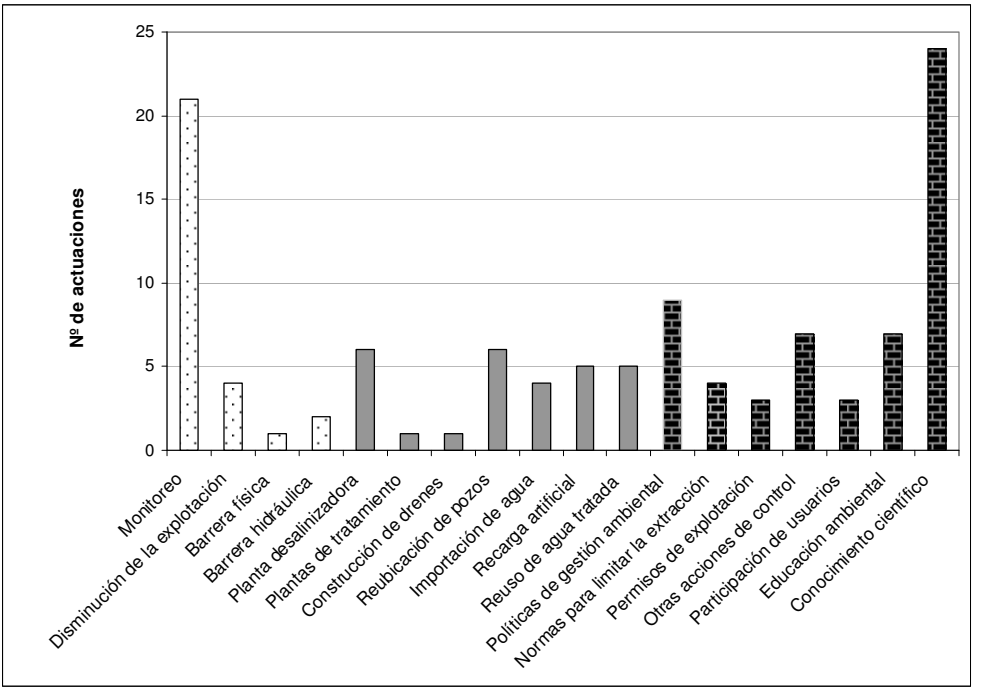


Figura 4. Distribución del tipo de actuaciones implementadas

Agradecimientos

El proyecto IGCP 519 fue financiado por UNESCO entre los años 2006 y 2008. Se agradece a todos los profesionales que dedicaron su tiempo a confeccionar las fichas de los acuíferos, aportando la información que ha permitido preparar el presente trabajo.

Referencias

Bocanegra, E. 2011. Estrategias de gestión del acuífero de Mar del Plata. Modelo conceptual y simulación numérica. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura. Universidad Nacional de Rosario. Inédita.

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

Burke, L., Kura, Y., Kassem, K., Revenga, C., Spalding, M., Mcallister, D. 2001. Pilot analysis of global ecosystems: Coastal ecosystems. World Resources Institute Report. Washington, DC. 77 pp.

Comisión Europea. 1999. Programa de demostración de la UE sobre la Gestión Integrada de las Zonas Costeras 1997-1999. Luxemburgo, Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas, 34 pp.

Custodio, E. 2004. Hidrogeología urbana: una nueva rama de la ciencia hidrogeológica. Boletín Geológico y Minero, 115: 283-288 pp.

Foster, S., Lawrence, A., Morris, B. 1998. Groundwater in urban development: Assessing management needs and formulating policy strategies. World Bank Technical Paper Nº 390. Washington DC: The World Bank.

Aspectos Hidrogeológicos de la planicie aluvial del río Chubut, en la zona próxima al litoral atlántico

Julio Emilio Stampone[1], Juliana Cabreros[1] y Mercedes Grizinik[1]

[1] Universidad Nacional de la Patagonia SJB, Facultad de Ciencias Naturales, Sede Trelew

Mail de contacto: jestampone@gmail com

RESUMEN

En la presente contribución se exponen resultados parciales de un estudio hidrogeológico que se está llevando adelante en el ámbito de la Universidad Nacional de la Patagonia, cuyo objetivo principal es conocer el comportamiento hidrológico subterráneo y sus implicancias ambientales en la planicie aluvional del valle del río Chubut entre Rawson y Playa Unión, Chubut, Argentina. Inicialmente se reconoció el medio físico mediante fotos aéreas e imágenes satelitales, con apoyatura de campo. Para la investigación del subsuelo se relevaron dos pozos existentes y realizaron cinco pozos exploratorios con retroexcavadora y uno más con barrena manual. Los resultados hidroquímicos indican calidad variable de las aguas subterráneas, desde aptas a no aptas para consumo humano. Asimismo, se observaron en algunos casos variaciones verticales de la capa freática debido a fluctuaciones mareales, También se determinó la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas, obteniéndose valores que la sitúan entre "baja a moderada".

Palabras clave: agua subterránea, planicie, río Chubut.

ABSTRACT

This contribution presents partial results of a hydrogeological study conducted by the National University of Patagonia SJB, whose main objective is to know the underground hydrological behavior and its environmental implications in the plain alluvial of the Chubut river, between Rawson and Playa Unión, Chubut, Argentina. Initially recognized the physical environment through aerial photos and satellite images with field control. For the investigation of the subsoil two existing wells were controlled and five exploratory wells were made with machine backhoe and one with gimlet. Hydrochemical analysis indicate variable quality of groundwater from appropriate to inappropriate for human consumption. Vertical variations of the groundwater were also observed as reaction to tidal fluctuations. Also determined vulnerability to contamination of groundwater obtaining values ranging between "low to moderate".

Key words: underground water, alluvial plain , Chubut river.

Introducción

En la presente contribución se exponen los avances realizados a la fecha del PI: "Evaluación hidrogeológica subterránea de la planicie aluvional del valle del río Chubut entre Rawson y Playa Unión", que se realiza en el ámbito de la Facultad de Ciencias Naturales, Sede Trelew de la Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco.

Su realización apunta a concretar la fase final del conocimiento de detalle de la hidrología subterránea con implicancias ambientales en la parte distal del Valle Inferior del Río Chubut.

Particularmente de ésta zona no se tienen mayores datos del comportamiento hidráulico de la capa freática, ni de su calidad química y bacteriológica. Como tampoco de la relación hidráulica subterránea existente entre el mar y las aguas continentales.

Ubicación de la zona de estudio

La zona de estudio se sitúa geográficamente en la Provincia del Chubut (Fig.1), en la zona del Valle Inferior del río homónimo, en el tramo que se extiende desde la ciudad de Rawson hasta la localidad de Playa Unión sobre el litoral costero.

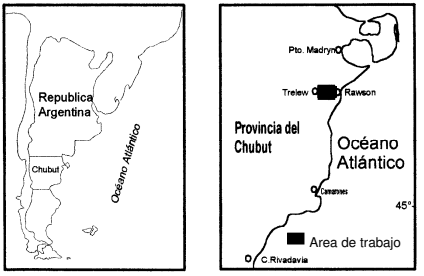


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio.

Metodología

La metodología aplicada consistió fundamentalmente en la realización de tareas de gabinete, campo y laboratorio. En el primero de los casos se recopiló y procesó la información existente, elaborándose tablas, gráficos y mapas, representativos de los datos procesados. Las tareas de reconocimiento geológico y geomorfológico de campo se ejecutaron con la asistencia de fotos aéreas eimágenes satelitales, mientras que para la investigación del subsuelo se relevaron pozos existentes y realizaron cinco pozos exploratorios con retroexcavadora y uno con barrena manual de 7,5 cm de diámetro; los pozos de monitoreo se entubaron en PVC de 50mm de diámetro, con filtro ranurado a sierra.

De esta manera quedará construida una red de monitoreo que podrá ser controlada mientras se ejecuta el proyecto, en particular en la etapa final y a posteriori.

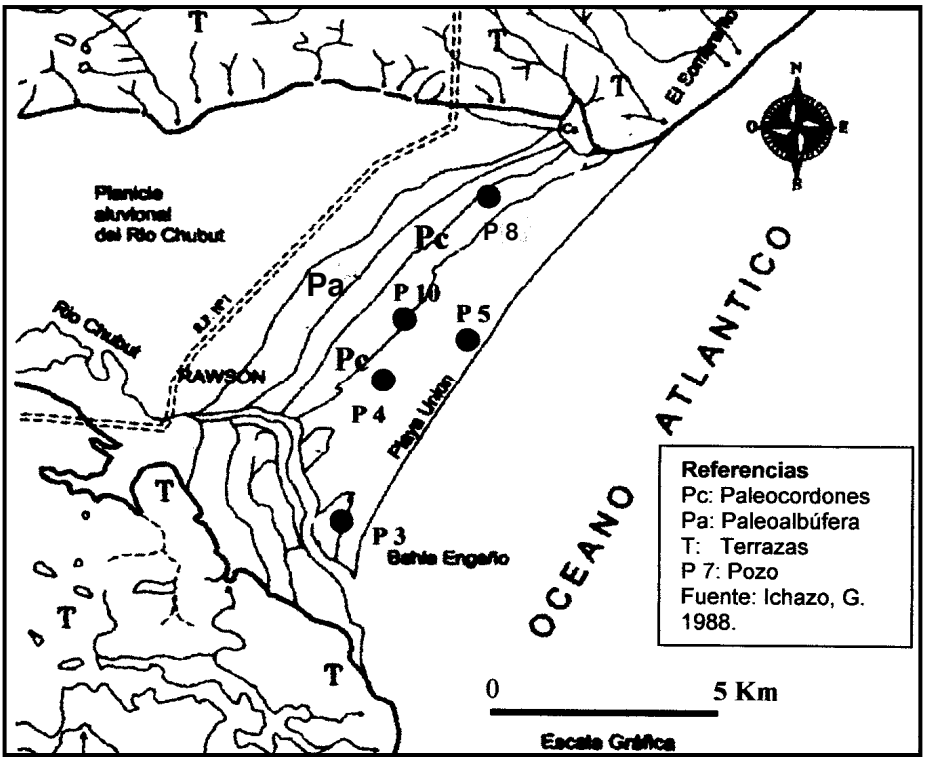


Figura 2. Mapa geomorfológico y de ubicación de pozos exploración

Durante la construcción de los pozos, acotados topográficamente, se elaboraron los perfiles litológicos de los mismos, se determinaron parámetros hidráulicos y obtuvieron muestras de aguas para análisis fisicoquímicos y bacteriológicos.

Finalmente cabe agregar que utilizando la metodología del sistema DIOS se determinó en distintos sectores la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas.

Geomorfología de la zona de influencia del proyecto

Los ciclos hidrológicos húmedos e hiperhúmedos han impreso al paisaje de la comarca su impronta ya que durante años se han abierto grandes canales de corriente en el valle aún en condiciones subácueas. Estas manifestaciones de gran energía movilizaron grandes masas de sedimentos sepultando terrenos anteriores y reelaboraron la parte final del estuario y las planicies de mareas del valle.

El Valle Inferior del Río Chubut presenta gradiente diferenciado en dos áreas, la parte superior, entre Boca Toma y Gaiman, con mayor pendiente y donde el drenaje del río es más ágil; en la parte inferior, entre Gaiman y Puerto Rawson, disminuye el gradiente, aumentan los meandros y el drenaje es más dificultoso. Para el primer tramo el gradiente es 0,051 y para el segundo 0,026.

Justamente donde se produce el cambio de pendiente es límite de las ingresiones marinas más recientes, de acuerdo con los registros obtenidos, a la altura de Gaiman es donde se ubica el depósito más occidental de la planicie de mareas fluvio-marina. Con estos datos se puede afirmar que el ingreso del mar se produjo hasta unos 35 a 40 km desde el límite de la costa actual, dentro de los períodos más recientes del cuaternario.

La zona de drenaje más significativo está representada por el río Chubut y un importante valle transitorio que desemboca en el Atlántico en el sector norte de la zona de canteras en un lugar próximo a “El Sombrerito”. Este valle fue reactivado antrópicamente y por él circulan los torrentes desviados aguas arriba mediante una presa de contención, que tiene por finalidad evitar efectos de torrencialidad sobre áreas urbanas de Rawson.

Este canal reviste particular importancia ambiental para la zona de ubicación de la proyectada laguna de efluentes y el área de forestación del proyecto cloacas de Playa Unión, ya que impide la fluencia de torrentes hacia la misma, minimizándose así el riesgo aluvional que se pueda producir por aguas de escorrentía superficial procedentes de la terraza norte. Las geoformas dominantes están representadas en la Fig. 2 por depósitos de gravas arenosas correspondientes a paleocordones litorales inactivos. Cubriendo a estos, en algunos sectores, se encuentran depósitos eólicos de arenas finas, formando médanos.

Mientras que en las zonas cercanas a las bardas, sobre el faldeo y al pie de las mismas, existen depósitos gravitacionales, que en algunos casos se reactivan con el flujo hídrico, conformando conos aluviales.

Finalmente cabe mencionar los depósitos psammíticos y psefíticos de playas marinas ubicados en el litoral costero, y los pelíticos localizados hacia el oeste en las cercanías de Rawson, en las áreas bajas de alta salinidad atribuidas a paleoalbúferas.

Hidrogeología

En la zona del Valle Inferior del Río Chubut los sedimentos cuaternarios correspondientes al aluvio descansan discordantemente sobre las cineritas terciarias conformando un único sistema geohidrológico en el que es posible diferenciar dos subsistemas: uno "semiconfinado" yacente en los dos tercios orientales del valle y otro "freático" de índole regional (Hernández et al., 1983).

El primero se encuentra bien definido entre las localidades de Dolavón y Rawson, su techo se ubica entre los 13m y los 18m de profundidad y el piso puede extenderse hasta unos 25m o 30m donde se localizan las cineritas terciarias, rocas que conforman el hidroapoyo regional.

El segundo, se extiende por toda la planicie aluvional, sus aguas circulan de dos maneras bien definidas, una encauzada en paleocauces, dando lugar a líneas preferenciales de movimiento, mientras que la otra es mantiforme; en este último caso, de acuerdo al tipo de terreno por donde circulan podemos encontrar acuíferos con velocidades de circulación del orden de los 70 m/año y acuitardos donde las velocidades son de aproximadamente 5 m/año (Stampone et al., 2002).

El régimen natural de recarga al sistema subterráneo esta dado por el río Chubut que es la principal fuente de aporte de agua durante todo el año.

Mientras que el régimen artificial se produce desde septiembre a abril (época de riego), lapso en que el flujo superficial se difunde prácticamente por todo el valle, a excepción de la zona distal del valle donde se desarrolla el presente estudio.

Regionalmente el flujo del sistema está orientado en sentido oeste-este es decir hacia la costa atlántica (Hernández, M. op. cit.; Stampone, J. op. cit.).

Si bien se presume que el río siempre tuvo carácter influente sobre la planicie aluvional, a partir de la construcción del Dique Ameghino en el año 1963 esto es un hecho confirmado dado que desaparecieron los períodos de crecida y estiaje naturales, pasando a estar el caudal regulado todo el año, variando

circunstancialmente según las necesidades de riego, producción de energía eléctrica o cambios en el volumen del embalse.

Hidrología subterránea

El reconocimiento hidrogeológico del subsuelo se realizó mediante la construcción de pozos exploratorios; a la fecha son diez, cinco de ellos fueron muestreados y analizadas sus aguas, y se los ha ubicado en el mapa de la Fig.2.

Estos pozos alcanzaron entre los 3,50 a 5,50 m de profundidad y se detectó agua subterránea a las profundidades que se mencionan en la Tabla I. Analizándose además la posible influencia de las aguas marinas en el acuífero.

Tabla I. Medición de niveles estáticos de los pozos de exploración.

Pozo Nº	NE(bbp) Marzo 2013	Observaciones
4	-3,12	Sin influencia marina
3	-2,25	Mínima influencia marina
5	-0,30	Mínima influencia marina
8	-5,35	Sin influencia marina
10	-2,765	Sin influencia marina

Oscilación vertical de la capa freática con relación a las mareas

Los datos obtenidos se tomaron sobre la hipótesis de probables variaciones diarias verticales del nivel estático de la capa freática, influenciadas por los cambios en el nivel del mar debido a las mareas, los mismos está representados en la Tabla 2.

Tabla 2. Medición de niveles freáticos

Pozos	Medición	Niveles bbp
Pozo 3	09h 15´	-2,05 m
	16h 15´	-2,10 m
Pozo 4	09h 25´	-3,05 m
	16h 25´	-3,05 m
Bº Médanos (Pozo 5)	Dato año 2000	Variación máx 2mm

Al momento de la medición de los pozos 3 y 4, el estado de las mareas era el siguiente: pleamar 09h 09´ altura 4,76m; bajamar 16h 12´ altura 0,53m.

Las distancias aproximadas de los lugares de medición al mar son: pozo 4 =1100 m, pozo 3 = 120 m y pozo Bº Medanos (5) = 200m. Y como se desprende de los valores de la Tabla 2, la oscilación máxima de 5 mm se registró en el pozo 3, mientras que en el 5 fue de 2mm, precisamente los más próximos al mar; en el 3 no se observó variación.

Es probable que mediciones más prolongadas y minuciosas, puedan indicar valores diferentes y muestren también oscilación vertical en el pozo 4. No obstante la información obtenida nos está indicando órdenes de magnitud bastante aproximados que resultan de utilidad en la planificación de obras urbanas.

Hidroquímica

La información sobre la calidad del agua freática en la zona del proyecto se ha obtenido de los pozos de exploración construidos durante la ejecución del presente estudio, los datos se detallan en las Tablas 3, 4, 5 y 6.

Tabla 3. Calidad de las aguas subterráneas, resultados de los análisis de los pozos 3, 4 y 5.

Parám	Unid.	P 3	P 4	P 5
Cond.	µS/cm	4710	8240	17860
s.d.t	mg/l	24600	403	10160
Ph		7,21	7,55	7,8
Turb.	N.T.U	363	21,5	1,13
Cloru	mg/l	1081,2	81,6	7140
Alcalin	mg/l	298,6	298,6	622,2
Bicarb	mg/l	---	---	---
Sulfat	mg/l	160	41	44
Durez	mg/l	364,8	170,8	1497,6
Calcio	mg/l	---	---	---
Magn	mg/l	---	---	---
Sodio	mg/l	---	---	---
Potasi	mg/l	---	---	---
Amoní	mg/l	1,40	0,55	0,55
Nitrito	mg/l	0,013	0,015	0,136
Nitrato	mg/l	1,2	2,3	1,9

Tabla 4. Calidad de las aguas subterráneas resultados de los análisis de los pozos 8 y 10.

Parámetros	Unid.	P 8	P 10
Conductividad	µS/cm	920	1252
s.d.t	mg/l	452	619
Ph		7,97	7,2
Turbiedad	N.T.U	10	<1

Cloruros	mg/l	120,3	213,5
Alcalinidad	mg/l	456,5	350,1
Bicarbonato	mg/l	---	350,1
Sulfato	mg/l	16	62
Dureza	mg/l	165,1	169
Calcio	mg/l	---	105,6
Magnesio	mg/l	---	63,4
Sodio	mg/l	---	160
Potasio	mg/l	---	22
Amoníaco	mg/l	0,3	0,3
Nitrito	mg/l	0,013	0,017
Nitrato	mg/l	5,3	3

Tabla 5. Calidad de las aguas subterráneas, resultados análisis bacteriológicos.

Parám.	Unid.	P 3	P 4	P 5
Aero.T	NMP/ 100ml	> $3x10^3$	> $3x10^3$	> $3x10^3$
Colif. T	NMP/ 100ml	30	40	15

Las aguas de las muestras de los pozos 3 (puerto) y 5 (Bº Médanos) presentan elevados tenores de SDT, cloruros y dureza que las hacen inapropiadas para consumo humano, riego e industrial. Mientras que el agua de la muestra tomada en el pozo 4 (rotonda de ingreso a Playa Unión) si bien la conductividad es elevada, el resto de los parámetros analizados indican aptitud para consumo doméstico.

Cabe destacar que de acuerdo a los valores obtenidos las aguas subterráneas de la zona destinada a construir las lagunas de tratamiento de los efluentes urbanos de Playa Unión (pozo 8) y las del pozo 10 ubicado en un área urbanizada, resultaron aptas para consumo humano, por lo que es imperativo preservarlas de la posible contaminación por infiltración de aguas contaminadas.

Vulnerabilidad del acuífero freático en la zona de estudio

El concepto de vulnerabilidad del acuífero a la contaminación representa su sensibilidad para ser adversamente afectado por una carga contaminante impuesta.

La metodología aplicada en este informe para la determinación de la vulnerabilidad se la suele denominar DIOS sigla que representa los primeros términos de los tres factores que intervienen en la caracterización de la vulnerabilidad: 1) **Di**stancia al agua, 2) **O**currencia del agua subterránea y 3) **S**ubstrato litológico, y que fuera desarrollado por Foster & Hirata., (1991).

De acuerdo a la ubicación de los pozos podemos diferenciar dos áreas: urbana y rural, en la Tabla 6 están indicados los índices de vulnerabilidad obtenidos.

Los términos de la calificación cualitativa de vulnerabilidad que considera el método son los siguientes: ninguna-mínima-baja-moderada-alta-extrema.

Tabla 6. Determinación de la vulnerabilidad del acuífero.

Locac.	DI	O	S	Índic	Calif.
Área urbana					
P 4	0,85	0,6	0,61	0,31	Mod
P 3	0,9	0,6	0,67	0,36	Mod
P10	0,9	0,7	0,67	0,42	Mod
Área rural					
P 8	0,8	0,6	0,61	0,29	Baja
Locac.	DI	O	S	Índic	Calif.

Conclusiones preliminares

1- La exploración del subsuelo arrojó resultados positivos en cuanto a la existencia de agua subterránea.

2- El acuífero detectado, freático, posee características hidroquímicas variadas, particularmente con respecto a la salinidad, la que resulta notablemente elevada en los pozos próximos al mar.

3. En tres pozos se detectó carga bacteriana probablemente contaminante.

4. Sólo en los pozos próximos al mar, distantes entre 120 m y 200 m, se observaron variaciones verticales de los niveles freáticos influenciados por las mareas.

5. Los valores de vulnerabilidad obtenidos, baja a moderada, resultan favorables para la preservación de las aguas subterráneas, mientras la carga contaminante sólo sea eventual y no permanente.

6. Las aguas subterráneas de la zona rural donde se construirá la planta de tratamiento de efluentes cloacales de Playa Unión, resultaron aptas para consumo humano, por lo que es imperativo preservarlas.

Recomendaciones preliminares

1-En el área rural, donde está previsto construir las lagunas de tratamiento de efluentes

urbanos, compactar el piso de las mismas y colocar membrana impermeable.

2-Concretar la construcción de una "red de alerta temprana hidrogeológica" en el área de las lagunas de tratamiento y diagramar el plan de monitoreo de la misma.

3-Proyectar y concretar una red freatimétrica en la zona urbana de Playa Unión y diagramar el plan de monitoreo de la misma, tanto hidrodinámico como hidroquímico y bacteriológico. .

4. Conectar el mayor porcentaje de viviendas posible a la futura red cloacal de Playa Unión, a los efectos de evitar la contaminación de las playas por aguas subterráneas portadoras de carga contaminante.

Referencias

Foster, S., Hirata, R. 1991. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. *CEPIS. Lima. Perú. Organización Mundial de la Salud*.

Hernández, M. A., Ruiz de Galarreta,V. A. y F. Fidalgo. 1983. Diagnosis geohidrológica aplicada en el valle inferior del río Chubut. *Ciencia del Suelo, V1, Nº 2*.

Ichazo, G. 1988. Geomorfología del Valle inferior del Río Chubut. Facultad de Humanidades y Cs. Sociales y Facultad. de Ingeniería dentro del Programa "Investigación y desarrollo de técnicas hídricas en el V.I.R.CH. Chubut ". *CIUNPAT- UNPSJ Bosco*. Director de Proyecto Ing. J. Serra.

Stampone, J., Gallastegui, R., Furci, M. y C. Durante. 2002. Detección de carga contaminante en la capa freática de la Ciudad de Trelew. *Actas XVI Congreso Argentino de Mecánica de Suelos e Ingeniería Geotécnica.Trelew*.

Condiciones hidrogeológicas en Las Toninas y Santa Teresita, Partido de La Costa

Silvina Carretero[1, 2], Eduardo Kruse[1, 2], Adolfo Rojo[1, 3]

[1] Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Cátedra de Hidrología General. Calle 64 n° 3. La Plata. Tel. 221-4249049 int. 14
[2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas
[3] Comisión de Investigaciones Científicas.

Mail de contacto: scarretero@fcnym.unlp.edu.ar

RESUMEN

La costa oriental bonaerense carece de un plan de monitoreo hidrodinámico e hidroquímico del acuífero de agua dulce, a pesar de ser la única fuente de agua potable. Se presenta una actualización del comportamiento de las aguas subterráneas en Las Toninas y Santa Teresita en relación a estudios previos de hace más de 25 años. Se construyeron mapas de flujo y de conductividad eléctrica con datos históricos (1987) y mediciones actuales (2012). El volumen de agua dulce disminuyó en un 30%. Si bien la salinidad mantiene sus rasgos generales, con un menor contenido salino en el médano (<1500 µS/cm) y un incremento hacia el oeste (3000 µS/cm), se detectó un proceso de salinización en Santa Teresita (11800 µS/cm). Las modificaciones descriptas se relacionan con factores antropogénicos, siendo necesario un plan de explotación sustentable que permita minimizar los efectos negativos que disminuyen la cantidad y calidad de agua dulce.
Palabras clave: acuífero costero, reservas de agua dulce, intrusión salina, modificaciones antropogénicas, Partido de La Costa.

ABSTRACT

Along the eastern coast of Buenos Aires there is a lack of hydrodynamic and hydrochemical monitoring for the freshwater aquifer despite it is the only source of drinking water. An update on the groundwater behavior in Las Toninas and Santa Teresita is presented in relation with previous studies older than 25 years. Groundwater flow and electrical conductivity maps were drawn using historical data (1987) and current measurements (2012). The volume of freshwater has reduced by 30%. Although salinity maintains its general characteristics, with a lower concentration in the dunes (<1500 µS/cm) rising to the west (3000 µS/cm), a salinization process was detected in Santa Teresita (11800 µS/cm). The described modifications are related to anthropogenic factors making a sustainable exploitation plan necessary which allows for reducing the negative effects on the quantity and quality of the groundwater.
Keywords: coastal aquifer, groundwater reserves, saltwater intrusion, anthropogenic modifications, Partido de La Costa,

Introducción

A nivel internacional, las regiones costeras adquieren importancia por la población que albergan y las actividades económicas que se desarrollan. Los acuíferos costeros tienen ciertas características que los hacen especialmente relevantes: son la principal, y muchas veces única, fuente de agua dulce para abastecimiento a poblaciones, industrias y áreas agrícolas.

Los cambios hidrológicos naturales o inducidos por la acción del hombre adquieren significación debido a que la urbanización y la extracción de agua tienen una influencia directa en el flujo subterráneo y el balance hídrico. Estas condiciones hacen que sea imprescindible un seguimiento detallado del comportamiento de las aguas subterráneas. Sin embargo existen sitios en donde se manifiesta una falta de conciencia sobre la importancia de los recursos naturales en general, y del recurso agua en particular. Este es el caso de la costa oriental bonaerense, donde a pesar del fuerte crecimiento socioeconómico que caracteriza esta región, en casi treinta años no existió un monitoreo y control de la evolución de las aguas subterráneas.

En el Partido de La Costa (Provincia de Buenos Aires) los estudios que caracterizan el estado hidrogeológico se refieren al trabajo del Consejo Federal de Inversiones (1990), a

excepción de la localidad de San Clemente del Tuyú donde existen aportes más recientes (desde 2006) (Carretero, 2011).

Frente a esta situación en 2012 se ha encarado una tarea de actualización del estado de los recursos hídricos subterráneos en Las Toninas y Santa Teresita.

El objetivo de este trabajo es presentar resultados preliminares de dicha actualización, incluyendo la evolución de los niveles freáticos y de la conductividad eléctrica del agua.

Área de estudio

El área de estudio se localiza en el Partido de la Costa, Provincia de Buenos Aires (Figura 1) sobre una franja de dunas costeras que aumentan su expresión topográfica de norte a sur.

En el contexto geológico regional la evolución costera durante el Pleistoceno-Holoceno estuvo vinculada a las oscilaciones glacioeustáticas. La alternancia de períodos glaciales e interglaciales produjo las regresiones-transgresiones que modelaron el sustrato por erosión y superpuso sedimentos litorales (Violante et al, 2001).

Se reconocen dos ambientes geomorfológicos: cordón costero y llanura continental, que condicionan el comportamiento hidrodinámico e hidroquímico de las aguas subterráneas (Carretero et al., 2013)

El cordón costero se extiende desde Punta Rasa hacia el sur con un ancho promedio de 2 km hasta Punta Médanos donde alcanza los 4 km y se caracteriza por la presencia de sedimentos compuestos por arenas finas que aumentan el tamaño de grano de norte a sur (Spalletti y Mazzoni, 1979). Este ambiente se divide en playa y médano, siendo la zona de playa rectilínea con un ancho entre 50 y 150 m y pendientes suaves hacia el este. Son costas en construcción, sin barrancas, con playa arenosa. Los médanos que se encuentran emplazados al oeste de la playa que les da origen, son bajos y fijados por escasa vegetación. Los suelos del cordón costero son arenosos, sin desarrollo, excesivamente drenados e inestables.

La llanura continental se desarrolla al oeste del cordón costero con cotas inferiores a 5 msnm, predominando los materiales limosos y arcillosos con zonas de escasa pendiente e inundable, presentando cañadones en dirección sudeste-noroeste por donde drenan las aguas hacia la Bahía de Samborombón.

A partir de la descripción geomorfológica surge el modelo hidrodinámico, donde el cordón costero es la zona de recarga principal, la conducción se efectúa en un corto tramo, y se da la descarga en dos direcciones opuestas, una hacia el mar y la otra al oeste hacia la llanura continental.

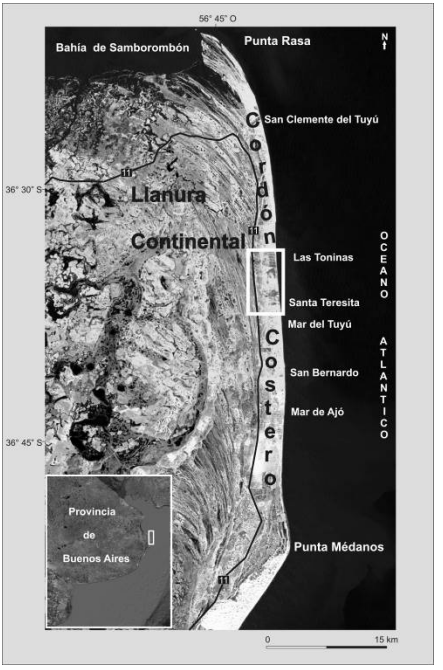


Figura 1. Área de estudio

El acuífero principal de agua dulce está constituido por arenas de médanos superpuestas a arenas de barrera, de espesor promedio de 10 m, variable entre 7 y 20 m según la altura del médano y está limitado por dos interfases, hacia el continente agua dulce-agua salobre y hacia el mar, agua dulce-agua salada (Figura 2). Esta unidad limita hacia abajo y al oeste con una unidad acuitardo/acuícludo compuesta de arcillas y arcillas arenosas (2,5 - 5 m). A mayor profundidad, desde los 7 mbnm (metros bajo el nivel el mar) en Mar de Ajó y 11 mbnm en Santa Teresita hay un sistema acuífero semiconfinado arenoso y con arenas limoarcillosas que contiene agua dulce en el sector de Punta Médanos y, hacia el norte, agua de alta salinidad. Desde Las Toninas hacia Punta Rasa desaparece transformándose en un acuitardo/acuícludo con lentes de agua de elevada salinidad. Esta unidad se apoya sobre una unidad de baja permeabilidad caracterizada por arcillas plásticas del pleistoceno (González Arzac et al., 1992)

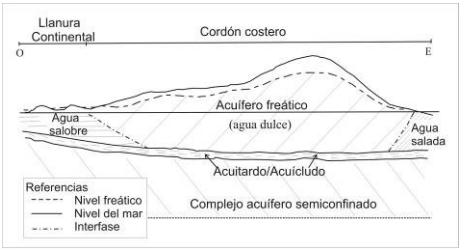


Figura 2. Esquema hidrogeológico.

El clima es húmedo; mesotermal (templado); con nulo a pequeño déficit de agua, y concentración estival de la eficiencia térmica menor del 48 %, según la clasificación de Thornthwaite (Consejo Federal de Inversiones, 1990). El 60% de las precipitaciones ocurre de octubre a marzo. La temperatura media anual es de 14,5 ℃, la humedad relativa promedio es del 85%. La frecuencia de vientos es muy variable, aunque predomina la dirección este.

La recarga al sistema hidrogeológico se origina por los excesos de las precipitaciones cuya media es de 1000 mm/año.

Santa Teresita y Las Toninas no poseen servicio de agua potable y la población se abastece mediante pozos domiciliarios individuales, sin tratamiento del agua. En cuanto a la red cloacal, existen cooperativas que aportan este servicio.

Materiales y métodos

Se realizaron tareas de reconocimiento, evaluándose las características geomorfológicas, hidrogeológicas y de uso del suelo. Se diseñó una red de monitoreo con el fin de realizar mediciones periódicas, la cual está compuesta de 12 pozos en Las Toninas y 11 pozos en Santa. Teresita. En septiembre de 2012 se muestrearon pozos domiciliarios en coincidencia con el censo realizado por el CFI (Consejo Federal de Inversiones) en 1987 y se compararon los valores de conductividad eléctrica del agua. Las mediciones de profundidad se efectuaron en pozos de la red de monitoreo instalada.

Se estimaron los balances hídricos mensuales, mereciendo especial atención los meses previos a los relevamientos de agosto de 1987 y septiembre de 2012. El balance hídrico se calculó según la metodología de Thornthwaite y Mather (1955) en base a los datos de precipitación de la estación del SMN Dolores y de un pluviómetro localizado en San Clemente del Tuyú, utilizando los valores de ET_0 (evapotranspiración de referencia) media diaria estimadas según el método de Penman-Monteith (Allen, 1998).

A partir de los datos históricos (1987) y actuales (2012) se construyeron mapas de curvas isofreáticas y de isocontenidos de conductividad eléctrica. Se estimó el volumen de agua dulce almacenada por encima de 0 msnm y la variación en el lapso estudiado, por medio de un mapa de isovariaciones. La estimación de los volúmenes de agua se realizó mediante el uso de una herramienta SIG (Sistema de Información Geográfico), utilizando los valores de área de cada píxel y el área de cada rango de variación. Se consideró el valor medio de las curvas de isovariación y una porosidad efectiva del 10%.

También se estimó, para cada año, el volumen de agua para consumo de acuerdo a la cantidad de habitantes, considerando un valor medio de 200 L/d por persona según Planas et al. (2000).

Resultados

Niveles freáticos

En los mapas de flujo de 1987 y 2012 (Figura 3), se observan dos áreas elevadas en la morfología freática localizadas en el sector central del cordón costero. En 1987, la superficie freática desarrollada en el rango de los 1,5 y 5 msnm presentaba estos domos entre las curvas de 3,5 y 4,5 msnm en el sector norte, y entre 4 y 5 msnm en el sur. En cambio en 2012, los valores oscilan entre 0 y 3,5 msnm y las áreas elevadas se ven notablemente reducidas.

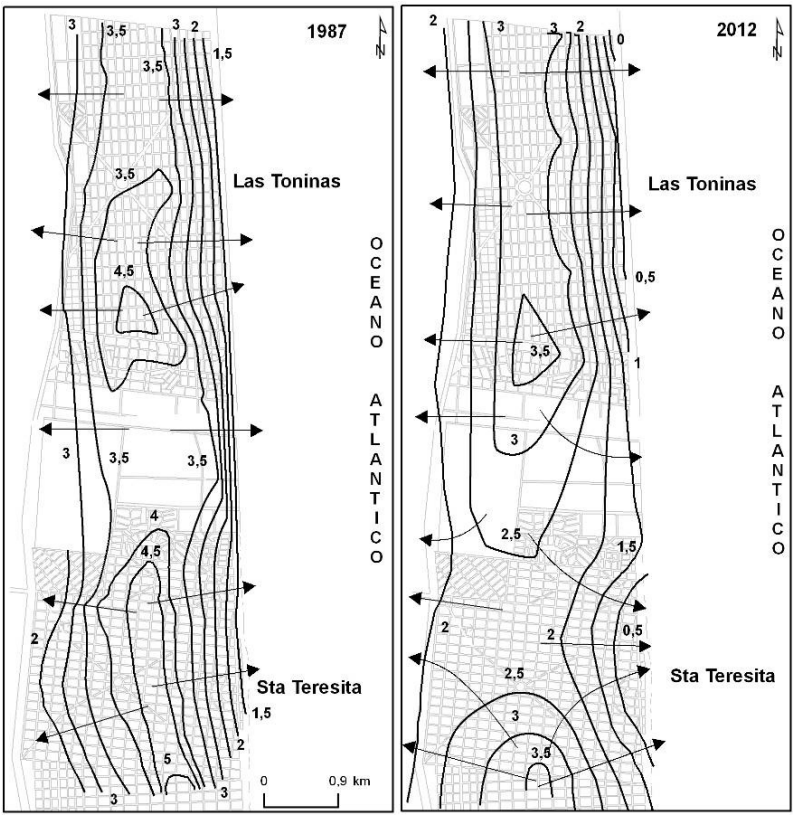


Figura 3. Mapa de curvas isofreáticas (en msnm)

Los excesos de agua en el balance hídrico entre enero y agosto de 1987 (fecha de medición de niveles) fueron de 236 mm, mientras que entre enero y septiembre de 2012 (medición de niveles) fueron de 247 mm. Los excesos durante el mes previo a la medición fueron muy superiores en 2012, lo cual permitiría asumir una capa freática más elevada. Sin embargo, los niveles se encuentran más profundos que en 1987. Las precipitaciones medias y sus excesos, como fuente de ingreso al sistema hídrico se han mantenido en el tiempo y se considera que no serían responsables de las fluctuaciones en las reservas de agua subterránea (Carretero y Kruse, 2010).

En el mapa de isovariación (Figura 4) entre agosto de 2012 y julio de 1987 se observa una profundización de la capa freática de hasta 2,5 m. Si bien en ambas localidades la profundización de los niveles es manifiesta, es de mayor significación en Santa. Teresita.

Tabla 1. Balance hídrico. Valores en mm

	Precip.	ETP	ETR	Excesos
Ago 1987	100	36	27	43
Sep 2012	265	80	68	102

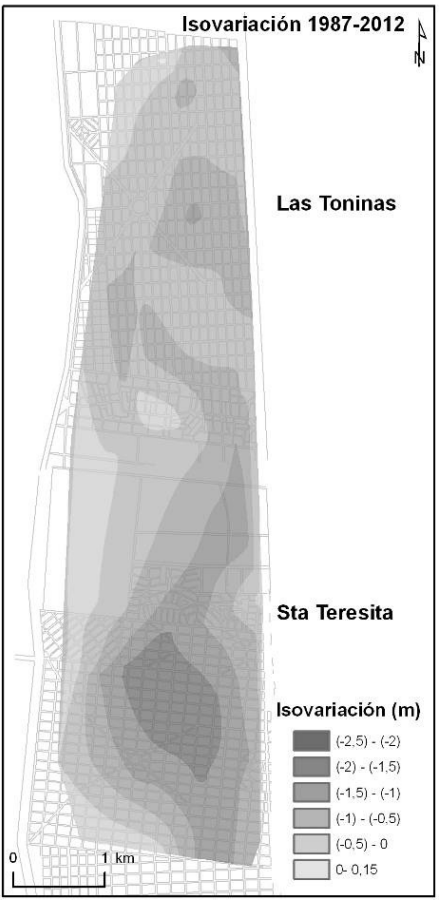


Figura 4. Mapa de isovariación para el periodo (1987-2012)

Hidroquímica

En 1987 el agua de menor salinidad situada en la zona de médanos presenta valores de conductividad eléctrica que se encuentran por debajo de los 1500 µS/cm, oscilando entre 500 y 1300 µS/cm mientras que hacia el oeste, en la transición con el ambiente de llanura continental se produce un incremento, llegando a 3000 µS/cm (Figura 5).

En 2012 esta distribución de los valores generales no sufrió cambios, pero se ha detectado un proceso de salinización en el área de la costanera de Santa Teresita con valores de conductividad eléctrica superiores a 11000 µS/cm.

El sector donde se ha producido la salinización, presentaba en 1987 un agua con conductividad de 1100 µS/cm la cual en 2012 se incrementó llegando a un máximo de 11800 µS/cm. El área afectada de acuerdo al mapa es de 0,7 km^2. Sin embargo el frente salino ha avanzado no solo en este sector sino a lo largo de 1 km sobre la costanera y ha afectado a las viviendas que se encuentran sobre esta avenida, lo cual fue reconocido mediante métodos geofísicos (Perdomo et al, 2013).

Esta salinización se produjo en el área con mayor densidad de urbanización, donde se localizan grandes edificios y hoteles que extraen importantes caudales de agua para consumo. Una vez detectado el problema se ha proyectado anexar dos nuevos pozos a la red de monitoreo en la zona afectada para seguimiento de la evolución del avance salino.

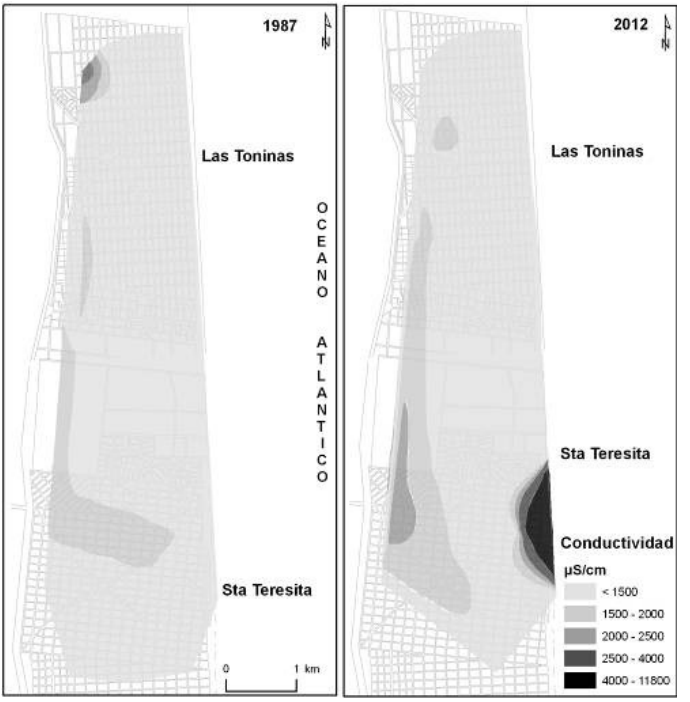


Figura 5. Mapa de isotenores de conductividad eléctrica

Discusión

La región estudiada presenta una alta significación económica por su actividad turística, donde el sistema hidrogeológico debe abastecer las necesidades de toda la población. Los habitantes se autoabastecen de agua instalando sus propios equipos de bombeo, no existiendo un control de los caudales de extracción ni de la calidad del agua. Se reconoce una tendencia al incremento poblacional lo cual está estrechamente ligado a las necesidades de consumo de agua.

La población para Las Toninas en 1987 era del orden de los 1600 habitantes y para Santa Teresita de 9000 (INDEC, 1991). El último dato censal del INDEC por localidades (2001) da como resultado 3600 y 14000 habitantes para Las Toninas y Santa Teresita respectivamente. Para 2010 no se han publicado las estadísticas por localidades, pero se calcula un 15% de incremento total en todo el Partido de La Costa. Aplicando este factor a los datos de 2001, se estima que Santa Teresita poseía unas 5,5 veces la cantidad de habitantes que Las Toninas en 1987, en la actualidad esta relación es de 4 veces.

La relación población-consumo también se ha incrementado en el periodo 1987-2012. En Las Toninas se multiplicó en un factor de 2,6, y en 1,8 en Santa Teresita.

El fenómeno de descenso de la capa freática y salinización próxima a la costa en el tiempo se relaciona con una mayor cantidad de habitantes y consecuentemente una mayor extracción del agua subterránea para consumo (Tabla 2).

Tabla 2. Cantidad de habitantes y consumo estimado de agua.

		1987	2010
Las Toninas	habitantes	1600	4100
	consumo anual (hm^3)	0,12	0,30
Santa Teresita	habitantes	9000	16100
	consumo anual (hm^3)	0,66	1,18

La estimación del volumen de agua dulce para la situación inicial de 1987 es de 6,3 hm^3. Contrastando esta situación con 2012 cuyo volumen fue de 4,3 hm^3 y utilizando el mapa de variaciones, se estima que las reservas disponibles han disminuido en el orden del 30 % en 25 años. Este valor es superior a lo calculado para un período similar en la localidad vecina de San Clemente del Tuyú el cual resultó ser de 21%.

De acuerdo a lo planteado, es evidente que el recurso hídrico ha sufrido modificaciones. Estas alteraciones han sido advertidas a lo largo del tiempo por la misma población quienes reportan la escasez de agua en algunos periodos, especialmente en la época de verano. Esto ha llevado a la construcción de perforaciones a mayor profundidad. El proceso de salinización también ha sido reconocido por los habitantes, quienes desconocen la causa real de tal fenómeno. Existe una falta total de conocimiento del sistema por parte de los mismos usuarios, de lo que surge la necesidad de instruir a la población sobre la problemática con la cual conviven.

La situación descripta debe ser estudiada, analizada y utilizada como base para una planificación conciente del uso de los recursos y la única manera de hacerlo correctamente es por medio de un sistema de monitoreo.

Conclusiones

Se reconoció una disminución (del orden del 30%) en el volumen de agua dulce almacenada en el acuífero freático. Dada la similitud climática para los dos períodos analizados (1987 y 2012) y en particular en los meses previos a las mediciones, esta reducción se relaciona con factores antropogénicos. El aumento de la población estable así como el incremento debido al turismo generan un aumento en el consumo del agua. Una mayor cantidad de habitantes se traduce en un mayor número de viviendas lo cual aumenta la superficie impermeabilizada del médano e incrementa el escurrimiento superficial, disminuyendo la infiltración que es la única fuente de recarga de las aguas subterráneas.

Existe la manifestación de un área salinizada que se puede relacionar con una explotación excesiva del agua subterránea sobre el frente costero en donde se asientan edificios de gran porte y hoteles. En el resto de la zona no se observan variaciones de importancia en la distribución de la conductividad eléctrica del agua a través del tiempo. Se diferencian dos calidades de agua de acuerdo a la ubicación geomorfológica. Agua de baja salinidad en el sector de médanos y de alta salinidad en la transición con la llanura continental hacia el oeste.

Las localidades estudiadas no poseen servicios que provean de agua potable a la población y ayuden a atenuar la ingresión de la cuña salina. Se advierte la necesidad de continuar con las tareas de actualización del estado hídrico, realizando monitoreos periódicos tanto de los niveles como de la calidad química del acuífero, siendo necesario enfatizar estudios de mayor detalle en la zona salinizada.

Es necesario un plan de gestión sustentable que posibilite conservar y recuperar el agua subterránea dulce y esencialmente evitar la reducción de su volumen y el empobrecimiento de la calidad química, que resulta muy grave en algunos sectores.

Referencias

Allen R.G., Pereira L.S., Raes D. y Martin Smith M. 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Papers 56, Roma, p 300.

Carretero S. Comportamiento hidrológico de las dunas costeras en el sector nororiental de la provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. Argentina, 2011. Disponible en: http://sedici.unlp.edu.ar/search/request.php?id_document=ARG-UNLP-TPG-0000002075&request=request

Carretero S. y Kruse E. 2010. Modificaciones en las áreas de recarga del acuífero freático en los médanos costeros de San Clemente del Tuyú, provincia de Buenos Aires. Revista de la Asociación Geológica Argentina. 66 (4): 466-474.

Carretero S., Dapeña C. y Kruse E. 2013. Hydrogeochemical and isotopic characterisation of groundwater in a sand-dune phreatic aquifer on the northeastern coast of the province of Buenos Aires. Isotopes in Environmental & Health Studies.DOI: 10.1080/10256016.2013.776557

Consejo Federal de Inversiones. 1990. Evaluación del Recurso Hídrico Subterráneo de la Región Costera Atlántica de la Provincia de Buenos Aires Región I Punta Rasa-Punta Médanos. Informe Final Tomo IV Caracterización climática y Balance Hidrológico. CFI, 177 p.

González Arzac, R., Vizcaíno A. y Francisco Campos A. 1992. Acuíferos costeros de la provincia de Buenos Aires; sector Punta Rasa

- Punta Médanos, parte I, hidrogeología, hidrodinámica e hidráulica. Buenos Aires; CFI; (Serie investigaciones aplicadas, 4) 36 p.

INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina). Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas [en línea]. Buenos Aires, INDEC, 1991, 2001, 2010 [citado el 15 de febrero de 2012]. Disponible en: http://www.indec.gov.ar

Perdomo S., Carretero S., Kruse E. y Ainchil J. 2013. Identificación de la intrusión salina en Santa Teresita (Buenos Aires), mediante la aplicación de métodos eléctricos. Congreso Argentino de Hidrogeología y del VI Seminario Latinoamericano. La Plata.

Planas A.C., Gaviño Novillo M., Mendiburo N., Calcagno A., y Urbano Jáuregui L. 2000. Informe sobre la gestión del agua en la República Argentina. Buenos Aires, JVP Consultores, pp. 146.

Spalletti L.A. y Mazzoni M.M. 1979. Caracteres granulométricos de arenas de playa frontal, playa distal y médano litoral atlántico bonaerense. Revista de la. Asociación. Geológica. Argentina. 34(1):12-30.

Thornthwaite C. y Mather J.1955.The water balance. Climatology 8:1–37

Violante R.A., Parker G. y Cavallotto J.L. 2001. Evolución de las llanuras costeras del este bonaerense entre bahía Samborombón y la laguna Mar Chiquita durante el Holoceno. Revista de la Asociación Geológica Argentina, 56 (1): 51-66

.

Análisis temporal de las modificaciones en los médanos del Partido de la Costa y su relación con los recursos hídricos

Silvina Carretero[1, 2], Federica Braga[3], Eduardo Kruse[1, 2], Luigi Tosi[3]

[1] Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Cátedra de Hidrología General. Calle 64 n° 3. La Plata. Tel. 221-4249049 int. 14
[2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas
[3] Istituto di Scienze Marine – Consiglio Nazionale delle Ricerche, Arsenale Tesa 104, Castello 2737/F, 30122 Venezia. Italia
Mail de contacto: scarretero@fcnym.unlp.edu.ar

RESUMEN

Se analizan las modificaciones en las posibilidades de recarga del acuífero costero en el Partido de La Costa (Buenos Aires, Argentina) según las cambios en el uso del suelo entre 1973 y 2010. Se realizó un análisis multitemporal sobre imágenes satelitales Landsat diferenciando cuatro clases de uso del suelo. Se estimaron los balances hídricos y en función de los valores de infiltración y se evaluó la recarga para cada situación. Se reconoce un incremento importante de las áreas urbanizadas en casi cuatro décadas. En 1973 es difícil distinguir estructuras arquitectónicas mientras que en 2010 claramente se reconoce el desarrollo de ejidos urbanos asociados a la fijación de los médanos. Este desarrollo está acompañado por un importante crecimiento poblacional y aumento en la demanda de agua. El incremento de las superficies impermeables ha modificado las condiciones de la recarga y el volumen de las reservas de agua dulce disponibles.
Palabras clave: uso del suelo, reservas de agua dulce, modificaciones antropogénicas, Partido de La Costa.

ABSTRACT

The modifications in the capabilities of the coastal aquifer recharge were analyzed for the Partido de La Costa (Buenos Aires, Argentina) according to the land-use change occurred over the last four decades. A multitemporal analysis of Landsat images (1973-2010) allowed recognizing four land-use classes. Their comparison pointed out an important development of urbanized areas at the expense of natural field dunes. In 1973 only few scattered architectonic structures were present while in 2010 an important development of urban areas associated with dunes fixation is noticed. The hydrologic budgets were calculated and, according to the values of infiltration, the recharge was evaluated for each situation. An important growth of population associated to the urban development has increased the water needs and consequently the groundwater demand. The expansion of impermeable areas has modified recharge conditions and the volume of available freshwater.
Keywords: land use, groundwater reserves, anthropogenic modifications, Partido de La Costa.

Introducción

Los acuíferos costeros tienen características relevantes en relación a los espacios naturales litorales relacionados con ellos. Son medios de elevado dinamismo morfológico, especialmente las franjas costeras, donde se encuentran geoformas tales como cordones litorales, trenes de médanos activos, médanos y acantilados, áreas de marisma mareal o fluvial, lagunas salobres y dulces, etc. en permanente evolución. Ello ocasiona cambios morfológicos (los de menor escala, perceptibles a escala temporal humana) que generalmente inducen cambios en la configuración de las redes hidrográficas y su relación con las aguas subterráneas: ubicación y/o extensión de las zonas de recarga y descarga del acuífero, cuantía de ambos términos, trazado y caudales de los cauces, etc. (Manzano, 2002). El desarrollo urbano puede cambiar la distribución de la recarga del agua subterránea. Esos cambios dependen de varios factores, como la densidad de la urbanización, las precipitaciones, la cantidad de agua importada de fuentes externas, etc. (Appleyard, 1995). El aumento del nivel del mar pronosticado a consecuencia del cambio climático es un

elemento que ha entrado en juego como factor de riesgo para los acuíferos costeros.

La costa oriental de la Provincia de Buenos Aires no es ajena a las características previamente mencionadas. Pousa et al. (2007) advierten que esta región resulta vulnerable a la erosión costera e intrusión salina especialmente relacionada a olas de tormenta de alta energía asociadas a fuertes vientos (sudestadas). Carretero et al., (2013a) han realizado proyecciones sobre la problemática de la intrusión salina. Desde mediados del siglo XXI esta región ha experimentado un fuerte incremento demográfico que condujo a un mayor requerimiento de suministro de agua dulce. Esto fue acompañado de un proceso de urbanización caótico y la expansión de actividades económicas, especialmente relacionadas con las numerosas localidades balnearias (Kruse et al., 2012).

No se han evaluado los cambios acontecidos en la cadena de médanos y su interacción con los recursos hídricos en el Partido de La Costa. Por lo que el objetivo de este trabajo fue analizar las variaciones en el uso del suelo entre 1973 y 2010 utilizando imágenes Landsat y evaluar las consecuentes modificaciones en las posibilidades de recarga del acuífero.

Área de estudio

El partido de La Costa (36°44' S; 56°41' O) es uno de los destinos turísticos más importantes del país. Se encuentra emplazado sobre un cordón medanoso que incrementa su altura de norte a sur, en el cual se distribuyen varias localidades, como San Clemente del Tuyú, Las Toninas, Santa Teresita, San Bernardo y Mar de Ajó. El partido cuenta con alrededor de 70.000 habitantes permanentes cuya mayoría se encuentra concentrada en el sector central (Figura 1). La población se incrementa notablemente durante el verano y se destaca que los habitantes dependen del acuífero costero para el suministro de agua.

La mayoría de las localidades no poseen servicio de agua potable y la población se abastece mediante pozos domiciliarios individuales, sin tratamiento del agua. Un pequeño porcentaje de los habitantes cuenta con suministro de agua de red en San Clemente, San Bernardo y Mar de Ajó. En cuanto a la red cloacal, existen cooperativas que aportan este servicio en las localidades más importantes. Se considera que no existen pérdidas significativas de la red de distribución de agua que alimenten a la capa freática debido a que se tratan en general de redes en buen estado que cuentan con menos de 20 años de funcionamiento. Lo mismo ocurre con el servicio cloacal.

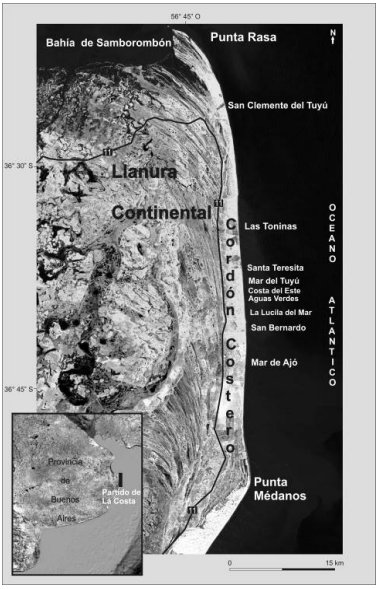


Figura 1. Área de estudio. Ambientes geomorfológicos y localidades balnearias dentro del Partido de La Costa.

El clima se caracteriza por una estación seca que coincide con los meses fríos (abril-septiembre) y una húmeda que ocurre durante los meses cálidos (octubre-marzo). La precitación media anual oscila entre los 900 y 1000 mm, el 60% se produce en los meses con mayor evapotranspiración potencial ocasionando una mayor recarga durante la estación seca (Carretero y Kruse, 2012a). Se reconocen dos ambientes geomorfológicos: cordón costero y llanura continental, que condicionan el comportamiento hidrodinámico e hidroquímico de las aguas subterráneas (Carretero et al., 2013b). El cordón costero se extiende por 60 km entre San Clemente del Tuyú, en el norte, y Punta Médanos, en el sur, con un ancho que varía entre 2 y 4 km. Los médanos son bajos y fijados por escasa vegetación. Los suelos del cordón costero son arenosos, sin desarrollo, excesivamente drenados e inestables. La llanura continental se desarrolla al oeste del cordón costero, con cotas inferiores a 5 msnm, predominando los materiales limosos y arcillosos con cañadones en dirección sudeste-noroeste que drenan hacia la Bahía de Samborombón.

El modelo hidrodinámico está influenciado por la geomorfología. El cordón costero es la zona de recarga principal, la conducción se efectúa en un corto tramo, y se da la descarga

en dos direcciones opuestas, una hacia el mar y la otra al oeste hacia la llanura continental. El acuífero principal de agua dulce está compuesto por arenas de médanos superpuestas a arenas de barrera de espesor variable entre 7 y 20 m según la altura del médano y está limitado por dos interfases, hacia el continente agua dulce-agua salobre y hacia el mar, agua dulce-agua salada. Esta unidad limita hacia abajo con una unidad acuitardo/acuícludo Existe un sistema acuífero semiconfinado arenoso y con arenas limoarcillosas que contiene agua dulce en el sector de Punta Médanos. Esta unidad se apoya sobre el basamento hidrogeológico de arcillas plásticas (Gonzáles Arzac et al, 1992).

Materiales y métodos

Se realizó un análisis multitemporal sobre imágenes satelitales: Landsat MSS para 1973 con una resolución espacial de 60m y Landsat TM para 2010, con 30m de resolución, ámbas obtenidas de USGS/EROS (Earth Resources Observation and Science, http://glovis.usgs.gov). Cada par de imágenes se compone de dos escenas del mes de febrero, para comparar apropiadamente los mapas sin introducir errores debido a la variación estacional. Las imágenes fueron corregidas radiométricamente de acuerdo a Chander et al. (2009), luego geométricamente y compuestas en mosaicos según datum WGS84 y proyección espacial UTM usando el software ENVI™(Exelis VIS). Se ha delimitado el área de estudio al Partido de La Costa utilizando la Ruta Nacional 11 como límite hacia el oeste y el mar hacia el este. Las capas de salida fueron reprocesadas manualmente en una herramienta SIG (Sistema de Información Geográfico) y en base a las imágenes y a reconocimientos de campo se determinaron cuatro clases que corresponden a los usos del suelo más destacables. Se calcularon las áreas y las variaciones en porcentaje para cada clase entre los años estudiados.

Se estimaron balances hidrológicos para la región según la metodología de Thornthwaite y Mather (1955) en base a los datos de precipitación de las estaciones del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) Dolores, Punta Indio, Santa Teresita y un pluviómetro instalado en San Clemente del Tuyú. Se utilizaron valores de ET_0 (evapotranspiración de referencia) media diaria, estimadas según Penman-Monteith (Allen, 1998). Se adjudicó un valor de infiltración para cada tipo de uso del suelo definido y se evaluó la recarga para cada situación. Se consideró además, el incremento de la población estable según censos del INDEC para 1970, 2001 y 2010 y se estimó la demanda media anual de agua para la región. En la región la actividad económica dominante es el turismo, no existen industrias, ganadería, agricultura u otras actividades importantes por lo que se considera que el uso del agua es casi exclusivamente para consumo humano.

Resultados

El análisis de las imágenes satelitales resultó en una clasificación territorial de cuatro clases de uso del suelo: médano móvil, semi-fijo, fijo y áreas urbanizadas (Figura 2). En los primeros tres se preserva el sustrato arenoso cubierto por diferentes porcentajes de vegetación.

El médano móvil se localiza adyacente a la playa, hacia el oeste sobre la línea de costa y conserva su dinámica de transporte debido a los vientos provenientes del este. Si bien se observa la presencia de vegetación, ésta es muy escasa y no presenta signos de urbanización.

Algo más alejado de la costa se encuentra el médano semi-fijo que presenta un porcentaje más elevado de vegetación, la cual es capaz de retener la arena. En algunos sectores, si bien la vegetación no es tan abundante, el fenómeno de fijación se produce debido a la compactación de la arena, tal como sucede en los caminos y calles. El porcentaje de viviendas o rasgos de urbanización son mínimos.

El área clasificada como médano fijo se localiza más hacia el continente y está cubierto por abundante vegetación. Al igual que el médano semi-fijo, los signos de alteración antropogénica son mínimos.

Por ultimo se definió la clase que comprende a los sitios urbanizados en donde no se observan las características naturales del médano. Es el sector que se encuentra más modificado en relación al ambiente natural, se compone de edificaciones y, en algunos sectores, calles pavimentadas que representan superficies impermeables.

Evolución del uso del suelo

Se analizaron los cambios que se produjeron en el médano y se calcularon las áreas afectadas por dichos cambios. Estas variaciones se estudiaron en dos escalas: regional abarcando la totalidad del partido, y local, enfatizando los sectores con mayor urbanización.

En la Figura 2 se presentan las imágenes satelitales y la distribución de uso del suelo. Se observa una situación inicial (1973) en la cual es difícil distinguir estructuras

arquitectónicas y la situación actual (2010) donde claramente se reconoce el desarrollo de ejidos urbanos. Se ve notablemente reducido el médano móvil, que ha sido sustituido por el emplazamiento de las ciudades ubicadas en una posición preferencial frente al mar. El médano fijo ha reemplazado al semi-fijo en pequeños sectores. Se destaca que en Punta Médanos no se han producido cambios considerables. Se observa un leve avance del médano fijo (vegetación) sobre el médano móvil, interdigitado por sectores con médano semi-fijo, lo cual forma parte del proceso natural de evolución del cordón medanoso. A escala regional no hay rasgos que indiquen intervención antropogénica en el sur del partido.

Se ha estimado que el médano móvil se redujo un 36% entre 1973 y 2010, el médano semi-fijo disminuyó un 10%, mientras que el médano fijo se incrementó el 7%. El sector urbanizado aumentó su superficie en un 241%. (Figura 3)

En cuanto al análisis a escala local se seleccionaron tres sectores que incluyen: San Clemente del Tuyú (zona norte), las localidades entre Las Toninas y Mar del Tuyú (zona central), y aquellas que comprenden el aglomerado urbano San Bernardo-Mar de Ajó (zona sur).

En la Figura 4 se observa que el sector urbanizado de San Clemente se ha extendido notablemente, siendo el aumento del área del 564%. El médano móvil se redujo un 59%, el semi-fijo un 33% y el fijo se incrementó en un 4% (Tabla 1).

Para el sector Las Toninas-Mar del Tuyú, la reducción del médano móvil es superior al del sector norte, alcanzando el 83%, mientras que el médano semi-fijo se redujo un 42%. El médano fijo se incrementó un 5%, y la urbanización creció en un 195% (Tabla 1). En la Figura 5 se observa que actualmente no existen zonas con médano móvil y que la mayor parte del médano semi-fijo fue reemplazada por lo urbano. El sector sur presentaba en 1973 unos 9 km^2 de médano móvil que se vio reducido a 1,4 km^2 para 2010, lo cual representa el mayor porcentaje de médano móvil perdido en todo el Partido de La Costa (85%) (Tabla 1). En el mapa (Figura 6) se observa el área de médano móvil que fue reemplazada por urbanización en Mar de Ajó y Nueva Atlantis. La Lucila y Costa Azul prácticamente no existían 37 años antes, y en la actualidad se observa una urbanización importante. En cuanto al médano semi-fijo, se redujo en un 17% y el fijo se incrementó el 27%, lo cual se observa claramente en la imagen.

Si se consideran los cambios en la totalidad de las zonas seleccionadas se estima que el médano móvil se redujo en un 79% y el semi-fijo en un 30%. El médano fijo se incrementó el 10% y el sector con urbanización se expandió en más del 250%.

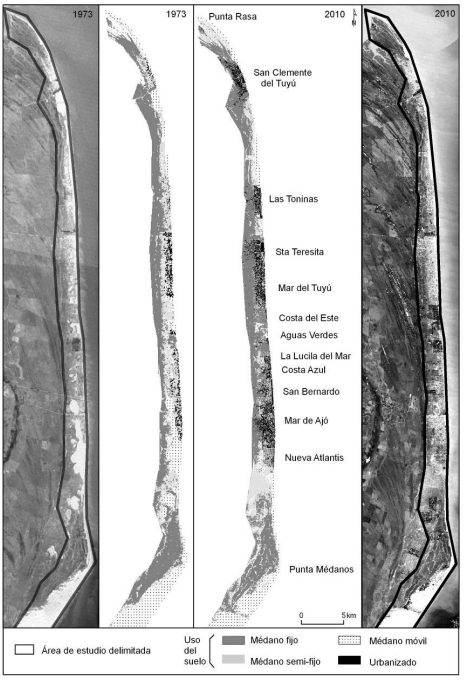


Figura 2. Imágenes Landsat y mapas de uso del suelo (1973-2010).

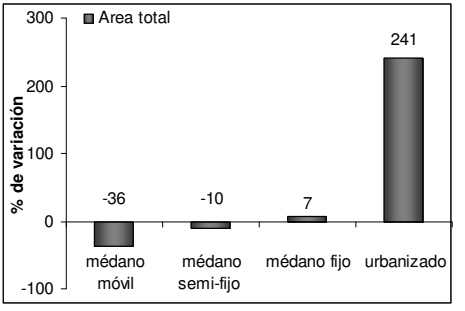


Figura 3. Porcentajes de variación en las áreas según uso del suelo en la totalidad del Partido de La Costa.

Tabla 1. (1) Porcentaje de variación de las áreas

Áreas en (km^2)	médano móvil			médano semi-fijo			médano fijo			urbanizado		
	1973	2010	% (1)	1973	2010	% (1)	1973	2010	% (1)	1973	2010	% (1)
San Clemente	3,1	1,2	-59	4,4	3,0	-33	9,0	9,4	4	0,5	3,4	564
Las Toninas-Mar del Tuyú	2,7	0,5	-83	13,2	7,7	-42	20,1	21,2	5	3,4	10,1	195
San Bernardo-Mar de Ajó	9,0	1,4	-85	12,3	10,3	-17	9,3	11,7	27	2,5	9,7	286
Total	14,7	3,1	**-79**	29,9	20,9	**-30**	38,4	42,3	**10**	6,5	23,2	**259**

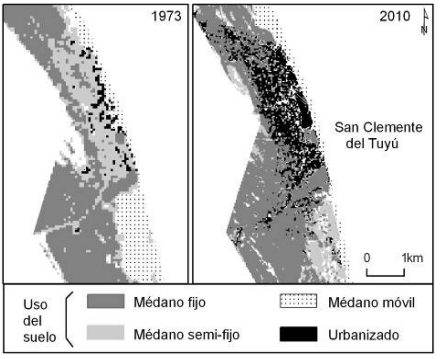


Figura 4. Mapa de uso del suelo para el sector norte

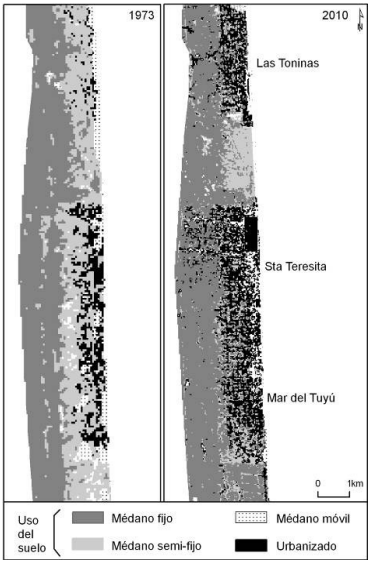


Figura 5. Mapa de uso del suelo para el sector central

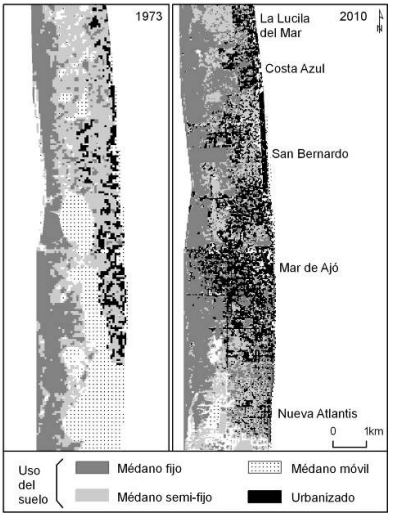


Figura 6. Mapa de uso del suelo para el sector sur

Modificación en la recarga

En función del análisis de las superficies impermeabilizadas en cada una de las clases de uso del suelo y de acuerdo al conocimiento de las características geomorfológicas, se definió un porcentaje de infiltración para cada clase. Para ello se tomó como base las experiencias realizadas en el sector norte del Partido (Carretero, 2011; Carretero y Kruse, 2012b). Se definió que en el médano móvil la infiltración de los excesos de agua se produce en un 100% de su superficie, en el médano semi-fijo en el 80%, mientras que el médano fijo se reduce al 70%. Para el sector urbanizado solo el 15% de los excesos (Planas et al., 2000) infiltra en pequeñas superficies y el resto conforma un escurrimiento superficial que descarga al mar. Los balances hídricos (Tabla 2) y Carretero y

Kruse (2010) muestran que no hay una variabilidad climática manifiesta, reconociéndose una precipitación media anual de 968 mm y excesos de agua de 444 mm, los cuales, mediante infiltración, constituyen la única recarga del sistema hídrico subterráneo.

Tabla 2. Balance hídrico medio. Los valores están expresados en mm/año.

Estación	Periodo	Pp.	ETP	ETR	Exc
Punta Indio	1925-2008	965	747	523	441
Dolores	1959-2008	944	690	519	424
Santa Teresita	1990-2007	995	684	525	468
San Clemente	2003-2012	911	698	472	436
Promedio		**968**	**707**	**522**	**444**

Tabla 3. Volumen infiltrado y variaciones por aglomerados urbanos.

		volumen infiltrado(hm^3)		variación %
		1973	2010	2010-1973
San Clemente	médano móvil	1,4	0,6	**-59,3**
	médano semi-fijo	1,6	1,0	**-32,9**
	médano fijo	2,8	2,9	4,1
	urbanizado	0,03	0,2	564
	Total	5,8	4,7	**-17,5**
Las Toninas-Mar del Tuyú	médano móvil	1,2	0,2	**-82,7**
	médano semi-fijo	4,7	2,7	**-42,2**
	médano fijo	6,2	6,6	5,4
	urbanizado	0,2	0,7	195
	Total	12,4	10,2	**-17,6**
Mar de Ajó - San Bernardo	médano móvil	4,0	0,6	**-84,5**
	médano semi-fijo	4,4	3,6	**-16,7**
	médano fijo	2,9	3,6	26,9
	urbanizado	0,2	0,6	286
	Total	11,4	8,6	**-25,0**

En función de las áreas calculadas para cada uso de suelo y el porcentaje de infiltración asignado, se estimó el volumen de agua teórico de recarga al acuífero y las variaciones entre 1973 y 2010 (Tabla 3).

Tabla 4. Población por localidades. No se incluye a la población rural. (1)Santa Teresita, Mar del Tuyú, Costa del Este (2) Aglomerado que incluye Mar de Ajó, Nueva Atlantis, San Bernardo, La Lucila del Mar y Aguas Verdes

	Población		Factor de incre-mento	Demanda (hm^3)	
	1970	2010	1970-2010	1970	2010
San Clemente	3425	13071	**4**	0,3	1,0
Las Toninas	837	4083	**5**	0,1	0,3
Santa Teresita (1)	3425	22943	**7**	0,3	1,7
Mar de Ajó - San Bernardo (2)	3461	28146	**8**	0,3	2,1
Total	11148	68242	**6**	0,8	5,0

Para el Partido de La Costa se estima que en 1973 la recarga alcanzaba los 65 hm^3 y para 2010 se vería reducida a 58 hm^3 resultando en una disminución de la recarga del 10%. Por otro lado si se analizan los sectores que incluyen a los aglomerados urbanos, la reducción alcanza al 17,5% para San Clemente del Tuyú y Las Toninas-Mar del Tuyú, mientras que para San Bernardo-Mar de Ajó la pérdida de volumen de agua potencialmente recargada alcanza al 25%. Como se observa en la Tabla 3 la mayor reducción se da en los sectores de médano móvil y semi-fijo.

El incremento poblacional es la causa del aumento de las áreas urbanizadas, que constituyen sectores con un alto porcentaje de superficies impermeables y como se observó, es responsable de la reducción en la recarga. Asociado al crecimiento de las ciudades está la necesidad de abastecimiento de agua. Se analizaron las estadísticas de INDEC de los años 1970 y 2001 por localidades. Para el censo 2010 este dato todavía no ha sido publicado pero el valor proporcionado por partidos indica para La Costa un aumento del 15% para 2010.

Se multiplicó por este factor la población de 2001 por partidos y considerando 200 litros de agua como consumo medio diario, se estimó el volumen necesario para abastecer a los habitantes permanentes. En esta oportunidad no se contempló el incremento por la actividad turística en los meses de verano.

Se produjo un incremento poblacional y de consumo en un factor de 6 para la totalidad del partido, mientras que para algunas localidades, como Santa Teresita y el aglomerado Mar de Ajó – San Bernardo, este valor es de 8 veces (Tabla 4).

Discusión

Los resultados obtenidos se basan en la interpretación de imágenes satelitales Landsat las cuales presentan una resolución de 30 y 60 m. Utilizando esta metodología para el Partido de La Costa se estimó un 10% de reducción en la infiltración de las precipitaciones. Si se consideran solo los aglomerados urbanos estos valores aumentan al 18 y 25%. Se han realizado estudios previos (Carretero y Kruse, 2012b) en algunas localidades del partido utilizando fotografías aéreas a escala 1:20000 para los años 1958 y 1984 e imágenes actuales de Digital Globe Google Earth de alta resolución. En este caso se efectuó un análisis más detallado de uso del suelo y se delimitaron las clases con más precisión. Los resultados estiman una reducción en la recarga en la zona de San Clemente del Tuyú del 47% entre 1958 y 2006. Por otro lado, utilizando datos de mediciones de la capa freática solo en el sector fuertemente urbanizado, entre 1987 y 2006 se determinó una disminución del 21%. El mismo análisis para Las Toninas y Santa Teresita, entre 1987 y 2012 dio una reducción del 30% (Carretero et al., 2013c). Estos valores de reducción en la recarga para las localidades en donde se cuenta con redes de flujo pueden ser extrapolados al resto del Partido de La Costa. Si bien la diversidad de resultados obtenidos se debe a diferentes escalas de trabajo, debe indicarse que están acordes con los problemas que se detectan en términos prácticos en el abastecimiento de agua potable. Una gran parte de la población carece de este servicio público esencial, se detectan problemas de agotamiento en las perforaciones y deterioro en la calidad química del agua subterránea (Carretero et al., 2013c).

El estudio mediante imágenes satelitales es una buena aproximación cuando no se cuenta con redes de monitoreo integrales, tal como ocurre en el caso de estudio. En sectores en donde se han instalado las redes de control es posible una cuantificación con mayor precisión

Conclusiones

El uso de imágenes Landsat ha permitido reconocer cuatro clases de uso de suelo y su evolución entre los años 1973 y 2010. Se produjo un incremento importante de las áreas urbanizadas en los 37 años donde se pasa de una situación inicial (1973) en la cual es difícil distinguir estructuras arquitectónicas a una actual (2010) donde claramente se reconocen el desarrollo de ejidos urbanos asociados a la fijación de los médanos. Este desarrollo está acompañado por un importante crecimiento poblacional que pasó de 12.000 habitantes estables en 1973 a 70.000 habitantes en la actualidad.

Es notoria la reducción del médano móvil que ha sido sustituido por el emplazamiento de las ciudades situadas frente al mar. Esta ubicación se debe a un factor asociado al atractivo turístico de la playa, pero también a la mejor calidad del agua subterránea que se presenta desde la zona de divisoria hacia el este. El médano fijo ha reemplazado al semi-fijo en pequeños sectores. En la zona de Punta Médanos no se observan cambios de gran magnitud y se preserva la mayor área de médano móvil, lo cual es de importancia ya que constituye el mayor reservorio de agua dulce de esta región.

Según la metodología aplicada, en el Partido de La Costa la recarga de agua dulce habrían reducido su volumen en un 10%. Analizando el partido según sus aglomerados urbanos principales, la reducción de la recarga fue del orden del 18% para San Clemente y Las Toninas-Mar del Tuyú mientras que para San Bernardo-Mar de Ajó fue del 25%.

La cantidad de habitantes y consecuentemente la demanda de agua dulce se multiplicó por 6 dentro del partido. En localidades como San Clemente y Las Toninas el aumento se dio en un factor de 4 y 5 respectivamente, mientras que para Santa Teresita, y el sector San Bernardo-Mar de Ajó fue de 7 y 8.

El avance de la urbanización conlleva a una reducción de las áreas naturales y las alteraciones en la morfología del médano conducen a cambios en la configuración de la red de flujo subterráneo.

Es necesaria la instalación de una red de monitoreo en la totalidad del Partido de La Costa para poder cuantificar en detalle la reducción de las reservas. Es imprescindible la instauración de un plan de ordenamiento territorial que proteja las áreas no afectadas por la urbanización, tal como Punta Médanos, en donde las condiciones naturales se han preservado, así como sectores naturales entre las localidades que pueden servir de reservorio para abastecimiento futuro a las poblaciones.

Agradecimientos

Este trabajo fue desarrollado bajo el convenio de cooperación entre CONICET (Argentina) y CNR (Italia), Programa 2013-2014.

Referencias

Appleyard S. 1995. The impact of urban development on recharge and groundwater quality in a coastal aquifer near Perth, Western Australia. Hydrogeology Journal 3 (2): 65-75

Allen R.G., Pereira L.S., Raes D. y Martin Smith M. 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Papers 56, Roma, p 300

Carretero S. 2011. Comportamiento hidrológico de las dunas costeras en el sector nororiental de la provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral Facultad de Ciencias Naturales y Museo, La Plata. Argentina. Disponible en http://sedici.unlp.edu.ar/search/request.php?id_document=ARG-UNLP-TPG-0000002075&request=request

Carretero S. y Kruse E. 2010. Modificaciones en las áreas de recarga del acuífero freático en los médanos costeros de San Clemente del Tuyú, provincia de Buenos Aires. Revista de la Asociación Geológica Argentina. 66 (4): 466-474

Carretero S. y Kruse E. 2012a. Relationship between precipitation and water-table fluctuation in a coastal dune aquifer: northeastern coast of the Buenos Aires province, Argentina. Hydrogeology Journal 20: 1613–1621.

Carretero, S. y Kruse E. 2012b. Evolución del médano costero y efectos sobre la recarga en el acuífero freático en San Clemente del Tuyú. En: Ollier C. et al. (Editor) Degiovanni y Andreazzinni (compiladores). V Congreso Argentino de Cuaternario y Geomorfología. ISBN 978-987-688-012-1. UniRío editora. Río IV. Córdoba. pp 105-115.

Carretero S., Rapaglia J., Bokuniewicz H. y Kruse E. 2013a. Impact of sea level rise on saltwater intrusion length into the coastal aquifer, Partido de La Costa, Argentina. Continental Shelf Research. http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2013.04.029

Carretero S., Dapeña C. y Kruse E. 2013b. Hydrogeochemical and isotopic characterisation of groundwater in a sand-dune phreatic aquifer on the northeastern coast of the province of Buenos Aires. Isotopes in Environmental & Health Studies. DOI: 10.1080/10256016.2013.776557

Carretero S., Kruse E. y Rojo A. 2013c. Condiciones hidrogeológicas en Las Toninas y Santa Teresita, Partido de La Costa. VIII Congreso Argentino de Hidrogeología y del VI Seminario Latinoamericano. La Plata.

Chander G., Markham B.L. y Helder D.L., 2009. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. Remote Sensing of Environment 113, 893-903.

González Arzac, R., Vizcaíno A. y Francisco Campos A. 1992. Acuíferos costeros de la provincia de Buenos Aires; sector Punta Rasa - Punta Médanos, parte I, Hidrogeología, hidrodinámica e hidráulica. Buenos Aires; CFI; (Serie investigaciones aplicadas, 4) 36 p.

INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina). Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas [en línea]. Buenos Aires, INDEC, 1970, 2001, 2010 [citado el 15 de febrero de 2013]. Disponible en: http://www.indec.gov.ar

Kruse E., Carretero S., Pousa J. y Guaraglia D. 2012. Critical Problems for the Fresh Water Supply to Summer Resorts on the Eastern Coast of the Buenos Aires Province, Argentina. En: Angelo E. Rossi y Lola S. Miranda (Eds) Argentina: Environmental, Geographical and Cultural Issues, ISBN 978-1-62081-319-5. Nova Science Publishers. Hauppauge, New York, USA pp 105-120.

Manzano M. 2002 El papel de los acuíferos costeros en la gestión del medio natural. En: Bocanegra E., Martínez D. Massone, H. (Eds.). Groundwater and human development, Mar del Plata, ALSHUD, pp. 2017-2024.

Planas A.C., Gaviño Novillo M., Mendiburo N., Calcagno A., y Urbano Jáuregui L. 2000. Informe sobre la gestión del agua en la República Argentina. Buenos Aires, JVP Consultores, pp. 146.

Pousa, J., Tosi, L., Kruse E., Guaraglia, D., Bonardi, M., Rizzetto, F. y Schnack, E. 2007. Coastal Processes and environmental hazards: The Buenos Aires (Argentina) and Venetian (Italy) Littorals. Environmental Geology, v.51, p.1307-1316.

Thornthwaite C. y Mather J.1955.The water balance. Climatology 8:1–37

Identificación de la intrusión salina en Santa Teresita (Prov. Buenos Aires), mediante la aplicación de métodos eléctricos

Santiago Perdomo1,2; Silvina Carretero3,4; Eduardo Kruse3,4; Jerónimo Ainchil1

[1] Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas (UNLP), Paseo del Bosque s/n. (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.
[2] Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires. (CIC)
[3] Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP), Cátedra de Hidrología General, Calle 64 nº 3 (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.
[4] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Universidad Nacional de La Plata. (CONICET-UNLP)

Mail de contacto: santiago.perdomo@fcaglp.unlp.edu.ar

RESUMEN

En Santa Teresita (Buenos Aires) se evaluó la extensión de una zona afectada por intrusión salina a través de Sondeos Eléctricos Verticales e Imágenes de Resistividad Eléctrica. El análisis de la resistividad permitió identificar los sedimentos de la zona no saturada (alta resistividad), de la zona saturada con agua dulce (resistividad media) y con agua salina (alta conductividad). La metodología propuesta permite caracterizar el acuífero de agua dulce y definir la extensión de la zona afectada por la salinización.

Palabras clave: agua dulce-agua salada, imágenes resistividad eléctrica, salinidad aguas subterráneas, Partido de La Costa.

ABSTRACT

In Santa Teresita (Buenos Aires) the extension of an area affected by saltwater intrusion using Vertical Electrical Sounding and Electrical Tomographies techniques was investigated. The analysis of the resistivity models allowed identifying sediments from the unsaturated zone (highly resistive), the saturated zone with freshwater (resistive) and saline water (conductive). The methodology applied was successful to describe the freshwater aquifer in the region and to define the extent of the area affected by salinization.

Keywords: freshwater-saltwater, electrical resistivity images, groundwater salinity, Partido de La Costa.

Introducción

La aplicación de la prospección geofísica contribuye a conocer la distribución de los materiales en el subsuelo y su naturaleza, analizando la variación de las propiedades físicas de las rocas con la profundidad. Esta metodología aplicada en hidrogeología sirve para determinar la existencia y distribución aproximada del agua en los terrenos permeables. Los métodos de exploración geoeléctrica son sensibles a la composición mineral del subsuelo, pero en mayor medida al contenido de sales presentes en el agua subterránea y han sido aplicados con frecuencia en regiones costeras (Nowroozi et al., 1999; Nassir et al., 2000; Satriani et al., 2011, Perdomo et al., 2011).

Los procesos de urbanización además de alterar la morfología del médano, modifican el régimen de infiltración y recarga del acuífero. A su vez, un exceso de explotación del recurso hídrico puede disminuir la descarga y consecuentemente producir un aumento en la salinidad del agua subterránea, deteriorando la calidad del agua del acuífero (Custodio y Llamas, 1983; El Yaouti et al., 2009; Bocanegra et at., 2010).

En Santa Teresita (Prov. de Buenos Aires) Carretero et al., (2013a) detectaron un valor elevado de conductividad eléctrica del agua subterránea (11800 µS/cm) en una perforación que en 1987 presentaba un valor de 1100 µS/cm (Consejo Federal de Inversiones, 1990). Este dato, sumado a la falta de información de perforaciones, a la carencia de monitoreo previo de las aguas subterráneas y a la comunicación verbal de los habitantes, se utilizó como punto de partida para definir la zona afectada por el proceso de intrusión salina. Debe señalarse que esta localidad no posee una red de abastecimiento de agua potable.

El objetivo del trabajo fue identificar preliminarmente los límites de la zona afectada por la salinización del agua dulce mediante el empleo de técnicas geoeléctricas.

Área de estudio

El área de estudio se ubica en el Partido de la Costa, Provincia de Buenos Aires (Fig.1).

Figura 1. Área de estudio

Se reconocen dos ambientes geomorfológicos: cordón costero y llanura continental, que condicionan el comportamiento hidrodinámico e hidroquímico de las aguas subterráneas (Carretero et al., 2013b). El cordón costero se caracteriza por la presencia de sedimentos compuestos por arenas finas. La llanura continental se desarrolla al oeste del cordón costero con cotas inferiores a 5 msnm, predominando los materiales limosos y arcillosos. El cordón costero es la zona de recarga principal, la conducción se efectúa en un corto tramo, y se da la descarga en dos direcciones opuestas, una hacia el mar y la otra al oeste hacia la llanura continental.

El acuífero principal de agua dulce está constituido por arenas de médanos superpuestas a arenas de barrera con un espesor promedio de 10 m y está limitado por dos interfases, hacia el continente agua dulce-agua salobre y hacia el mar, agua dulce-agua salada. Este acuífero es la única fuente de provisión de agua dulce para la población.

Métodos Geoeléctricos

La conducción eléctrica de los materiales en la superficie de la tierra se estudia a partir de establecer un flujo de corriente y determinar la distribución del campo potencial producido por una o más fuentes de corriente continua (Orellana, 1982). La magnitud medida se denomina resistividad, ρ y se expresa en Ohm metro [Ωm] en el Sistema Internacional (SI). Es también recíproca de la conductividad eléctrica, $\rho=1/\sigma$. La resistividad resulta de conocer la intensidad de la corriente inyectada (I), la diferencia de potencial producida en dos electrodos de medición (ΔV) y de la disposición geométrica de los electrodos en el terreno (K) siguiendo la expresión de la ecuación 1.

$$\rho = K\frac{\Delta V}{I} \qquad (1)$$

Debido a que el medio donde se efectúan las mediciones tiene características heterogéneas, la resistividad calculada es una magnitud aparente. Los sondeos eléctricos verticales (SEV) son las determinaciones de la resistividad aparente medidas con un mismo dispositivo tetrapolar, lineal y simétrico respecto a un origen, y se obtienen a partir de aumentar la separación entre los electrodos de emisión de corriente AB (Orellana, 1982).

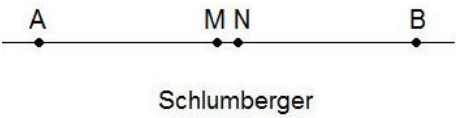


Figura 2. Esquema de disposición de electrodos para el arreglo Schlumberger. La emisión de corriente se hace a través de A-B y la lectura de potencial en M-N.

Estas determinaciones deben ser invertidas para obtener un modelo de distribución vertical de resistividades verdaderas. Este modelo contempla, por lo tanto, variaciones verticales de la resistividad (1D), suponiendo que el suelo está compuesto por capas horizontales y paralelas de comportamiento eléctrico homogéneo. La bondad del modelo se estima a través de un error medio cuadrático calculado entre los datos registrados en el campo y la resistividad aparente calculada para ese modelo.

La técnica de Tomografía Eléctrica también efectúa determinaciones de la resistividad aparente del subsuelo pero utilizando diferentes separaciones y posiciones de electrodos de

emisión y recepción (Sharma, 1997). Esta metodología permite contemplar variaciones de la resistividad en la dirección vertical al igual que los SEV, pero además en la dirección horizontal. Por esta razón, constituye un estudio de mayor detalle y apropiado para resolver situaciones geológicas más complejas.

Los valores medidos de la resistividad aparente se ubican en forma de pseudo sección (Figura 3) que también es necesario procesar para obtener un modelo de resistividades verdaderas en dos dimensiones. El producto obtenido se representa en forma de perfil o Imagen de Resistividad Eléctrica (IRE) (Loke, 2004).

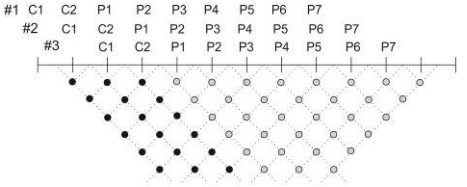


Figura 3. Esquema de electrodos activos en tres secuencias de medición con el arreglo dipolar axil. Ci corresponde a los electrodos de energización y Pi a los de medición. Además puede verse, el orden de los datos en forma de pseudo sección.

Las tareas de prospección involucraron la medición de 7 SEV de 100m de longitud máxima de separación entre electrodos, partiendo de la zona próxima a la perforación afectada por la salinización y extendiéndose hacia el sur y norte para extrapolar las condiciones eléctricas observadas (Figura 4).

Para la tomografía eléctrica se utilizó un arreglo dipolar axil de 5m de separación y hasta 6 niveles de medición de diferencia de potencial. Este arreglo cumple con los requerimientos de sensibilidad a cambios horizontales de la resistividad y además de practicidad en la adquisición de datos, alcanzando la profundidad máxima de exploración determinada a partir de los SEV.

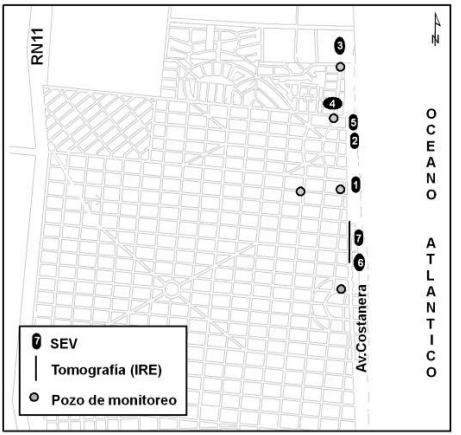


Figura 4. Ubicación de los SEV e IRE sobre Av. Costanera, además de los pozos de monitoreo.

Resultados

En la Figura 5 (SEV 1) se ven representados: una curva medida, la curva ajustada y el modelo propuesto. Se interpretó que la baja resistividad se debe a la presencia de agua de elevado contenido salino. El SEV 1 se localizó enfrente del sector de la perforación donde se detectaran altos valores de conductividad eléctrica. Las mismas características se han advertido para los SEV 2, 5 y 7.

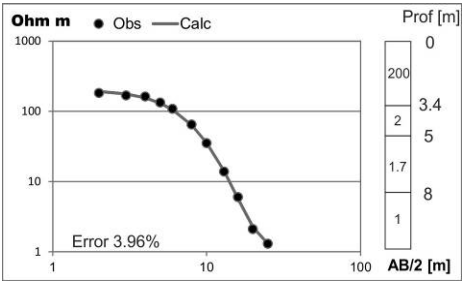


Figura 5. Izquierda: Curva SEV 1 observada y calculada. Derecha: Modelo de resistividades propuesto. Las bajas resistividades por debajo de los 3m indican la presencia de agua de elevada salinidad.

Las características del SEV 3 se presentan en la Figura 6, este corresponde a un sector del acuífero que contiene agua de baja salinidad. El mismo comportamiento se observa en los SEV 4 y 6. El SEV 3 se realizó al norte de la localidad

en las cercanías de un pozo que presenta una conductividad eléctrica de 491 µS/cm. El modelo propuesto reflejó un aumento de la resistividad a valores intermedios (63 Ωm) respecto al SEV 1 y se interpretó como una capa saturada con agua de menor contenido de sales, lo cual se corresponde con los valores de conductividad.

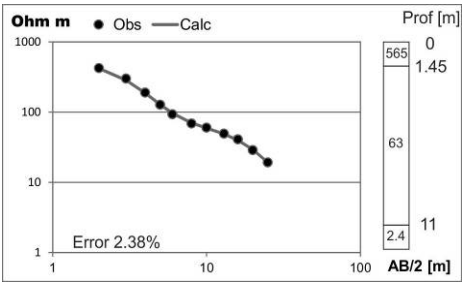


Figura 6. Izquierda: Curva SEV 3 observada y calculada. Derecha: Modelo de resistividades propuesto. El valor intermedio de resistividad se interpreta como una zona de agua de baja salinidad.

Los modelos propuestos fueron realizados con ajustes inferiores al 5% y posteriormente se integraron en un perfil de orientación norte-sur (Figura 7).

Analizando este perfil de resistividades fue posible afirmar que los modelos de los SEV 1 y 2 reflejan el comportamiento eléctrico del sector afectado por un mayor espesor saturado con agua de elevada salinidad.

Estos modelos muestran características muy resistivas en la parte más superficial (zona no saturada) y por debajo una zona muy conductiva, posiblemente saturada con agua de alto contenido salino.

Los sondeos adyacentes, SEV 5 hacia el norte y SEV 7 hacia el sur, mostraron también una capa muy resistiva en la primera porción del subsuelo y por debajo una capa conductiva pero levemente superior a la observada en los modelos 1 y 2.

La diferencia de resistividad se hizo notoria en los modelos propuestos para los SEV 3 y 4, hacia el norte y 6 hacia el sur, donde se observó una electrocapa de resistividad intermedia que fue interpretada como de sedimentos saturados con agua de baja salinidad.

El análisis del perfil esquemático permitió identificar y restringir la exploración de mayor detalle al sector entre los SEV 6 y 7 al sur, y SEV 4 y 5 en el norte, con el objeto de definir la zona de interfase entre la cuña salina y el agua dulce. Se debe aclarar que no fue posible efectuar la tomografía el sector norte a causa de la existencia de una mayor urbanización y no contar con espacio suficiente para efectuar las mediciones, ya que la técnica requiere de terreno natural para poder realizarse adecuadamente. Tampoco fue posible determinar el ancho de la intrusión salina hacia el oeste por las mismas razones.

En el sector definido en la zona sur, se midieron tres tomografías eléctricas en el espacio de la rambla sobre la Av. Costanera (Figura 8) que luego fueron integradas y

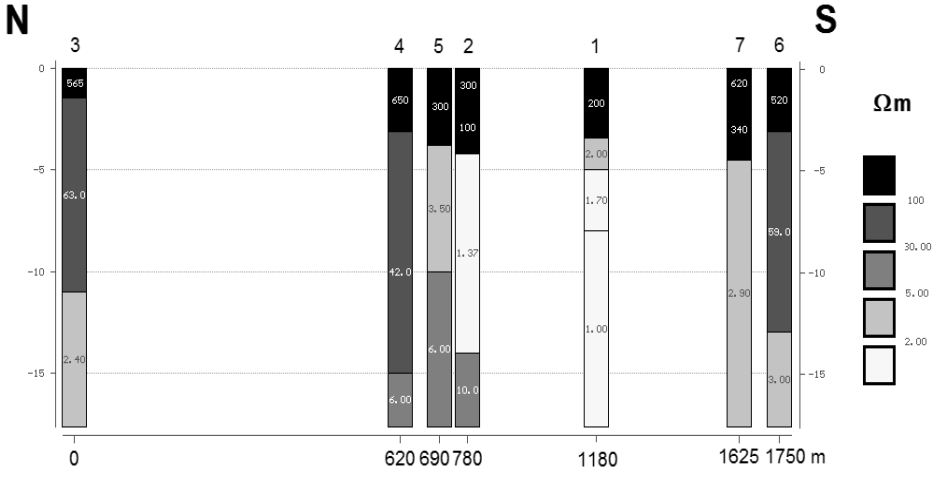


Figura 7. Perfil de los modelos propuestos para cada SEV. El eje vertical representa profundidad en metros y los colores oscuros representan valores resistivos.

procesadas en una única IRE (Figura 9).

Figura 8. Instrumento de medición y disposición del cable multielectródico sobre la rambla de Av. Costanera.

El modelo de resistividades propuesto presentó un error medio de ajuste del 12,7%, el cual se considera como adecuado teniendo en cuenta las condiciones desfavorables del terreno y la pobre relación señal/ruido. Al igual que en los SEV, en la IRE se observó el comportamiento resistivo de la parte más superficial del subsuelo, disminuyendo la resistividad con la profundidad.

El rasgo más notorio fue una anomalía conductiva entre el inicio de la línea y la progresiva de 150m. El tope de esta región se encontró a los 6m de profundidad aproximadamente y con un aumento de la profundidad hacia el sur. Esta anomalía de baja resistividad se interpretó como causada por un aumento en el contenido salino del agua subterránea. Las condiciones eléctricas entre los 150m y 300m mostraron un aumento de la resistividad asociado con una disminución de la salinidad en el agua (Figura 9).

A partir de los resultados obtenidos por los SEV y las IRE e integrando los valores de conductividad eléctrica del agua obtenidos por Carretero et al., (2013a) fue posible delinear la zona que comprende la cuña salina (Figura 10).

El frente costero de Santa Teresita se extiende por 3 km de longitud y el sector afectado por intrusión salina abarca 1 km lo cual representa el 33% de su costa.

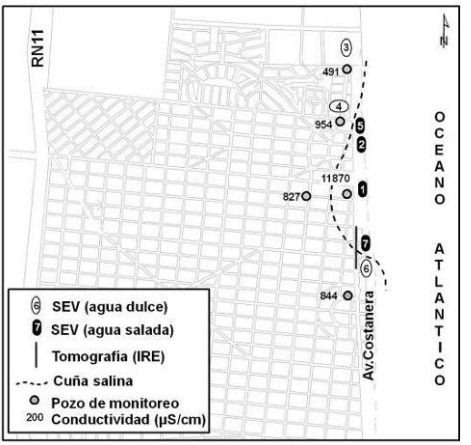


Figura 10. Resultado de los SEV e IRE. La línea punteada indica la extensión de la cuña salina

Conclusiones

Santa Teresita no posee servicio de abastecimiento de agua a la población. Sus habitantes obtienen el recurso mediante perforaciones de lentes de agua dulce suspendidas sobre aguas salinas o salobres, que se explotan sin control. Ello ha generado un proceso de salinización como consecuencia de una explotación excesiva de las aguas subterráneas.

Las técnicas geoeléctricas de Sondeos Eléctricos Verticales (SEV) e Imágenes de Resistividad Eléctrica (IRE) se utilizaron de manera complementaria para detectar el proceso de salinización del acuífero costero.

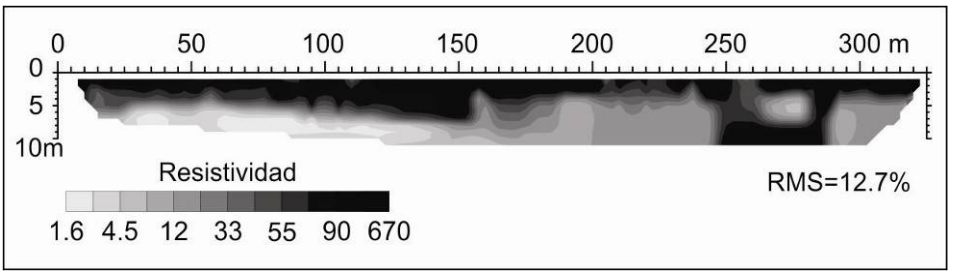


Figura 9. Imagen de Resistividad Eléctrica. La zona afectada por salinización se encontraría entre los 0-150m. El eje vertical representa profundidad en metros y los colores claros indican baja resistividad.

Los SEV permitieron delimitar el sector afectado para luego ser estudiado en detalle mediante las IRE.

Se reconoció que la zona no saturada presenta valores de resistividad muy alta, los valores de resistividad intermedia se correlacionan con sedimentos saturados con agua de baja salinidad mientras que las zonas muy conductivas se asignan a capas que contienen agua de alto contenido salino.

Los resultados obtenidos validaron la aplicabilidad del método, sobre todo las IRE que permitieron delimitar la interfase agua dulce-agua salada en el sector sur. No fue posible definir la interfase en la zona norte mediante tomografías debido a las características del terreno (urbanizado), pero si se logró establecer una posible área entre dos SEV de diferentes modelos. Esto le otorga al frente costero salinizado una extensión de 1000m, ubicados en el sector con mayor densidad de edificaciones.

Las técnicas utilizadas constituyen una herramienta de bajo costo y de rápida resolución para un paso inicial hacia la definición de un sistema de monitoreo en las zonas afectadas por salinización.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a la Cooperativa de Obras y Servicios Públicos de Santa Teresita Ltda.

Referencias

Bocanegra E., Cardoso Da Silva Jr. G., Custodio E. , Manzano M y Montenegro S. 2010. State of knowledge of coastal aquifer management in South America. Hydrogeology Journal 18: 261–267

Carretero S., Kruse E. y Rojo A. 2013a. Condiciones hidrogeológicas en Las Toninas y Santa Teresita, Partido de La Costa. VIII Congreso Argentino de Hidrogeología y del VI Seminario Latinoamericano. La Plata.

Carretero S., Dapeña C. y Kruse E. 2013b. Hydrogeochemical and isotopic characterisation of groundwater in a sand-dune phreatic aquifer on the northeastern coast of the province of Buenos Aires. Isotopes in Environmental & Health Studies.DOI: 10.1080/10256016.2013.776557

Consejo Federal de Inversiones. 1990. Evaluación del Recurso Hídrico Subterráneo de la Región Costera Atlántica de la Provincia de Buenos Aires Región 1 Punta Rasa-Punta Médanos. Informe Final. Tomo I. Hidrología Subterránea. 177 p.

Custodio, E., & Llamas, M. 1983. Hidrología Subterránea. (2 tomos). Omega.

El Yaouti F., El Mandour A. , Khattach D., Benavente J. y Kaufmann O. 2009. Salinization processes in the unconfined aquifer of Bou-Areg (NE Morocco):A geostatistical, geochemical, and tomographic study. Applied Geochemistry 24:16–31

Loke, M. (2004). Tutorial: 2-D and 3-D electrical imaging surveys.

Nassir, A. S., Loke, M.H., Lee, C.Y. y Nawawi, M.N.M. 2000. Salt–water intrusion mapping by geoelectrical imaging surveys, Geophysical Prospecting,Vol. 48, pp. 647–661

Nowroozi, A.A., Horrocks, S.B. y Henderson, P. 1999. Saltwater intrusion into the freshwater aquifer in the eastern shore of Virginia: a reconnaissance electrical resistivity survey. Journal of Applied Geophysics, 42, pp. 1–22.

Orellana, E. 198). Prospección Geoeléctrica en corriente continua (2 ed.). Madrid: Paranainfo.

Perdomo, S., Carretero, S., Ainchil, J. y Kruse, E. 2011 Imágenes de resistividad eléctrica en lentes de agua dulce de la zona costera oriental de la provincia de Buenos Aires. VII Congreso Argentino de Hidrogeología 1º Edición. Buenos Aires: Asociación Civil Grupo Argentino de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos - AIH, 2011. ISBN 978-987-23936-9-4. Salta, Argentina, pp 113-120

Satriani, A., Loperte, A., y Proto, M. 2011. Electrical Resistivity Tomography for coastal salt water intrusion characterization along the Ionian coast of Basilicata region (Southern Italy). Fifteenth International Water Technology Conference. Alexandria, Egypt.

Sharma, P. 1997. Enviromental and engineering geophysics. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press.

Fluctuaciones de niveles hidráulicos en un sector costero de la provincia de Buenos Aires. Caso de estudio: Pinamar

Leandro Rodrígues Capítulo [(1,2)], Eduardo Kruse [(1,2)] y Pablo De Bernardi [(1)]

[1] Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Cátedra de Hidrología General, calle 64 nº 3. La Plata. Buenos Aires. Argentina. Teléfono (0221) 4249049.
[2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Universidad Nacional de La Plata.

Mail de contacto: lrcapitulo@fcnym.unlp.edu.ar

RESUMEN

La localidad de Pinamar abastece sus requerimientos hídricos a partir de un acuífero clástico pleistoceno-holoceno, que es recargado por la infiltración de los excesos de las precipitaciones. La provisión de agua se realiza de acuerdo a dos tipos de perforaciones, someras (menores a 10 m) destinadas al riego y otros usos, y profundas (mayores a 10 m) utilizadas para el consumo humano. En este trabajo se analizan las variaciones en los niveles hidráulicos, su relación con las precipitaciones y la vinculación existente entre ambos niveles productivos. Se realizaron mediciones mensuales y horarias de los niveles en una red de monitoreo compuesta de 44 perforaciones con diferentes profundidades. Adicionalmente se instalaron 7 pozos de menor profundidad junto a aquellos más profundos conformando pares someros-profundos. Se observó un cono de depresión asociado a la explotación durante la temporada turística. Se advierte una conexión hidráulica entre ambos niveles y su respuesta ante las precipitaciones.
Palabras clave: Niveles hidráulicos, acuífero costero, Pinamar.

ABSTRACT

The Pinamar town supplies its water requirements from a clastic aquifer of Pleistocene-Holocene, which is recharged by rainfall excess. The groundwater supply is made from two types of holes, shallow (less than 10 m) for irrigation and other uses, and deep (greater than 10 m) used for human consumption. The aim of this work is to identify variations in water levels, their relation to precipitation and the linkage between the two levels of production. Monthly and hourly measurements were performed in a monitoring network consisting of 44 holes with different depths. Additionally settled 7 shallower wells along the deeper ones, forming shallow-deep pairs. There was a cone of depression associated with the farm during the tourist season. There is a link between the two levels and their response to rainfall.
Keywords: Groundwater levels, coastal aquifer, Pinamar.

Introducción

El Partido de Pinamar se encuentra ubicado en el sector litoral costero de la provincia de Buenos Aires (Fig 1). Ocupa un área de 66 km^2 y cuenta con una población estable de 25.728 habitantes (INDEC, 2010) siendo su principal actividad el turismo. Esta actividad se acentúa durante diciembre, enero y febrero, generando un pico poblacional de alrededor de 500.000 personas según lo informado por la Secretaria de Turismo de Pinamar. El abastecimiento de agua potable se realiza exclusivamente a partir de aguas subterráneas provenientes de un acuífero clástico de edad Pleistocena-Holocena.
La extracción del recurso se realiza a partir de dos tipos de perforaciones, aquellas que poseen una profundidad menor a 10m y están destinadas al uso doméstico (riego de jardines, lavado de autos y otros usos domiciliarios) y otras que con una profundidad mayor a 10m, son utilizadas para el consumo humano. Las posibilidades de localizar otras fuentes de provisión de agua dulce se ven limitadas debido al carácter salobre de las aguas subterráneas situadas al oeste del cordón costero, y a la presencia de la cuña de agua salina hacia el este.
La única fuente de recarga al acuífero son los excesos de agua de las precipitaciones, (Rodrigues Capítulo y Kruse. 2011) cuyas variaciones en la recarga se manifiestan en fluctuaciones del nivel hidráulico.

La particularidad de la falta de estudios de caracterización de las aguas subterráneas como así también de políticas de gestión y fiscalización, que genera el uso no sustentable de los recursos hídricos y limita el crecimiento económico y el desarrollo planteado por Bocanegra et al., 2009 para los acuíferos costeros de Sudamérica es plenamente aplicable a la región en estudio.

El objetivo de este trabajo es caracterizar las fluctuaciones de los niveles hidráulicos a distintos pasos de tiempo (mensual, diario y horario) en los niveles de explotación (someros y profundos) y su relación con los eventos lluviosos.

Características del área de estudio

La región corresponde al área denominada por Parker y Violante (1989) como cordón costero (Fig. 1). Geográficamente está situada en la provincia geológica de la Cuenca del Salado (Rolleri, 1975), que es una cubeta de sedimentación desarrollada en dirección NW-SE, desde el extremo norte de la provincia de Buenos Aires hasta la plataforma continental argentina en el sureste de la Bahía de Samborombón.

El acuífero costero está compuesto por arenas finas a muy finas con conchilla e intercalaciones más finas que van desde limos arenosos, arcillas plásticas, y paleosuelos con contenido variable de materia orgánica.

Desde el punto de vista hidrogeológico se trata de un área de infiltración preferencial y consecuente recarga, diferenciándose de su contraparte continental que se compone de sedimentos de baja permeabilidad y elevada salinidad (Gonzalez Arzac et. al 1993). En esta última son característicos los cuerpos de agua de carácter salobre (Laguna El Rosario) los cuales representan zonas de descarga subterránea.

La evolución de la región durante el Pleistoceno-Holoceno estuvo vinculada a las oscilaciones glacioeustáticas, en respuesta a las cambiantes condiciones climáticas imperantes durante el Cuaternario (Rodrigues Capitulo et. al. 2012). La alternancia de períodos glaciales e interglaciales indujo la ocurrencia de regresiones-transgresiones que modelaron el sustrato erosionándolo en parte y superponiéndole nuevos sedimentos litorales.

Estos últimos depósitos son los responsables de las heterogeneidades observadas en sentido vertical y horizontal.

De acuerdo a los datos proporcionados por la estación del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) ubicada en Pinamar para el período 1951 – 1976), y siguiendo la clasificación de Thornthwate (1948) el clima es húmedo, mesotermal frío, con moderada deficiencia de agua en verano. La precipitación media anual es de 894 mm y la temperatura media anual de 14,6ºC.

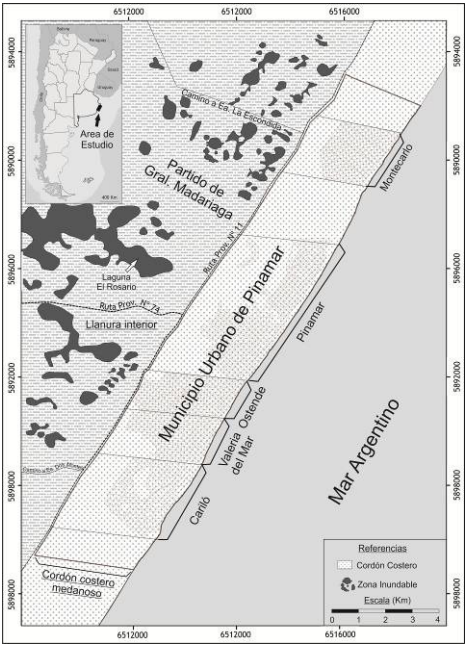


Figura 1 Ubicación del área de estudio

Metodología

Se instaló una red monitora de niveles hidráulicos con una periodicidad mensual que cuenta con 44 perforaciones y cuya operación se realiza a partir de septiembre de 2010. Las profundidades de estas perforaciones oscilan entre un máximo de 10m (nivel somero) y 24m (nivel profundo). Las perforaciones fueron ubicadas de acuerdo a un diseño de malla del orden de 2 km de modo tal que se abarcara toda la superficie del partido. Existen 7 perforaciones someras situadas contiguamente a las profundas con el fin de reconocer la relación entre ambos niveles. Los sistemas de perforación utilizados fueron manuales y rotativos con inyección de lodo, en ambos casos se obtuvieron muestras de cutting para la reconstrucción del perfil litológico.

Se realizó el acotamiento de la boca de todos los pozos con nivel óptico (Método Geométrico).

Además se emplazaron equipos de medición continua de los niveles en los pares profundos-someros. La instalación de una estación meteorológica en la Cooperativa de Agua y Luz de Pinamar (Lat: 37°6'18.31"S; Long: 56°51' 53.80" W), posibilitó contar con datos de precipitación concordantes con los registros de niveles.

Las tareas de gabinete consistieron en la generación de un sistema de información geográfica, el procesado de datos, la elaboración de mapas topográficos y de flujo subterráneo.

Se compararon los mapas de flujo de marzo y noviembre de 2012, que comprende la finalización del período de mayor explotación, luego de la temporada turística, y la posterior recuperación de los niveles durante ese mismo año. Se analizaron mapas de isovariación para los meses anteriormente citados y las variaciones mensuales y diarias de los niveles en los pozos, diferenciándose zonas ubicadas en los sectores Este, Centro, y Oeste del cordón costero.

Resultados

De acuerdo a los mapas de flujo subterráneo la morfología freática es radial con isolíneas de flujo que se orientan en sentido paralelo a la línea de costa. La divisoria de agua subterránea coincide, a nivel regional, con las máximas alturas. No obstante se aprecia una desviación de esta divisoria hacia la ruta interbalnearia, vinculada a la existencia de un promontorio en la morfología asociado a las lagunas de oxidación (Figuras 2 y 3). Regionalmente el flujo subterráneo se produce hacia la llanura continental y hacia el mar.

Evolución de los niveles para el período Marzo – Noviembre de 2012.

El análisis comparativo de las redes de flujo evidencia un ascenso general de los niveles hidráulicos en noviembre con respecto a marzo de 2012.

Además de la profundización citada de los niveles, en marzo se manifiesta un cono de depresión en la zona costera de Ostende y Valeria del Mar (Figura 2).

En la Figura 4 se muestra la distribución de perforaciones para el servicio de agua potable. De acuerdo a lo informado por personal del ente prestador del servicio, en lo que refiere al funcionamiento de las bombas de extracción, éstas se activan de manera progresiva llegando al pico en la explotación durante enero, febrero y marzo, y son desactivadas al final de la temporada. Esta práctica genera una depresión acentuada de los niveles en las zonas de mayor de densidad de perforaciones.

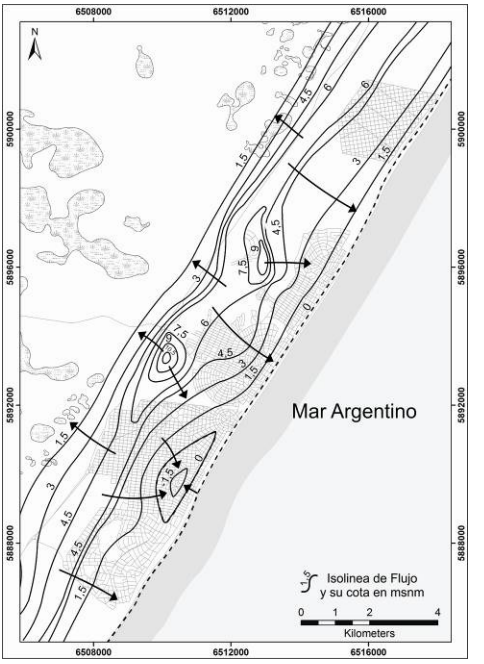


Figura 2 Red de flujo subterráneo mar-2012. Se observa un cono de depresión en la zona de Valeria del Mar vinculado a la explotación intensiva realizada durante diciembre, enero y febrero.

La mayor densidad de perforaciones para el abastecimiento de agua potable se sitúa en Pinamar, Ostende y Valeria del Mar, no existiendo en la zona de Cariló y Montecarlo. Luego de la temporada turística y dependiendo del régimen pluviométrico, los niveles hidráulicos se recuperan como puede observarse en la Figura 3, e incluso no se reconoce el cono de depresión antes mencionado.

El mapa de isovariación (Figura 5) evidencia un ascenso general de los niveles para el período marzo – noviembre, acentuándose en Valeria del Mar y Ostende, mientras que en Pinamar Centro y Norte la recuperación observada es de menor magnitud.

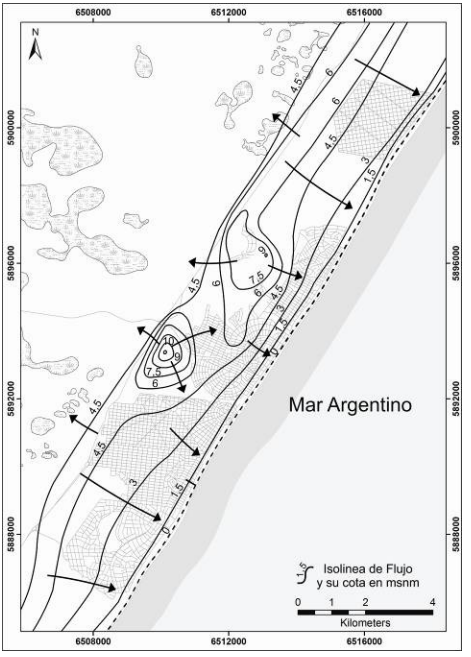


Figura 3 Red de flujo subterráneo nov-2012

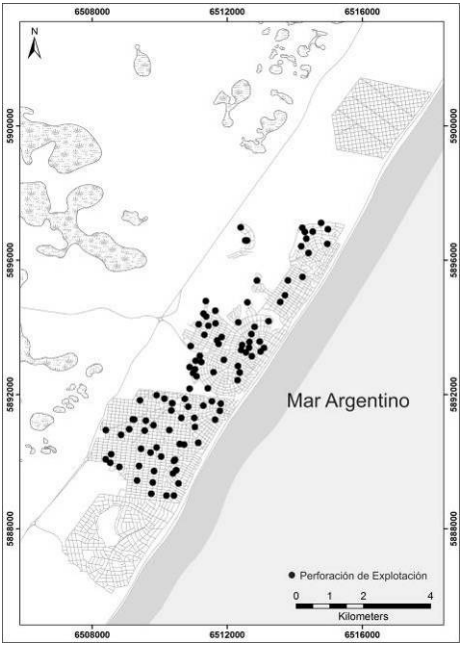


Figura 4 Distribución de las perforaciones que alimentan la red de abastecimiento del partido.

Puntualmente, el mayor contraste se reconoce en la zona costera de Valeria del Mar, y en la intersección de la Av. Bunge y la Ruta Interbalnearia, evidenciando el cese en la extracción de las perforaciones de explotación.

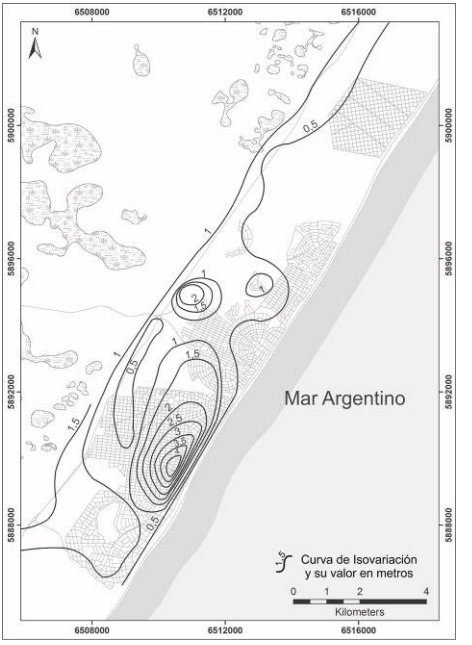


Figura 5 Mapa de isovariación marzo - noviembre

Análisis mensual de niveles y precipitaciones

La serie de los niveles mensuales demuestra una relación entre los eventos lluviosos y el ascenso del nivel. Entre marzo y noviembre de 2012 se registraron 681 mm de precipitación y el ascenso promedio de los niveles fue de 77 cm.

En la figura 6 se han representado las variaciones de niveles de tres pozos representativos del sector oeste, central y este del cordón y los valores de la precipitación mensuales.

En sentido general se observa el ascenso de los niveles hidráulicos entre marzo y noviembre de 2012 en los 3 sectores. Las variaciones máximas medidas en los sectores Oeste y Este, fueron menores al metro. Se aprecia que los eventos de mayor precipitación tienen una correspondencia con los ascensos de los niveles.

El sector centro muestra las mayores fluctuaciones con valores no menores a 1,63 m y máximos de 3,02 m. Este efecto se ve acentuado por la profundización que se produce durante enero de 2012 y de 2013, y estaría vinculado a una mayor extracción de las perforaciones que se ubican principalmente en este sector.

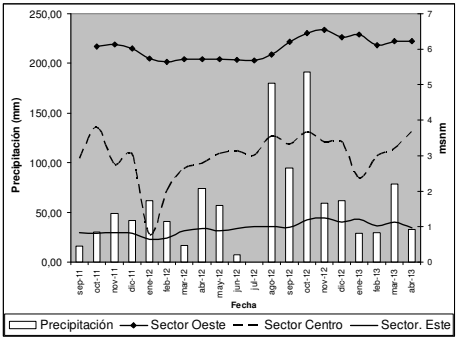


Figura 6 Evolución de niveles mensual para los grupos 1, 2 y 3.

Evolución mensual y horaria de los pares someros - profundos

En la figura 7 se han representado los valores mensuales obtenidos a partir de 2 de los pares de perforaciones someras – profundas. En estos dos casos y en los restantes pares de perforaciones, el nivel hidráulico es menos profundo en la perforación que capta el agua del nivel más somero. Además se reconoce una correspondencia entre las curvas de ascenso y descenso en los casos analizados. No obstante, se advierte una atenuación en la magnitud de los ascensos y descensos en los niveles de las perforaciones mas profundas.

Esta característica también se evidencia cuando se analizan los datos con un paso de tiempo menor (horario). (Figura 8).

Por otra parte se determino un tiempo de retardo de 2 a 3 horas entre el evento de precipitación y el ascenso del nivel hidráulico esta respuesta se prolonga al menos durante 24 a 48 horas dependiendo de la intensidad y duración del evento lluvioso. El ascenso se produce de manera abrupta y se atenúa en la medida que no se produzcan más precipitaciones.

Con un ejemplo de variaciones horarias se caracteriza la diferencia en las magnitudes de ascenso de los niveles somero y profundo. Un evento de una leve precipitación de 18 mm ocurrido entre las 14 hs del 24/12/2012 y las 21 hs del 26/12/2012, produjo un ascenso de los niveles de 59,6 y 34,7 cm respectivamente. Sin modificaciones significativas en la explotación la respuesta tuvo su pico de ascenso el 27/12/2012 a las 7 hs. Se advierte una similitud en las variaciones medidas para ambos casos.

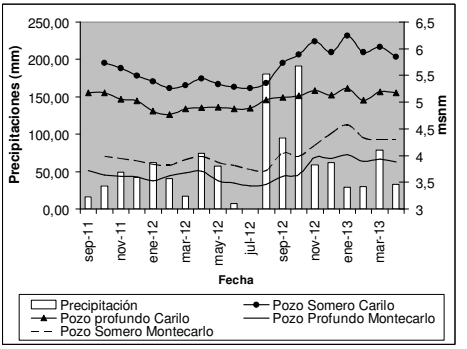


Figura 7 Evolución de niveles mensual para los pares somero-profundo.

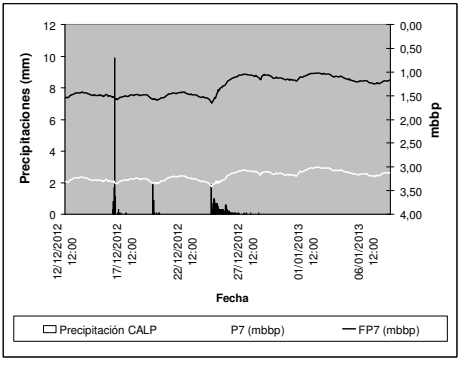


Figura 8 Evolución de niveles horarios para el par somero-profundo para el período 12/12/12 al 06/01/2013.

Conclusiones

La descripción de las fluctuaciones hidráulicas en el acuífero de agua dulce alojado en el cordón costero obtenidas a partir de una red de monitoreo (44 perforaciones) permitieron reconocer algunas características del comportamiento de las aguas subterráneas en el Partido de Pinamar.

El flujo subterráneo muestra un sentido regional de escurrimiento hacia el este (mar) y hacia el oeste (llanura continental) a partir de una divisoria que naturalmente coincide con las mayores alturas del cordón medanoso. La actividad del hombre distorsiona este esquema general con conos de depresión asociados a zonas de explotación y promontorios en la capa

freática que se encuentran alejados de las mayores alturas, vinculados a una zona de recarga artificial producto del vertido de aguas residuales del saneamiento urbano.

El análisis comparativo de marzo y noviembre de 2012 evidencia un ascenso general de los niveles hidráulicos del orden de los 77 cm. Esta recuperación se relaciona con una disminución del volumen de explotación y con el aporte pluviométrico (681 mm). Las mayores variaciones se localizan en Pinamar, Ostende y Valeria del Mar donde existe una mayor concentración de pozos de extracción, y es de menor magnitud en Cariló y Montecarlo.

En el análisis mensual de los pares someros – profundos indican que el cordón costero representa un área de recarga existiendo un flujo vertical desde el nivel somero al profundo.

La respuesta a las precipitaciones de los niveles en los pozos someros y profundos indica que se trata de una unidad acuífera, con una conexión hidráulica entre ambos niveles de extracción.

La variación de los niveles frente a un evento lluvioso es prácticamente inmediata en los pozos someros y profundos. Existe diferencia en la magnitud, ya que la variación es más atenuada en los más profundos.

Se debe resaltar la necesidad de avanzar en una caracterización de detalle de las aguas subterráneas que constituyan las bases para un uso sustentable del acuífero de agua dulce. Por otra parte se destaca la necesidad de la creación de una legislación específica para este tipo de acuíferos que presentan una elevada vulnerabilidad frente a la actividad del hombre.

Agradecimientos

Se agradece especialmente a la Cooperativa de Agua y Luz de Pinamar, a la Municipalidad de Pinamar y al Lic. Merlo por su constante aporte en las tareas de campo.

Referencias

Bocanegra, E., Cardoso Da Silva, G., Custodio , E., Manzano M. & Montenegro S. 2010. State of knowledge of coastal aquifer management in South America Hydrogeology Journal. Vol. 18: 261–267

González Arzac, R., Pérez Spina, R., Garay, R., Vizcaino, A., Remorini, G., Campos, A., Rascovky, L., García, R. & Bravo Molino, R.1993. Estado Actual de las fuentes subterráneas en Pinamar y Villa Gesell (Primera etapa: Pinamar). Consejo Federal de Inversiones. Administración General de Obras Sanitarias. 71p

Indec. 2010. Censo nacional de poblaciones hogares 2010. www.indec.gov.ar (Último acceso 06/04/2013)

Parker, G. y Violante, R. A. 1989. Geología y Geomorfología. Regiones I y II. Punta Rasa - Faro Querandí. Provincia de Buenos Aires. Convenio Consejo Federal de Inversiones y Servicio de Hidrografía Naval, Informe final. 141 pp.

Rodrigues Capitulo, L y Kruse E. 2011. Balance hidrológico en un área costera medanosa con forestación. Caso de estudio: Partido de Pinamar (Provincia de Buenos Aires). VII Congreso Argentino de Hidrogeología y V Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de la hidrología subterránea. Hidrogeología regional y exploración hidrogeológica. Actas del taller 2: 80-87, Salta.

Rodrigues Capitulo, L y Kruse E. 2012. Influencia de la evolución geomorfológica Pleistocena Holocena en la dinámica del acuífero costero medanoso. En: Ollier C. et al. (Editor) Degiovanni y Andreazzinni (compiladores). V Congreso Argentino de Cuaternario y Geomorfología. ISBN 978-987-688-012-1. UniRío editora. Río IV. Córdoba. pp 263-272.

Rolleri, E., 1975. Provincias Geológicas Bonaerenses. VI Congreso Geológico Argentino, Relatorio , Bahía Blanca, 29-54.

Thornthwaite, C. 1948. An approach toward a rational classification of climate. Reprinted from The Geographical Review, 38 (1): 55-94.

Aplicación de tomografías eléctricas en la configuración del acuífero costero en un sector oriental de la Provincia de Buenos Aires

Santiago Perdomo[1,2], Leandro Rodrígues Capítulo[3,4], Eduardo Kruse [3,4] y Jerónimo Ainchil [1]

[1] Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas (UNLP), Paseo del Bosque s/n. (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.
[2] Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires. (CIC)
[3] Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP), Cátedra de Hidrología General, Calle 64 nº 3 (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.
[4] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Universidad Nacional de La Plata. (CONICET-UNLP)

Mail de contacto: santiago.perdomo@fcaglp.unlp.edu.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es mostrar la utilidad de las tomografías eléctricas en la identificación y reconocimiento de las variaciones litológicas del sistema acuífero en el partido de Pinamar (Buenos Aires). Mediante el método eléctrico empleado es posible conocer la distribución de resistividades en secciones 2D lo cual se asocia a variaciones granulométricas en los sedimentos y a la salinidad del agua subterránea. Se midieron e interpretaron 5 Imágenes de Resistividad Eléctrica con un arreglo Wenner de 5 metros de separación electródica alcanzando una profundidad máxima de exploración de 15 metros. Los resultados de las tomografías indican que el paquete sedimentario presenta intercalaciones de baja permeabilidad sin continuidad areal y cuyos espesores tienen fuertes variaciones laterales. La configuración detectada permite definir un sistema de aguas subterráneas con niveles acuíferos interconectados desde el punto de vista hidráulico.
Palabras claves: acuífero costero, imágenes de resistividad eléctrica, Pinamar

ABSTRACT

The aim of this work is to show the applicability of Electrical Tomography in the identification and study of lithological variations in the aquifer system of Pinamar (Buenos Aires). The electrical properties of sediments are sensitive to grain size and pore water salinity. For this reason, 5 Electrical Resistivity Images were measured using a Wenner array of electrodes with 5m separation between electrodes and a maximum depth of 15m was explored. The resistivity models showed the presence of low permeability interbeds without lateral continuation and also differences in the thickness of this layers. Therefore, the proposed models could define an aquifer system with different aquifer levels interconnected from an hydraulic perspective.
Keywords: coastal aquifer, electrical resistivity imaging, Pinamar.

Introducción

Los acuíferos de la región costera oriental de la Provincia de Buenos Aires se caracterizan por una sucesión de arenas finas a muy finas con conchilla intercalada con fracciones más finas que van desde limos arenosos hasta arcillas plásticas, y horizontes orgánicos. Todos estos depósitos están relacionados a eventos transgresivo-regresivos y han sido influenciados por las características físicas, hidro-oceanográficas y climáticas imperantes durante el Pleistoceno y Holoceno. (Violante et al 2001).

Estos depósitos se encuentran cubiertos por el cordón costero (Parker y Violante, 1989), en el cual se almacena el único reservorio subterráneo de agua dulce que resulta la única fuente de agua dulce en la región. (Rodrigues Capitulo et al 2012)

El área de estudio (Figura 1) se ubica geográficamente en el borde oriental de la Pampa Húmeda, abarca una superficie aproximada de 66 km^2 y corresponde al área denominada por Parker y Violante (1989) como "Cordon Costero".

Esta geoforma se extiende desde Punta Rasa hasta la laguna de Mar Chiquita alcanzando desde 2 hasta 4 km de ancho. Las dos unidades menores que lo conforman han sido denominadas generalmente como Playa y Médanos.

El objetivo de este trabajo es mostrar la utilidad de las tomografías eléctricas en la

identificación y reconocimiento de las variaciones litológicas del sistema acuífero en el partido de Pinamar.

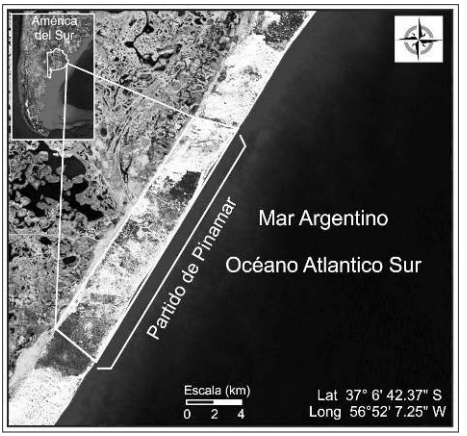


Figura 1 Ubicación del área de estudio y localidades del Municipio Urbano de Pinamar.

Metodología

La resistividad es una propiedad física que refleja la dificultad del medio para establecer un flujo de corriente eléctrica. Se denomina ρ y tiene unidades de Ohm metro [Ωm] en el SI. La resistividad en las rocas presenta un rango de variación muy amplio, incluso para un mismo material, y está controlada entre otros factores por el contenido electrolito del agua de saturación. (Orellana, 1982; Sharma, 1997)

Las observaciones de la resistividad en la superficie de la tierra se realizan a través de electrodos de energización, con los cuales se establece un campo eléctrico y se mide el campo potencial (ΔV) producido entre dos puntos.

En corriente continua se utiliza la siguiente expresión para calcular la resistividad de un medio:

$$\rho = G\frac{\Delta V}{I} \qquad (1)$$

Siendo I la intensidad de la corriente de energización y G un factor geométrico que tiene en cuenta la disposición relativa de los electrodos.

Cuando se efectúan mediciones sobre la superficie, la resistividad estimada mediante la ecuación (1) resulta una magnitud aparente, debido a las posibles heterogeneidades del medio.

El método eléctrico tiene por objetivo conocer la distribución de resistividades "verdaderas" del subsuelo, a partir de estas determinaciones "aparentes". Por esta razón es necesario invertir los datos para obtener un modelo de resistividades "verdaderas" cuya respuesta se asemeje a las observaciones.

El modelo heterogéneo más simple para el subsuelo, contempla sólo variaciones de la resistividad con la profundidad, y permite resolver muchas situaciones geológicas. Sin embargo, para poder contemplar, además, variaciones laterales es necesario emplear el método de Tomografía Eléctrica.

Esta técnica permite realizar estudios de mayor detalle combinando mediciones en profundidad y en dirección horizontal.

El trabajo de campo consiste en inducir una corriente continua I por el circuito de emisión (C1 y C2) y medir la diferencia de potencial V generada entre los electrodos de recepción (P1 y P2), haciendo variar la separación y posición de los electrodos. Para el procesamiento e inversión de los datos se utilizó el software Res2DInv de Geotomo. El resultado del procesamiento e inversión de los datos son modelos en forma de perfil o Imágenes de Resistividad Eléctrica (IRE).

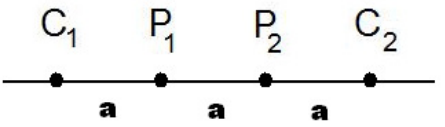


Figura 2. Disposición de los electrodos en el terreno para el arreglo Wenner, en este caso la separación es a=5m.

El modelo propuesto se obtiene de manera iterativa, y por medio de algoritmos matemáticos se calcula su respuesta eléctrica que es comparada con los datos medidos. La diferencia entre la sección calculada y las mediciones viene dada por un error medio cuadrático, que indica la bondad del ajuste. (Loke, 2004)

En el área de estudio se utilizó un arreglo cuadripolar Wenner de 5m de separación electródica mínima y 40m de separación máxima, permitiendo explorar hasta 20m de profundidad (Figura 2). La sensibilidad de este arreglo a las variaciones verticales de resistividad (Loke, 2004) lo hace apropiado para diferenciar el comportamiento eléctrico de una estratificación subhorizontal, como lo es el límite arena-arcilla en la zona de estudio.

Adicionalmente, se recopilo información antecedente y se analizaron parámetros como la conductividad eléctrica (CE) del agua y el nivel freático (NF) en perforaciones existentes a los efectos de mejorar la interpretación de los modelos propuestos.

Resultados

Las tomografías eléctricas fueron realizadas en las localidades de Pinamar y Cariló (Figura 3). Esta ubicación permitió estudiar las diferencias entre las zonas oriental, central y occidental del cordón medanoso.

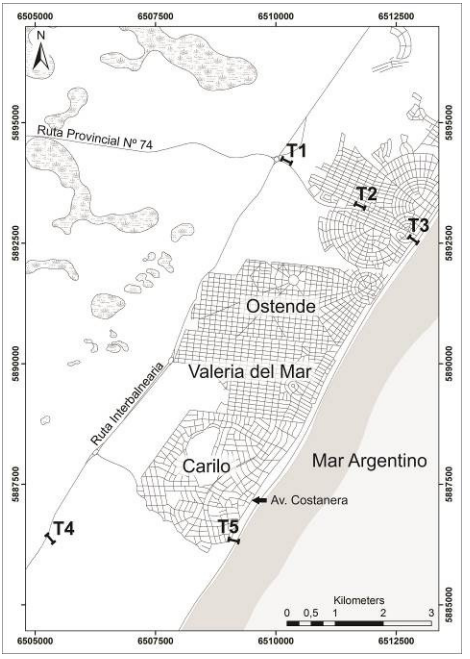


Figura 3. Ubicación de las tomografías eléctricas. T1, T2 y T3 se encuentran en Pinamar y T4 y T5 en Cariló.

La primera IRE (T1) (Figura 5) se realizó en la zona occidental de la localidad de Pinamar, donde se midió el nivel freático (NF) a 3m en una perforación próxima a la progresiva de 25m. En este sector se pudo reconocer que la zona no saturada (ZNS) presenta los valores más resistivos de todo el perfil, por encima de los 200 Ωm. Por debajo del NF los valores de resistividad estuvieron en el rango 20-150 Ωm, caracterizando así la zona saturada.

Se observó una zona de baja resistividad desde el inicio del perfil hasta la progresiva de 60m a partir de los 5m de profundidad, esta respuesta se corresponde con el nivel arcilloso descripto a los 8m en Gonzalez Arzac et al. (1993) para la perforación C2. Además se destacó una discontinuidad entre las progresivas de 60-80m de características conductivas respecto a las zonas más próximas, que podrían estar indicando la presencia de material arcilloso.

La siguiente IRE (T2) fue realizada en la zona central del cordón medanoso, donde se observaron valores resistivos por encima de los 15m de profundidad. Sobre la progresiva de 25m se constató con un sondeo que en los primeros 6m no se observó agua saturando la arena, por esta razón es posible inferir que los sedimentos no saturados alcanzan al menos los 15m de espesor.

Hacia el este se midió la última tomografía (T3) en Pinamar. El comienzo fue sobre la Av. Costanera y finalizó sobre una pequeña elevación sobre la orilla del mar. (Figura 4)

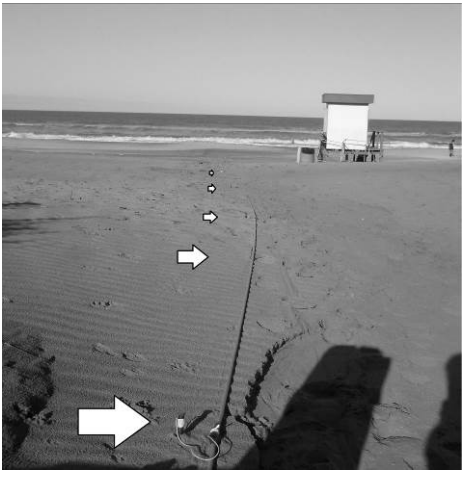


Figura 4. Imagen de la instalación del cable para la medición de T1. Las flechas indican la posición de los electrodos.

Desde el inicio de la línea hasta la progresiva de 80m el modelo presentó características resistivas en los primeros 5m de profundidad, coincidente con valores de la ZNS. La zona de resistividades intermedias (20-150 Ωm), atribuibles a arenas saturadas con agua de bajo contenido salino, alcanzó los 20m de profundidad, en este sector. Hacia el mar se observaron valores más conductivos en toda la sección con valores mínimos en la parte más somera. Se destacó una zona de mayor

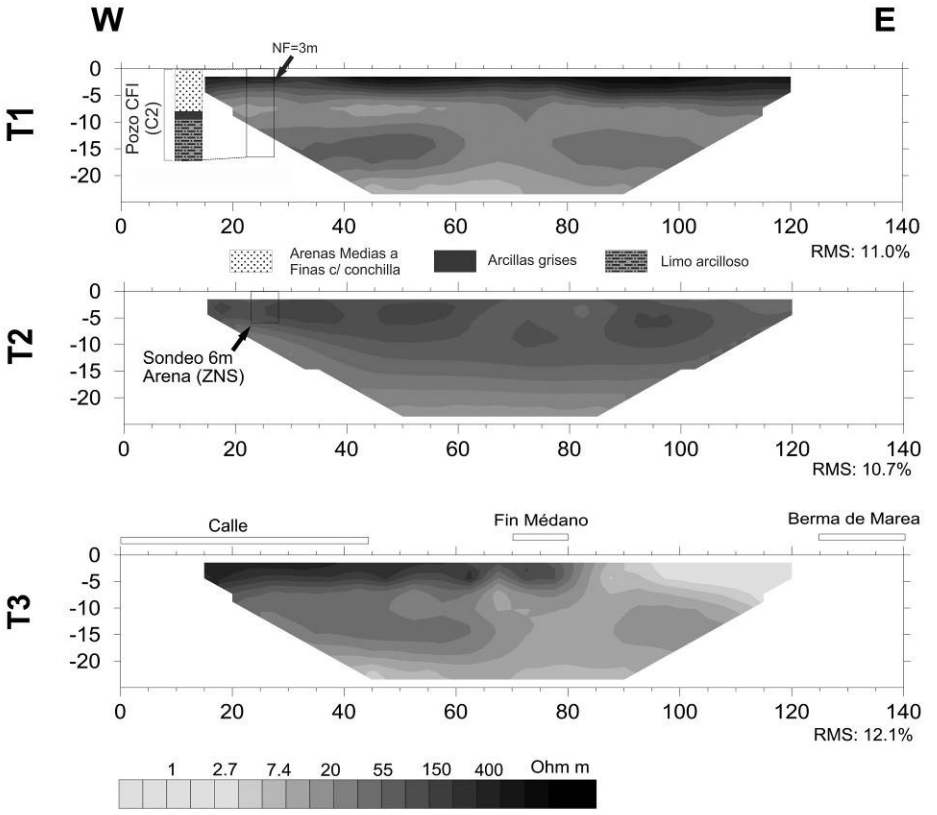


Figura 5. Modelos de Resistividades Propuestos para la zona de Pinamar. Las profundidades y distancias están en metros. Los colores oscuros indican zonas más resistivas mientras que los claros zonas más conductivas

resistividad desde la progresiva de 90m y por debajo de los 10m, que podría estar caracterizando una zona de agua con menor contenido salino que se prolongaría hacia el mar.

El siguiente grupo de tomografías se midió en la zona de Cariló, la primera se realizó en la región occidental (T4) y la otra en la oriental (T5).

La distribución de resistividades propuesta para la zona próxima a la ruta (T4) mostró un comportamiento resistivo para la capa más superficial de unos 3m de espesor. (Figura 6) Por debajo se observó una disminución de la resistividad a valores del orden de 7 Ωm, a los 5m de profundidad, que coincide con la presencia de material arcilloso, observado en una perforación próxima a la progresiva de 35m (C3).

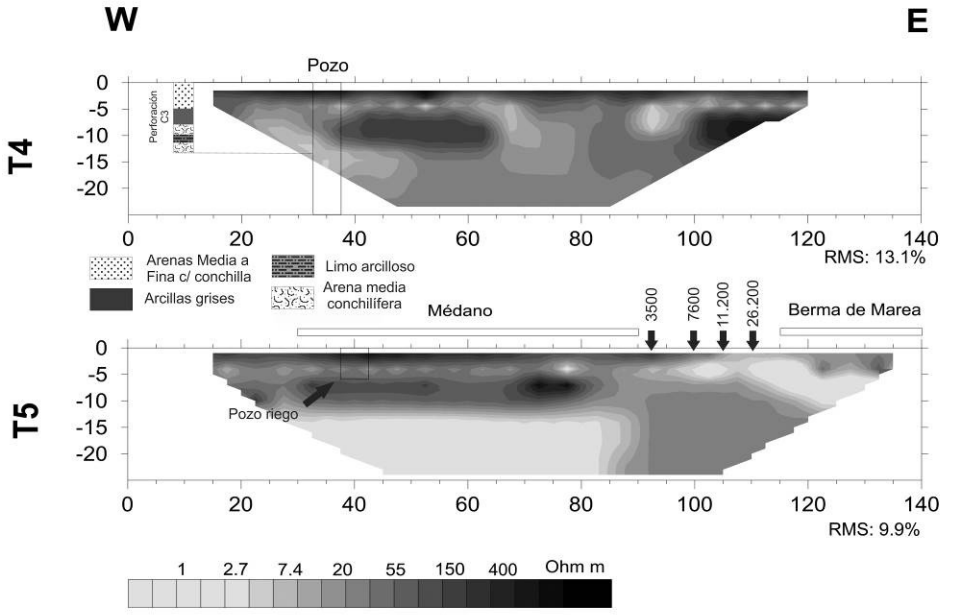


Figura 6. Modelos de Resistividades propuestos para la zona de Cariló. En la transecta T5 se han representado las conductividades en uS/cm. Las profundidades y distancias están en metros. Los colores oscuros indican zonas más resistivas mientras que los claros zonas más conductivas.

Aunque el valor predominante hasta los 20m es de 20-55 Ωm, se observaron dos sectores más resistivos (150 Ωm) entre las progresivas 40-60m y más allá de los 100m que podría estar caracterizando lentes de arena más gruesa o con presencia de conchilla.

En la zona oriental se midió una tomografía eléctrica de 135m (T5) de largo abarcando el sector del médano y la berma de marea.

El modelo propuesto mostró un sector resistivo somero de unos 3m de espesor hasta la progresiva de 100m. Los valores de resistividad intermedia (20-150 Ωm) aparecieron hasta los 10m de profundidad, por debajo se observó un descenso de los valores de resistividad (<3 Ωm), que podría atribuirse a la presencia de material arcilloso o agua de elevada salinidad.

Desde la progresiva de 100m hasta los 120m apareció una zona de baja resistividad desde la superficie hasta los 10m de profundidad hacia el este, por debajo de una pequeña cresta de playa. Allí sería evidente la influencia del agua marina superficial en los sedimentos. Además se midieron las conductividades eléctricas (uS/cm) del agua subterránea a los 2 mbbp, en las progresivas de 95, 100, 105 y 110m. Estos valores muestran un aumento de las conductividades hacia el mar, esta misma tendencia se observó en el modelo propuesto para esta IRE.

Más allá de los 90m y por debajo de los 8m los valores de resistividad fueron del orden de los 20 Ωm. Estos valores serían asignables a sedimentos con agua de menor contenido salino que la marina.

Conclusiones

La aplicación de tomografías eléctricas en el acuífero costero de Pinamar permitió identificar el espesor de la zona no saturada y verificar la distribución de agua dulce y salada en el sistema subterráneo.

Las tomografías mostraron anomalías conductivas con distintas profundidades y espesores en el acuífero somero. Estas anomalías podrían estar indicando la presencia de lentes arcillosos dentro del paquete de arenas del cordón costero.

En los modelos de resistividad propuestos para las tomografías realizadas sobre la costa se evidenció la presencia de un nivel

resistividad intermedia (20 Ωm) por debajo del sector de playa, que sería indicativo de la presencia de agua dulce. Además se reconoció también un nivel de baja resistividad (agua salina) por debajo de la zona de médano en las dos trazas costeras. Estas características mostrarían la compleja interacción de la interfase agua dulce – salada.

Los resultados permiten reconocer las variaciones litológicas laterales descriptas en las perforaciones realizadas en el área y también la variabilidad en la salinidad que caracteriza a la unidad acuífera.

A su vez confirman la presencia de un sistema acuífero único interconectado hidráulicamente.

De esta forma se resalta la utilidad de las tomografías eléctricas como una herramienta para mejorar el conocimiento hidrogeológico de esta región.

Agradecimientos

Los autores desean expresar su especial agradecimiento al Lic. Pablo De Bernardi y a Gustavo Tinto por su colaboración y trabajo, a Alfredo Baldini y a la Municipalidad de Pinamar.

Referencias

González Arzac, R., Pérez Spina, R., Garay, R., Vizcaino, A., Remorini, G., Campos, A., Rascovky, L., García, R. & Bravo Molino, R.1993. Estado Actual de las fuentes subterráneas en Pinamar y Villa Gesell (Primera etapa: Pinamar). Consejo Federal de Inversiones. Administración General de Obras Sanitarias. 71p

Loke, M., 2004. Tutorial: 2-D and 3-D electrical imaging surveys, s.l.: s.n.

Orellana, E., 1982. Prospección Geoeléctrica en corriente continua. 2 ed. Madrid: Paranainfo.

Parker, G. y Violante, R. A. 1989. Geología y Geomorfología. Regiones I y II. Punta Rasa - Faro Querandí. Provincia de Buenos Aires. Convenio Consejo Federal de Inversiones y Servicio de Hidrografía Naval, Informe final. 141 pp.

Rodrigues Capitulo, L y Kruse E. 2012. Influencia de la evolución geomorfológica Pleistocena Holocena en la dinámica del acuífero costero medanoso. En: Ollier C. et al. (Editor) Degiovanni y Andreazzinni (compiladores). V Congreso Argentino de Cuaternario y Geomorfología. ISBN 978-987-688-012-1. UniRío editora. Río IV. Córdoba. pp 263-272.

Sharma, P., 1997. Enviromental and engineering geophysics. Cambridge: Cambridge University Press.

Violante, R., G. Parker y J. L. Cavallotto. 2001. Evolución de las llanuras costeras del este bonaerense entre la Bahía Samborombón y la laguna Mar Chiquita durante el Holoceno. Revista de la Asociación Geológica Argentina 56 (1): 51-66

Disponibilidad de aguas subterráneas para abastecimiento de comunidades urbanas en el Valle de Aburrá, Colombia

Teresita Betancur1, Diana Carolina Martinez2, Elizabeth Calle2, Omar Longas2, Diana Santa2

[1] Universidad de Antioquia, Calle 67 No 53 – 108, Medellín, Colombia, +574 2198577
[2] Empresas Públicas de Medellín, Carrera 58 No 42-125 +574 3808080

Mail de contacto: terebetanv@udea.edu.co

RESUMEN

Ante la necesidad de buscar alternativas que garanticen la continuidad en el suministro de agua potable para unas 300.000 personas pertenecientes a poblaciones menores ubicadas dentro del Área Metropolitana del Valle de Aburrá, se emprendieron en 2011 actividades de exploración hidrogeológica en los municipios de Caldas y Barbosa, y en los corregimientos de San Cristóbal y San Antonio de Prado. Producto de este trabajo se cuenta con un modelo hidrogeológico conceptual a escala 1:10.000, se están realizando –aplicando inicialmente índices de escasez- las evaluaciones que permitan cuantificar los volúmenes de agua que de manera sostenible pueda extraerse de los acuíferos. El trabajo futuro se orientara a definir los costos asociados a la extracción, tratamiento y distribución del recurso subterráneo.

Palabras clave: aguas subterráneas, hidrogeología urbana, abastecimiento.

ABSTRACT

Valle of Aburrá, Colombia, is a region conformed by 10 towns, it has 4 million of inhabitants. The water sources to supply the human demand are out of the geographic basin. Groundwater could be an alternative resource in different circumstances. This study evaluates the groundwater reserve to minor populations into the Valle of Aburrá. A conceptual hydrogeology model was obtained to 1:10.000. Index shortage, available water and demand water were calculated. At future work will be necessary to evaluate economic possibility of use groundwater in the region.

Keywords: groundwater, urban hydrogeology, water supply.

Introducción

El Valle de Aburrá, Colombia, constituye una unidad territorial de 1.152 Km^2 de superficie, sobre la cual se localizan 10 municipios con una población cercana a 4'000.000 de habitantes, dentro de ellos Medellín, capital del departamento de Antioquia aloja 2'500.000 de personas. El servicio de abastecimiento de agua para esta urbe es suministrado por Empresas Públicas de Medellín -EPM- mediante trasvases desde otras cuencas; solo una población cercana a 300.000 habitantes recibe suministro de fuentes superficiales locales.

La intervención y ocupación con diferentes actividades económicas, y los efectos de la variabilidad hidrológica, han afectado en los últimos años las microcuencas que abastecen estos circuitos menores. Esta afectación constituye un factor de amenaza sobre la calidad del agua y pone en riesgo la eficiencia en el suministro para la comunidad. Frente a este panorama y queriendo tomar medidas a tiempo, se ha emprendido la búsqueda de soluciones que permitan garantizar la continuidad del servicio de acueducto en el futuro.

.A partir de estudios realizados desde 2012 entre la Universidad de Antioquia y EPM, se han delimitado áreas con un potencial hidrogeológico que si bien no alcanzarán, seguramente, a suplir completamente la demanda registrada, sí podrían constituir una alternativa para atender situaciones de emergencia y mantener el abastecimiento a la comunidad ante eventuales contingencias (Betancur et al, 2012).

El sistema hidrogeológico del Valle de Aburrá, consta de un acuífero libre asociado a depósitos aluviales y de vertiente, de un acuífero confinado correspondiente a los depósitos más antiguos del río Medellín y de una unidad pseudokárstica aún sin explorar. La delimitación dentro de este sistema de sectores de interés para los fines de abastecimiento para poblaciones menores, se ha hecho sobre la base de obtener a escala local un mejor modelo conceptual, a partir de tareas de exploración

que esperan incluir la perforación de pozos de prueba. Hasta ahora se ha logrado conocer la geometría de los depósitos acuíferos de interés, se han hecho evaluaciones de la recarga directa teniendo en cuenta que el proceso de urbanización limita la infiltración, se han evaluado propiedades hidráulicas y condiciones de flujo subterráneo. A partir de los pozos de prueba se realizarán ensayos para determinar rendimiento de las unidades.

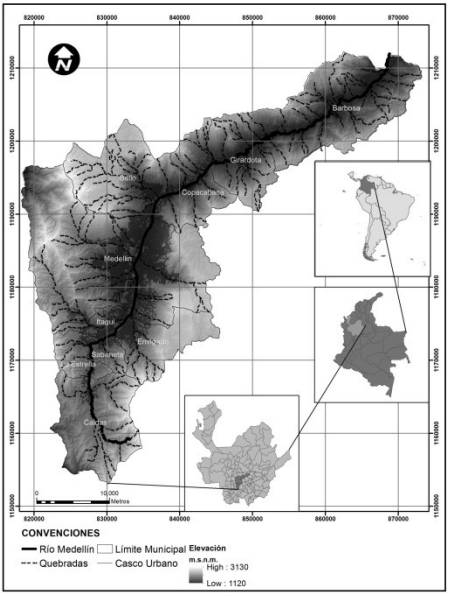
La expectativa de este estudio es determinar los volúmenes de aguas que de manera sostenible podrían extraerse y a partir de ello definir la viabilidad técnica y económica de utilizar el recurso hídrico subterráneo para atender algún tipo de demanda en los sectores donde habitan las poblaciones de Caldas, San Antonio de Prado, San Cristóbal y Barbosa, dentro del Valle de Aburrá.

Contexto hidrogeológico del Valle de Aburrá

El territorio del departamento de Antioquia (Colombia) se caracteriza por un relieve variado, representado por áreas planas, con alturas que varían entre los 200 y los 1.300 m.s.n.m en el Valle del Magdalena y las zonas próximas al Chocó y el Urabá; y una extensa área montañosa que hace parte de las cordilleras Central y Occidental, con alturas que oscilan entre los 1.000 y los 4.080 m.s.n.m.

Dentro de este contexto fisiográfico, en medio de la cordillera Central de los Andes se encuentra la subregión del Valle de Aburrá, cuenca natural del río Aburrá-Medellín. El río recorre este valle de sur a norte, a lo largo de 60 kilómetros, desde su nacimiento a unos 1.800 m.s.n.m., hasta su desembocadura en el río Grande. Las montañas y altiplanos que lo limitan tienen una altura promedio de 2.700 m.s.n.m., siendo el punto más alto el cerro del Padre Amaya con 3.100 m.s.n.m (figura 1). La temperatura oscila entre los 16 y 29 ℃ y la humedad relativa es del 70%. La precipitación promedio es de 1.500 mm al año con máximos de 3.500 mm en algunas épocas. El régimen de lluvias es bimodal, con dos épocas de lluvia y dos relativamente secas. Los municipios que conforman el Valle de Aburrá son diez: Caldas, La Estrella, Sabaneta, Itagüí, Envigado, Medellín, Bello, Copacabana, Girardota y Barbosa. Medellín es el municipio núcleo y la capital del departamento de Antioquia y se encuentra vinculado con los demás municipios aledaños por estrechas relaciones de orden físico, económico y social. El área urbana del Valle de Aburrá concentra la mayor cantidad de habitantes del departamento. EPM brinda a la comunidad del Valle de Aburrá, los servicios de acueducto, alcantarillado, energía eléctrica, gas y telecomunicaciones. Esta empresa registra coberturas de prestación de los servicios de 100% para acueducto dentro del perímetro urbano formalmente consolidado según los Planes de Ordenamiento Territorial.

Las fuentes de abastecimiento más importantes se localizan por fuera del Valle de Aburrá y algunos núcleos menores son abastecidos por fuentes cercanas que presentan recurrentemente afectaciones en las condiciones de calidad, debido principalmente a los efectos de la variabilidad climática y puntualmente a la presencia de fuentes de contaminación.



. **Figura 1**. Localización de la zona de estudio

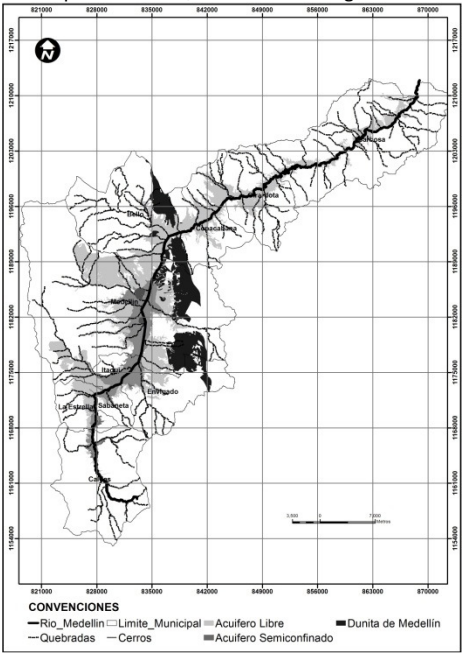
La principales actividades económicas del Valle de Aburrá las constituye la industria textil, el turismo y el comercio; otras están representadas en los sectores financiero, de construcción y de servicios. Medellín es sede anual de importantes eventos empresariales y se está posicionando también como sede de eventos académicos gracias a la dotación en infraestructura que se vienen realizando para este fin.

En el marco del contexto geológico del Valle de Aburrá, a partir de varios estudios a escala 1:25.000 se han identificado tres unidades hidrogeológicas con potencial acuífero (figura 2):

El Acuífero libre de Valle de Aburrá: Conformado por los depósitos aluviales del río Medellín y sus afluentes, y los depósitos de vertiente categorizados como flujos de lodo y escombros con edades Neógeno o Cuaternario.

El Acuífero semiconfinado del Centro y Sur del Valle: Conformado por depósitos de origen aluvial, separados del acuífero libre por una capa sellante de carácter arcilloso, cuyo espesor varía entre 0 y 57 m con una media de 12,8 m. Esta unidad hidrogeológica corresponde a la denominada unidad A2 en el proyecto EZRAVA efectuado en 2002.

Acuífero de la Dunita de Medellín: El grado de fracturamiento de esta unidad de roca, sumado a la aparente condición de pseudokarst que se registra en algunos sectores (Universidad de Antioquia - AMVA, 2012), y algunos datos de caudal reportados en afloramientos y obras de control geotécnico, indican que en la Dunita de Medellín se podría estar almacenando un importante volumen de agua subterránea que podría llegar a ser utilizable con fines de abastecimiento en algunos sectores del área urbana o rural de los municipios de Bello, Medellín o Envigado.



.**Figura 2**. Delimitación de acuíferos en el Valles de Aburrá

Son zonas de recarga directa al acuífero libre del Valle de Aburrá y al acuífero de la Dunita de Medellín, todas aquellas áreas en las que afloran los depósitos y la roca en la superficie y donde no se ha presentado impermeabilización del suelo por efectos del desarrollo urbano. Dada la alta afectación tectónica dentro del Valle de Aburrá, las rocas encajantes del sistema hidrogeológico han alcanzado niveles de fracturamiento que posibilitan flujos regionales desde las vertientes hacia el fondo del valle donde se localizan los acuíferos libre y semiconfinado.

Los acuíferos libre y semiconfinado del Valle de Aburrá han sido explotados desde hace varios años para satisfacer demandas de algunas actividades industriales y comerciales,. El plantear la posibilidad de abastecimiento público con aguas subterráneas para poblaciones menores requiere de estudios de exploración de mayor detalle, siendo necesario contar con un modelo hidrogeológico conceptual más refinado de la zona de interés, que permita determinar la cantidad de agua que puede ser extraída de manera sostenible en cada sector y con ello determinar si este recurso puede ser tenido en cuenta como fuente alternativa o complementaria para abastecimiento, considerando los costos que esto implicaría.

Mediante la ejecución del estudio "Disponibilidad del recurso hídrico subterráneo para el abastecimiento de agua de los circuitos atendidos por fuentes menores: Aguas Frías, Caldas, Barbosa, San Cristóbal, La Montaña, La Cascada y San Antonio de Prado, y algunos sectores de bombeos representativos" (Universidad de Antioquia, EPM 2011), se logró una aproximación a la determinación de zonas que podrían ser promisorias como fuente alterna o complementaria para el abastecimiento de agua. A partir de aquí se vienen adelantado labores de exploración a escala 1:10.000 que han dado ya los primeros resultados.

Metodología

En términos metodológicos la determinación de la utilización de aguas subterráneas como posible fuente alternativa o complementaria para suplir de alguna manera la demanda de agua en grandes ciudades comprende la sucesión de tres aspectos a considerar: En primer lugar la determinación de la necesidad, apoyados en estudios prospectivos de oferta y demanda, de contar con fuentes adicionales; luego el emprendimiento de tareas preliminares de exploración que permitan vislumbrar la posible opción de tener entre las fuentes de abastecimiento recursos hidrogeológicos y luego el emprendimiento de actividades de ex-

ploración en detalle en zonas potencialmente promisorias

El creciente deterioro y la relativa escasez de las aguas superficiales a escala planetaria, han llevado a imponer la condición de recurso estratégico a los recursos hídricos subterráneos. Más del 30% de las grandes ciudades del mundo tienen algún grado de dependencia de los recursos hidrogeológicos.

En la geografía nacional de Colombia, el agua subterránea es un recurso que se explota desde hace décadas, bien sea para el consumo humano, la industria o la agricultura. En el Valle de Aburrá el agua subterránea es usada principalmente para el lavado de vehículos, con el 48% del recurso explotado, en segundo lugar se encuentra el uso industrial, con un 31%, y el tercer renglón en importancia lo constituye el consumo humano, con un 21%.

Ahora el agua subterránea podría constituir también un recurso utilizable como fuente alternativa o complementaria para abastecimiento público en algunos sectores del Valle de Aburrá, en especial para aquellos circuitos del acueducto atendidos por fuentes menores.

En la tabla 1 se señalan los depósitos dentro de las cuales se ubican las poblaciones de San Antonio de Prado, Caldas, Barbosa y San Cristóbal, áreas para las cuales se quiere evaluar el potencial hidrogeológico en el Valle de Aburrá, así mismo se señalan los caudales requeridos y los volúmenes de agua que se necesitan para satisfacer la demanda. La localización de estas poblaciones dentro del contexto hidrogeológico local se presenta en la figura 3.

Tabla 1. Demanda de aguas para abastecimiento de cuatro poblaciones urbanas en el Valle de Aburrá

Circuito atendido	Área Km^2	Demanda total anual en $m^3 10^3$	Caudal requerido (L/s)
San Antonio de Prado	75,47	1.38	46.9
Caldas	12,35	0.86	30.6
Barbosa	3,84	0.95	32.0
San Cristóbal	51,3	1.46	52.1

Los circuitos de Caldas, San Antonio, San Cristóbal y Barbosa estarían localizados sobre zonas de depósitos aluviales o de ladera que tienen carácter de acuífero.

Además de las características de geometría, propiedades hidráulicas, condiciones de flujo subterráneo y evaluación de la recarga, se han estimado dentro de los límites acuíferos de interés para estos cuatro sectores, los volúmenes de almacenamiento y los caudales ambientalmente explotables aplicando criterios de sostenibilidad establecidos según índices de escasez. Está por definirse a partir de los rendimientos específicos la alternativa de abastecimiento que podría obtenerse de estas unidades y la evaluación de la relación costo beneficio que permitiría definir la viabilidad de la utilización del recurso subterráneo dentro del Valle de Aburrá para atención de la demanda de las poblaciones urbanas ya mencionadas.

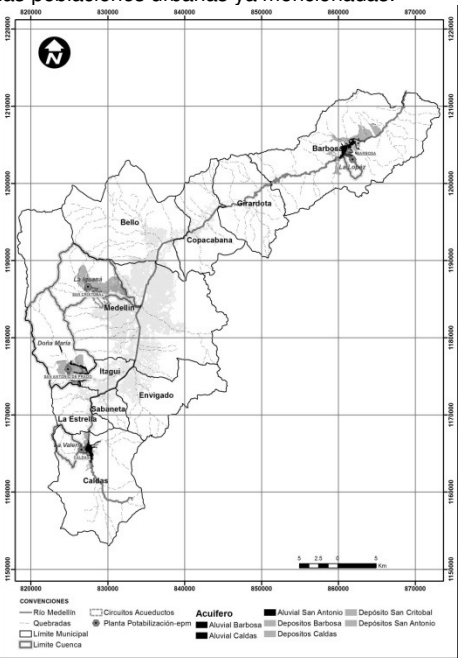


Figura 3. Distribución de unidades acuíferas en áreas de interés por demanda de agua subterránea en el Valle de Aburra.

Resultados

La geometría de acuíferos y acuitardos y sus propiedades hidráulicas, las variaciones a través del tiempo de las superficies piezométricas, la delimitación de áreas y fuentes de recarga así como la cuantificación del agua

que ingresa al acuífero (calculada mediante métodos de balance hídrico), y las condiciones de calidad ambiental, son los elementos que comúnmente se incorporan a un modelo hidrogeológico. Trascendiendo desde la escala 1:25.000 hacia la escala 1:10:000 se ha logrado refinar el conocimiento hidrogeológico en el Valle de Aburrá en cuatro áreas que circundan las fronteras de cuatro comunidades urbanas para las cuales se desea conocer si existe un potencial de aguas subterráneas que pueda servir como fuente alternativa o complementaria para suministro de agua potable, o incluso constituiría una alternativa para suplir la necesidad del recurso en eventuales situaciones de emergencia.

En las figuras 4 a 7 se presenta la distribución espacial, los espesores, direcciones de flujo y los valores de conductividad hidráulica de las unidades con potencial hidrogeológico dentro de las zonas de interés,

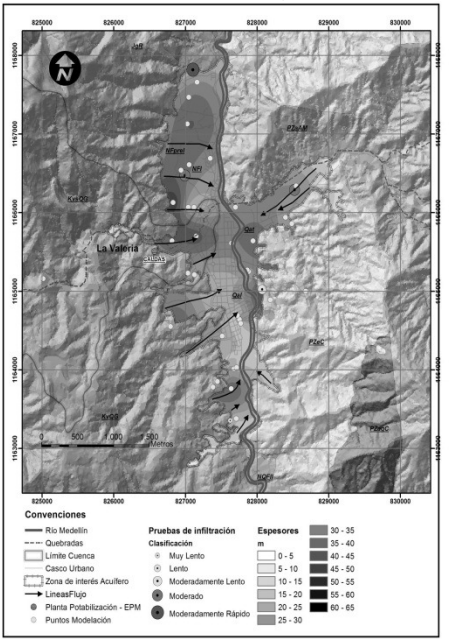


Figura 4. Modelo hidrogeológico en la localidad de Caldas.

A partir de los resultados logrados hasta ahora en la definición de un modelo hidrogeológico para cada sector, se puede efectuar un primer cálculo aproximado de las capacidades y condiciones de almacenamiento de agua subterránea en las unidades con algún potencial acuífero.

Con el modelo geométrico se calcularon los volúmenes sólidos. Teniendo en cuenta los valores medios inferidos de profundidad del nivel freático se aproximó el cálculo de un volumen saturado, y luego asumiendo condiciones mínimas de porosidad a partir de las variaciones texturales se estimó la capacidad de almacenamiento del acuífero.

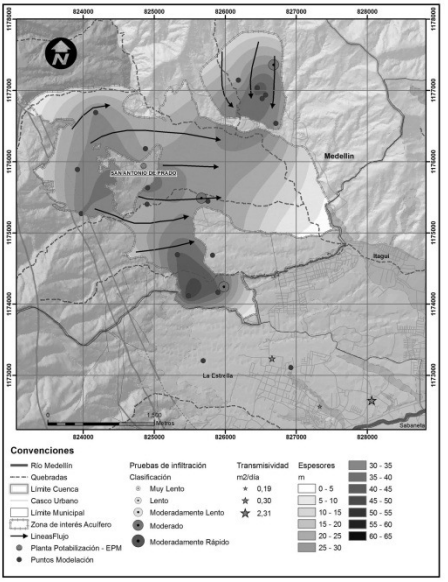


Figura 5. Modelo hidrogeológico en la localidad de San Antonio.

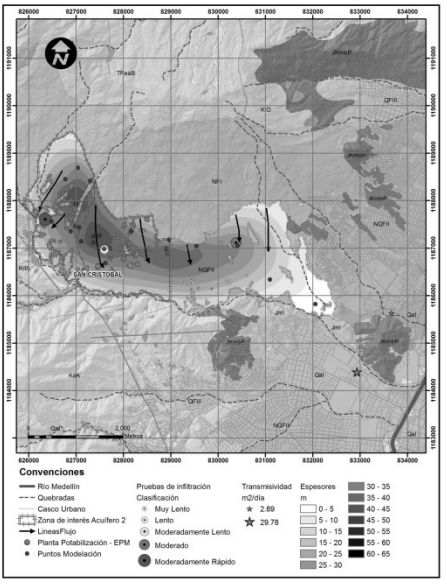


Figura 6. Modelo hidrogeológico en la localidad de San Cristóbal.

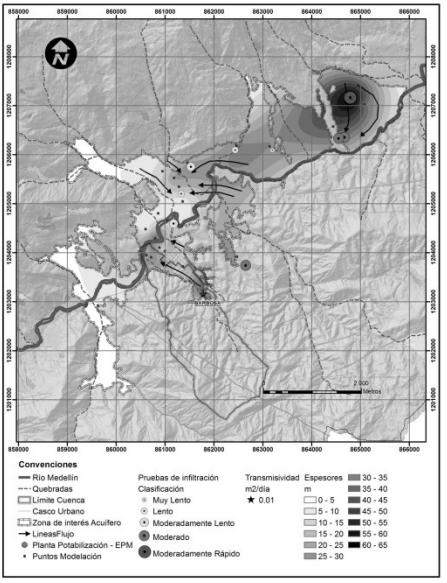


Figura 7. Modelo hidrogeológico en la localidad de Barbosa.

Según los distintos escenarios hidrológicos, teniendo en cuenta el área superficial de cada unidad hidrogeológica, restándole a ellas la superficie urbanizada y por lo tanto impermeabilizada, se calculó el volumen de agua que por unidad de tiempo ingresaría al acuífero; no obstante no se dispone de elementos confiables para inferir cuanta de esa agua sale luego como caudal base. Es conveniente anotar que a las unidades acuíferas puede ingresar agua proveniente de flujos regionales; estas magnitudes no se cuantifican mediante procedimientos de balance hídrico, y no existen métodos confiables estandarizados para su estimación.

Una comparación gruesa entre los órdenes de magnitud de las dos condiciones de volumen calculadas (capacidad de almacenamiento del acuífero, volumen de agua que ingresaría como recarga) con el volumen requerido para satisfacer la demanda para abastecimiento por parte de EPM, alienta el rumbo de la búsqueda de información más precisa para evaluar posibilidades de extracción del recurso subterráneo; condiciones que sólo pueden delimitarse mejor a partir de la realización de pruebas hidráulicas específicas en puntos de agua adecuadamente construidos.

El Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia, estableció mediante Resolución 872 de 2006, en el marco de la definición del Índice de Escasez para Aguas Subterráneas la forma de calcular el caudal de agua explotable desde un acuífero:

$$QE = a*QN$$

Dónde:
QE: Caudal Explotable en m^3/año
a: Coeficiente adimensional que toma valores entre 0,3 y 1,0 de acuerdo con el régimen de explotación establecido por la Autoridad Ambiental competente.
QN: Recarga del acuífero en condiciones naturales y los componentes de recarga artificial cuando ellos son conocidos.m^3/año

Dentro de la misma resolución se establece el modo de calcular el Índice de Escasez para acuíferos libres con recarga según la expresión:

$$I_{EG} = \frac{\sum_{i=1}^{n} Q_{ci}}{Q_E}$$

Dónde:
I_{EG}: Índice de escasez para aguas subterráneas.
Q_{ci}: Caudal captado en la i-ésima captación, expresado en m^3/año.
Q_E: Caudal explotable del acuífero, expresado en m^3/año
n: Número de captaciones

Un valor del Índice de Escasez mayor a 0,5 se califica en la categoría alta.

Aplicando las ideas aquí planteadas, se presentan en la tabla 2 algunas consideraciones generales para cada sector.

Tabla 2. Síntesis de volúmenes anuales de agua subterránea e índice de escasez

Localidad	Capacidad mínima de almacenamiento (m^3*10^6)	Volumen de recarga anual (m^3*10^6)	Caudal explotable (m^3*10^6)	Demanda (m^3*10^6)	Índice de escasez
Caldas	3.09	2.97	0.89	0.86	0.96
San Antonio	13.63	6.59	1.98	1.38	0.70
San Cristóbal	6.90	2.36	0.71	1.46	2.05
Barbosa	10.56	5.42	1.63	0.95	0.58

Con estos resultados parciales se establece que el Índice de Escasez correspondería en todos los casos a una categoría de alto, teniendo valores de 0.96 en Caldas, 0,70 en San Antonio, 2,05 en San Cristóbal y 0,58 en Barbosa.

Considerando entre los escenarios posibles de utilización de las aguas subterráneas, el que ellas representen una fuente complementaria para satisfacer parcialmente, y en especial en condiciones de emergencia alguna demanda dentro de los circuitos objeto de estudio, se continua en la búsqueda de información más certera para evaluar caudales posibles de extracción; condiciones que solo pueden precisarse a partir de la realización de pruebas hidráulicas especificas en pozos de prueba adecuadamente construidos

El trabajo siguiente se encamina a la realización de siete perforaciones exploratorias de las cuales se espera tener una mejor caracterización litológica y textural del subsuelo y realizar pruebas hidráulicas para precisar condiciones de transitividad hidráulica y coeficiente de almacenamiento, a partir de los cuales se puedan precisar caudales y regímenes de extracción. Posteriormente se evaluara la factibilidad técnica y económica de usar las aguas subterráneas para suministro de agua bajo algún escenario de necesidad que comprendería la atención de contingencias.

Conclusiones

Como resultado concreto de la realización de la segunda fase del estudio "DISPONIBILIDAD DEL RECURSO HÍDRICO SUBTERRÁNEO PARA EL ABASTECIMIENTO DE AGUA DE LOS CIRCUITOS ATENDIDOS POR FUENTES MENORES: AGUAS FRÍAS, CALDAS, BARBOSA, SAN CRISTÓBAL, LA MONTAÑA, LA CASCADA Y SAN ANTONIO DE PRADO, Y ALGUNOS SECTORES DE BOMBEOS REPRESENTATIVOS",, se logra sintetizar un mejor modelo hidrogeológico conceptual. El modelo que aquí se propone, será refinado con la realización de perforaciones exploratorias que proporcionen nueva información hidroestratigráfica, en las cuales se llevarán a cabo pruebas de bombeo para determinar parámetros hidráulicos y análisis químicos del agua para evaluar la calidad del recurso almacenado en el acuífero

El modelo conceptual que a la fecha se tiene elaborado comprende la determinación y descripción de las unidades hidrogeológicas con potencial acuífero, la evaluación de la recarga directa, una primera aproximación a la definición de las direcciones de flujo subterráneo, las condiciones hidráulicas obtenidas principalmente a partir de pruebas de infiltración realizadas en esta fase y un prediagnóstico de las condiciones de calidad, que deberán verificarse mediante muestreos hidroquímicos que se practicarán en los próximos meses.
Comsiderando los requerimientos de demanda de agua y las condiciones más conservadoras de caudal extraíble del acuífero, aplicando el criterio de Índice de Escasez en todos los casos se registra una categoría alto.

Considerando entre los escenarios posibles de utilización de las aguas subterráneas, el que ellas representen una fuente complementaria para satisfacer parcialmente, y en especial en condiciones de emergencia alguna demanda dentro de los circuitos objeto de estudio, se continua en la búsqueda de información más certera para evaluar caudales posibles de extracción; condiciones que solo pueden precisarse a partir de la realización de pruebas hidráulicas especificas en pozos de prueba adecuadamente construidos.

Agradecimientos

Los autores agradecemos a EPM y a la Universidad de Antioquia sus contribuciones para la realización de este estudio, De manera especial agradecemos los aportes de cada uno de los integrantes del equipo de profesionales y auxiliares de ingeniería que han participado en los proyectos de exploración en el Valle de Aburrá: Paola Palacio, Angélica Gómez, Rodrigo Díaz, John Fernando Escobar, Luis Vásquez, Cristina Martínez, Vanesa García.

Referencias

Betancur, T., Martínez, D., Longas, O., Calle, E. 2012 Las aguas subterráneas una alternativa para el abastecimiento público en las metrópolis de hoy. Actas XI Congtreso Latinoamericano de Hidrogeología, Cartagena, Colombia. CD, 5 p

Ministerio de Ambiente y desarrollo Sostenible de Colombia, Resolución 872 de 2006.

Universidad de Antioquia, EPM. 2011. Disponibilidad del Recurso Hídrico Subterráneo para el Abastecimiento de Aguade los Circuitos Atendidos por Fuentes Menores: Aguas Frías, Caldas, Barbosa, San Cristóbal, La Montaña, La Cascada y San Antonio de Prado y Algunos Sectores de Bombeo Representativo. Informe Final, Acta N° 11, Medellín, 2011. pp. 596.

Universidad de Antioquia – AMVA. 2012. Determinación y Protección de las Potenciales Zonas de Recarga en el Norte del Valle de Aburrá. Informe final. . Medellín: Contrato 405 de 2011.

Hidrogeología urbana de la ciudad de Linares, México

René Alberto Dávila Pórcel, Héctor de León-Gómez y Luis Manuel Aranda Maltez

Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL), Cd. Universitaria S/N, San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México C.P.66451 Teléfono: 01 (81) 8329-4000 ext. 7257.

Mail de contacto: rene.alberto.davila@gmail.com

RESUMEN

El objetivo del presente estudio es la determinación del impacto ambiental, generado por la actividad urbana de la ciudad de Linares en las aguas subterráneas (AS) y en los acuíferos de la zona utilizando la *Hidrogeología Urbana* (HU). La metodología empleada integró datos necesarios para realizar la evaluación hidrogeológica tradicional, posteriormente, se realizó un análisis de la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos con la aplicación del método DRASTIC. En la investigación de HU se tomó en cuenta el análisis de los procesos de urbanización que involucra: análisis físico-poblacional, explotación del AS, distribución y uso del AS, cobertura del alcantarillado, comportamiento del nivel freático, calidad hidrogeoquímica del AS y distribución de nitratos (1981-2009) así como posibles fuentes contaminantes. Los resultados y conclusiones evidencian que la HU es una ciencia útil para estudiar los problemas de gestión, administración e impacto ambiental de la actividad antropogénica sobre los acuíferos en áreas urbanas.

Palabras clave: Hidrogeología, Urbana, Contaminación, Vulnerabilidad de Acuíferos.

ABSTRACT

The aim of this study is to determine the environmental impact generated by urban activity of Linares city on groundwater (GW) and the aquifers in the study area, applying Urban Hydrogeology (UH). The methodology integrates data for a traditional hydrogeological evaluation. Subsequently an analysis of intrinsic vulnerability of aquifers, through DRASTIC method, was conducted. UH researches took into account the analysis of complex processes involving: physical-demographic growth, GW exploitation, GW use and distribution, sewer coverage, water table behavior, hydrogeochemical quality and distribution of nitrates into GW (1981-2009), as well as potential pollution sources. The results and conclusions show that the UH is could be a useful science to study aquifer management problems, GW resource administration and evaluate the environmental impact of human activities on aquifers in urban areas.

Keywords: Hydrogeology, Urban, Pollution, Aquifer Vulnerability.

Introducción

El agua es parte integral e indivisible del desarrollo sostenible y es reconocida como una de las cinco principales temáticas de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible desarrollada en Johannesburgo en el año 2002. (CMDS-Johannesburgo Agosto-Septiembre, 2002).

Siguiendo esta política de orden mundial, la conservación, la gestión y la protección del Agua Subterránea (AS) es una necesidad prioritaria en todas las ciudades del mundo; por tal razón, la Asociación Internacional de Hidrogeólogos (IAH-1993) creó la "Comisión de aguas subterráneas en áreas urbanas" con el objetivo de investigar el impacto del medio urbano sobre la calidad y cantidad del AS en las urbes a nivel mundial (Morris et al. 2006, Shanahan 2009, Vázquez-Suñe, Sánchez-Vila, and Carrera 2005).

Debido a la creciente problemática relacionada con la gestión del AS presente en las ciudades, surge la "Hidrogeología Urbana" nueva ciencia que investiga los procesos hidrodinámicos del AS y desempeña un rol preponderante en la solución de problemas de demanda de agua, contaminación de acuíferos, subsidencia y colapso de terreno, interacción con la infraestructura civil e inestabilidad de taludes en zonas urbanas (Custodio 2004, Llamas and Custodio 2003).

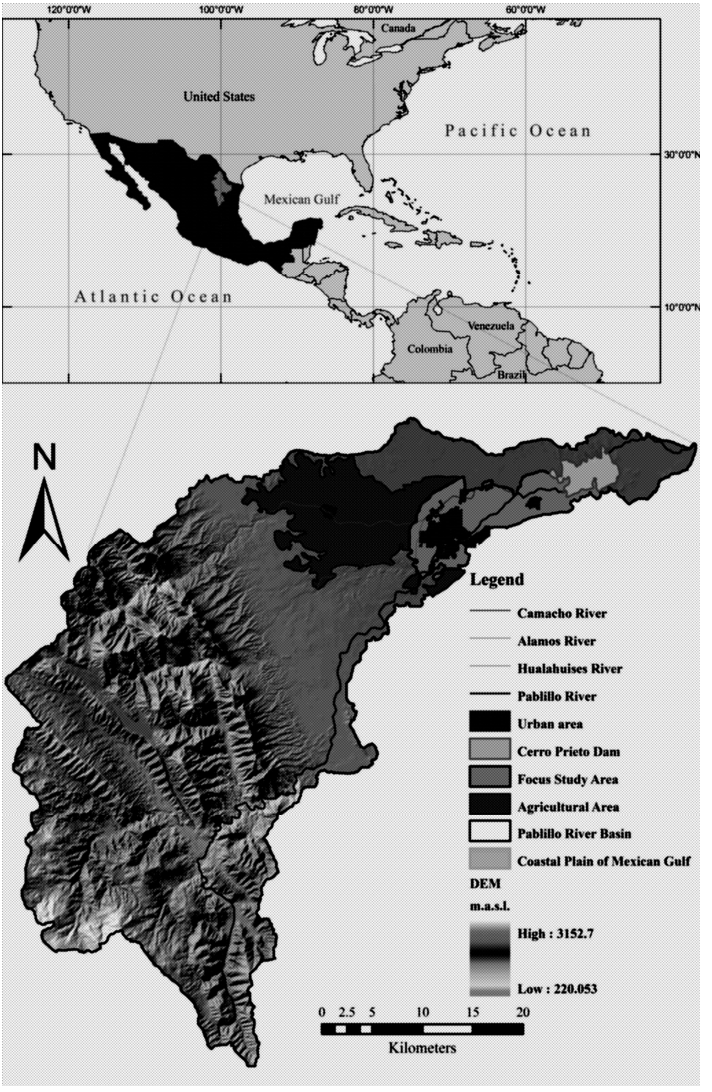


Figura 1. Área de estudio.

La ciudad de Linares está localizada a ~130km al sureste de la zona metropolitana de Monterrey (que es la ciudad más importarte del noreste de México), la economía de la región se basa en cultivos agrícolas y la diversa actividad industrial recientemente implementada en el municipio (HAL 2010). El crecimiento físico de Linares se expandió 4.8 veces entre 1981 y 2009; a consecuencia del mismo, la población se incrementó hasta alcanzar una densidad poblacional de ~16,000 hab/km^2 cuando en quinquenios anteriores no alcanzaba ni a 5 hab/km^2 (Dávila-Pórcel 2011, INEGI 2010).

El área de estudio está ubicada en el interior de la cuenca del rio Pablillo y sobre la Planicie Costera del Golfo de México (PCGM), la zona de mayor interés se ubica alrededor de la

ciudad de Linares en el estado de Nuevo León (Figura 1).

Geología

La Formación San Felipe, es la más antigua (Coniaciano-Santoniano), está compuesta por secuencias de calizas silificadas con bioturbación, areniscas, margas y rocas arcillosas sobrepuestas, areniscas verdosas y capas de bentonita; en las cercanías de la Presa Cerro Prieto tiene un espesor de ~75 metros (De León-Gómez 1993).

La Formación Méndez, que es la más extendida en la zona de estudio data del Campaniano-Maastrichtiano, esta formación es definida como una potente unidad arcillosa compuesta por estratos laminares delgados y medianos de margas-lutiticas con coloración gris obscuro y café amarillento, presenta alto grado de fracturamiento concoidal típica de esfuerzos de compresión y tensión (De la Garza-González 2000).

Los sedimentos más recientes (Terciario y Cuaternario), forman cinco terrazas aluviales con materiales acarreados de las rocas de la Sierra Madre Oriental (SMO); las terrazas más antiguas están ubicadas en las zonas altas de los lomeríos, mientras que las terrazas más jóvenes se ubican en los actuales cursos de agua superficial y están conformadas por alternancias de gravas, arenas y lentes de arcillas y limos, posee permeabilidades variables dependiendo del grado de cementación y/o compactación (De la Garza-González 2000, Ruíz-Martínez and Werner 1997, Garza-Jiménez 1993).

Hidrogeología e hidroestratigrafía

Se identificaron dos unidades hidroestratigráficas, un acuífero de fracturas constituido por las lutitas de la Formación Méndez y calizas-lutitas-margas de la Formación San Felipe en la base; el otro acuífero es somero y de poros constituido por los materiales aluviales y conglomerados transportados desde la SMO a la PCGM.

Se determinó que el flujo preferencial del AS va de SW a NE en dirección hacia la Presa Cerro Prieto; en inmediaciones de la ciudad de Linares el flujo del AS es de tipo regional donde los niveles más profundos están alrededor de los 40 metros, mientras que las profundidades más someras se ubican aproximadamente en los 5 metros. En la Figura 2 se muestran las variaciones del nivel piezométrico en norias y pozos, medidos durante las rondas de muestro y medición piezométrica.

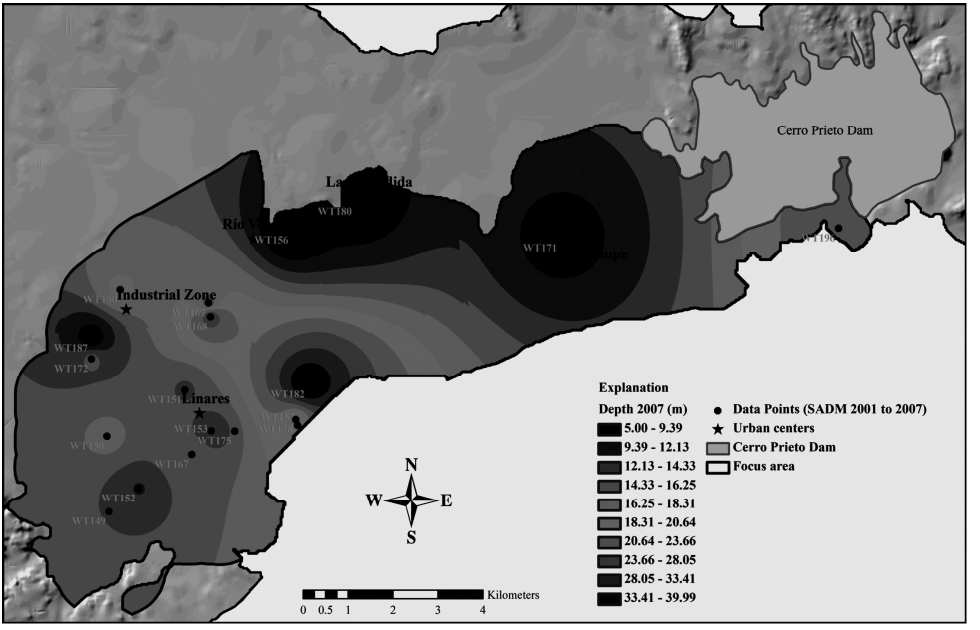


Figura 2. Profundidad del AS en 2007.

Vulnerabilidad de acuíferos

Para evaluar la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos presentes en la zona de estudio se utilizó el método DRASTIC (Aller et al. 1987).

Este método analiza siete parámetros que son: profundidad del nivel freático, recarga, tipo de acuífero, tipos de suelo, topografía, impacto en la zona no saturada y conductividad hidráulica. El método considera una escala de valores paramétricos que va de 1=mínimo; a 10=máximo valores que representan el potencial de contaminación y una escala de ponderación de impactos 1=impacto menor hasta 5=impacto relevante; finalmente, el *Índice de Vulnerabilidad DRASTIC* (IVD) se determina por medio de la siguiente ecuación:

$$IVD=D_rD_w+R_rR_w+A_rA_w+S_rS_w+T_rT_w+I_rI_w+C_rC_w$$

Dónde:
r = Potencial de contaminación;
w = Impacto previsto

Para el cálculo del IVD se generó una base de datos de topografía, mapas de geología y de suelos, mediciones en campo del nivel piezométrico. Adicionalmente las características hidráulicas de los acuíferos fueron correlacionadas con bibliografía de acuerdo a la descripción litológica de los mismos con lo que se generó un mapa temático de conductividad hidráulica.

Para cada uno de los parámetros que intervienen en el método DRASTIC se generó un mapa temático parametrizado tipo *raster* en ArcGIS (resolución de celda = 10X10 metros). La integración numérica de los siete mapas, se realizó utilizando la herramienta *raster calculator* que permitió obtener el mapa de vulnerabilidad intrínseca para la zona de estudio (Figura 3).

Hidrogeología urbana

Todas las urbes en el mundo experimentan un proceso evolutivo que puede ser dividido en cuatro etapas principales: a) Ciudad pre-industrial, b) Ciudad industrial, c) Ciudad post-industrial y d) La futura ciudad bajo cambio climático y crecimiento poblacional (Foster, Lawrence, and Morris 2001, Lerner 2004, Dowing 1994, Shanahan 2009).

La clasificación antes mencionada reúne los criterios y parámetros que intervienen en el ecosistema y que afectan el comportamiento dinámico del AS. Las características urbanas de la ciudad de *Linares* la ubican al inicio de la segunda etapa que es la *ciudad industrial*, escenario en el que se incrementa la demanda de agua con fines industriales y se consolida la sobreexplotación de AS.

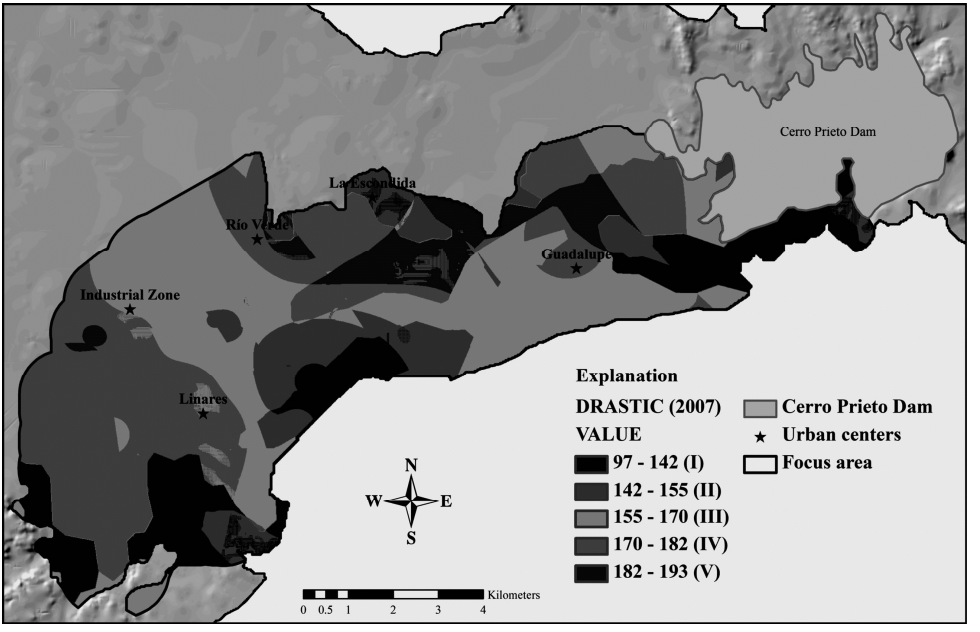


Figura 3. Mapa del Índice de vulnerabilidad DRASTIC.

En la Figura 4 se presenta el modelo conceptual del comportamiento de los acuíferos en Linares donde se ven los procesos urbanos que actualmente tiene la ciudad. En este modelo se puede ver la presencia de la actividad industrial, el incremento del número de pozos de extracción y el volumen extraído de agua para abastecer a la creciente población y la industria de la zona. A consecuencia de esta práctica se debería de presentar una modificación de los sistemas de flujo del AS.

Es importante denotar que las actividades tradicionales de las áreas periurbanas son la producción agrícola y pecuaria, las cuales utilizan importantes cantidades de fertilizantes químicos y abonos naturales para optimizar la producción de cítricos. A causa de las actividades antes descritas la calidad del AS se pudo haber deteriorado debido a la presencia de agentes externos introducidos al sistema gracias a la intervención y/o actividad humana.

Es claro observar que la economía de Linares está basada en la agricultura donde se siembra maíz, trigo, sorgo, avena forrajera y cítricos; la ganadería es menos significativa pero se fomenta la cría de ganado vacuno, asnal, caballar, caprino y bovino. El sector comercial está en crecimiento y es fuente de importantes ingresos económicos (HAL 2010).

Las industrias de la zona tienen sus actividades principalmente en metal-mecánica, hielo, materiales para construcción, fundición de hierro y acero, ensambladoras de cables, maquila de ropa, procesadoras de alimentos pre-cocidos, fábricas de muebles de madera, elaboración de envases plásticos y otras actividades de menor dimensión (Dávila-Pórcel 2011).

Por otra parte, Linares tiene una distribución heterogénea de la densidad poblacional, la concentración de población es evidente en la zona centro y la tendencia de crecimiento es hacia el este y norte de la mancha urbana. La zona central tiene densidades que alcanzan los 16,000 hab./km^2, corroborando el importante crecimiento demográfico en esta urbe.

Con el objetivo de identificar zonas de riesgo a la contaminación, se introdujo el *uso de suelos (*US) que en cualquier ciudad refleja el crecimiento urbano y la diversificación de actividades antropogénicas de manera directa, razón por la cual, esta variable sirve para obtener el Índice de Riesgo a la Contaminación (IRC). Para poder utilizar esta nueva variable, se creó un mapa parametrizado del uso del suelo con valores entre 1= importancia poco significativa y 10= importancia significativa, de acuerdo a la clasificación propuesta por Panagopoulos (2006). Este mapa generado en formato raster tiene las mismas características de los mapas utilizados para calcular el IVD por el método DRASTIC, este resultado parcial fue utilizado como mapa base y se añadió la variable US de acuerdo a la siguiente relación matemática:

$$IRC=IVD+ US_r\, US_w$$

Dónde:
IRC = Índice de riesgo a la contaminación
IVD = Índice de vulnerabilidad DRASTIC
US_r = Valor para el uso de suelo
US_w = Índice de Impacto del Uso de Suelo

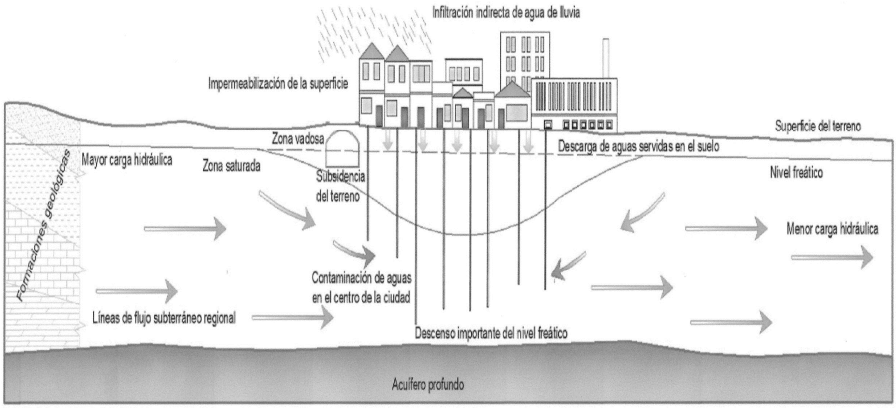


Figura 4. Modelo conceptual de la hidrogeología urbana en Linares, México; modificado de Foster (2001); Lerner (2004).

Resultados y discusión

El agrupamiento de los valores calculados en cada celda del raster IRC resultante fue realizado utilizando el método estadístico de cuantiles de igual forma que se realizó para las categorías del modelo DRASTIC.

El mapa IRC, denota las áreas con mayor riesgo a la contaminación producida por los seres humanos por el desarrollo de las actividades urbanas e industriales, las zonas más susceptibles de ser contaminadas son las mostradas en gris obscuro y las áreas en gris claro son las menos susceptibles a la presencia de contaminantes según el modelo IRC.

Con el objetivo de verificar la distribución de zonas de riesgo propuestas por el modelo IRC de la posible afectación ambiental por las actividades urbanas de la ciudad de Linares, se realizó un análisis hidrogeoquímico de una serie de muestras de AS para el periodo comprendido entre 1981 (21 muestras) y 2009 (23 muestras).

Los resultados de las muestras obtenidas en las áreas urbanas y peri-urbanas de Linares, presentan altos valores de Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^{+}, Cl^{-} y SO_3^{+2}, permitiendo interpretar la presencia de aguas mineralizadas de manera natural por medio de un análisis hidrogeoquímico infiriéndose a un flujo regional o que las AS podrían estar químicamente modificadas por la introducción de agentes externos al sistema.

El resultado de la inclusión

La presencia de cloruros y sulfatos son indicadores de una evolución hidrogeoquímica regional o del probable impacto antropogénico sobre la calidad del AS.

Debido a que los nitratos no tienen una fuente natural que pueda explicar su presencia en el AS de los acuíferos de la zona, fue posible utilizar los contenidos de nitratos en calidad de trazadores de la afectación que la ciudad pudo producir en los acuíferos de la zona.

Para evidenciar la progresiva contaminación del AS se realizó un análisis de la evolución del contenido y distribución de los nitratos en el área de estudio a lo largo de 28 años (1981-2009) (Figura 5).

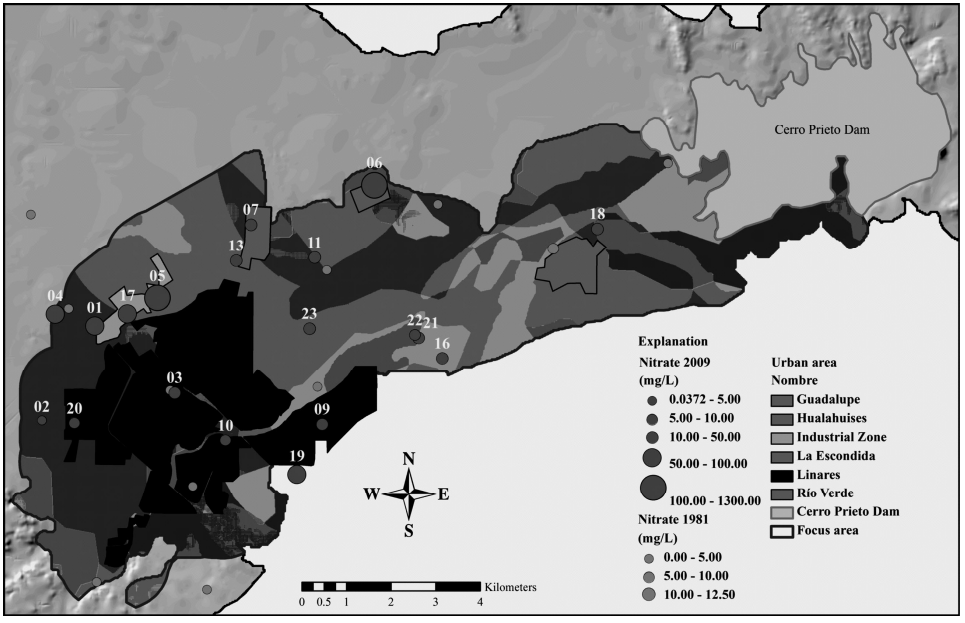


Figura 5. Índice de riesgo a la contaminación y presencia de nitratos.

Los contenidos de nitrato obtenidos para el 2009 superan los valores máximos permitidos por la normativa mexicana e internacional en varias muestras, mientras que los contenidos de nitrato de las muestras obtenidas en 1981 son mucho menores,

Conclusiones

Se realizó la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca del acuífero con DRASTIC obteniéndose 5 categorías de vulnerabilidad con aplicación de un sistema de información geográfica.

El uso de suelos demostró ser una variable importante que refleja las actividades que desarrolla la población y que puede afectar la calidad del AS, por medio de esta variable fue posible proponer un nuevo índice orientado al "riesgo de contaminación del acuífero" (IRC).

La incorporación de nuevas variable para desarrollar un estudio de Hidrogeología Urbana demostró ser útil para el análisis de los problemas de contaminación, gestión, administración e impacto ambiental producidos por las actividades urbanas y antropogénicas sobre el AS y los acuíferos sobre los cuales están emplazadas las urbes.

El contenido y distribución de nitratos es una variable que permite realizar la verificación de los modelos obtenidos con el IRC, hecho que demuestra la validez del modelo geo-numérico obtenido.

Se evidencio también que la presencia de nitratos en el AS se incrementó considerablemente a lo largo de las últimas tres décadas, hecho verificable a través de la evolución hidrogeoquímica del AS, adicionalmente, este deterioro de la calidad del AS coincide de manera directa con el incremento poblacional, la implementación de industrias y el boom de la producción de cítricos en la zona de estudio y alrededor de Linares.

Las conclusiones del estudio evidencian que existe impacto antropogénico sobre el AS de los acuíferos donde se desarrolla la actividad urbana y peri-urbana de Linares.

Finalmente, la utilización de este nuevo concepto y su metodología aplicada y herramientas de optimización, como lo es el mapa IRC, son determinantes para entender mejor los sistemas urbanos.

Se concluye que un estudio de Hidrogeología Urbana, puede tiene un alto impacto social y económico en las urbes y que debe ser considerado como una herramienta clave en la planificación y gestión sostenible del territorio y de los recursos hídricos subterráneos.

Referencias

Aller, L., T. Bennett, J.H. Lehr, R.H. Petty, and G. Hackett. 1987. DRASTIC: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. Vol. USEPA Report 600/2- 87/035. Ada, Oklahoma: Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory.

Custodio, E. 2004. "Hidrogeología Urbana: una nueva rama de la ciencia hidrogeológica." Boletin Geológico - Minero no. 115:283 - 288.

De la Garza-González, S.I. 2000. Estudio geológico/hidrogeológico de la región citrícola Linares-Hualahuises, Nuevo León, NE-México., Facultad de Ciencias de la Tierra., Facultad de Ciencias de la Tierra, Universidad Autónoma de Nuevo León., Linares, Nuevo León, México.

De León-Gómez, H. 1993. Die Unterläufigkeit der Talsperre José López Portillo / Cerro Prieto auf einer Kalkstein - Mergelstein - Wechselfolge bei Linares, Nuevo León / Méxiko., Mittleilunge zur Ingenieurgeologie und Hydrogeologie, RWTH - Aachen, Aachen.

Dowing, R.A. 1994. Keynote paper: Falling groundwater levels - a cost-benefit analysis. Paper read at Groundwater problems in urban areas. Proceedings of the International Conference organised by the Institution of Civil Engineers, at London 2-3 June 1993.

Drescher, H. 1995. Geologische und Hydrogeologische Untersuchungen im Raum Linares, Nuevo Leon, Mexiko., Christian Albrechts-Kiel. Universität, Christian Albrechts-Kiel Universität, Kiel.

Dávila-Pórcel, R.A. 2011. Desarrollo sostenible de usos de suelo en ciudades en crecimiento, aplicando Hidrogeología Urbana como parámetro de planificación territorial: caso de estudio Linares, N. L., México., Facultad de Ciencias de la Tierra, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares.

Foster, S., A. Lawrence, and B. Morris. 2001. Las aguas subterráneas en el desarrollo urbano: Evaluación de las necesidades de gestión y formulación de estrategias. Washington D.C.: Banco Internacional de Reconstruccion y Fomento/Banco Mundial.

Galván-Mancilla, S.M. 1996. Cartografía Hidrogeológica de la terraza baja entre Hualahuises y Linares, N.L. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias de la Tierra, Universidad Autónoma de Nuevo León., Linares, Nuevo León, México.

Garza-Jiménez, F. 1993. Mapeo Geológico en el área Purísima de Conchos, Linares, Nuevo León y análisis de sedimentos fluviales de los riós Pablillo, Potosí, Anegado y Conchos en al misma área., Facultad de Ciencias de la

Tierra, Univesidad Autónoma de Nuevo León., Linares, Nuevo León, México.
HAL. Honorable Ayuntamiento de Linares. Administracion 2009-2012. Gobierno Municipal de Linares 2010. Available from http://www.linares.gob.mx/historia.htm.
INEGI. 2010. Censo de Población y Vivienda 2010. Aguascalientes, Ags.: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
Lerner, D.N. 2004. Urban Groundwater Pollution. Edited by International Association of Hydrogeologists: Taylor & Francis.
Llamas, M.R., and E. Custodio. 2003. "Intensive use of groundwater: challenges and opportunities." Balkema, Liese:1-471.
Morris, B.L., W.G. Darling, A.A. Cronin, J. Rueedi, E.J. Whitehead, and D.C. Gooddy. 2006. "Assesing the impact of modern recharge on a sandstone aquifer beneath a suburb of Doncaster, UK." Hydrogeology Journal no. 14 (6):979-997.
Riecke, R. 1995. Geologische und hydrogeologische Untersuchungen im Raum Linares, Nuevo León, Mexiko., Christian Albrechts - Kiel Universität., Kiel, Deutschland.
Ruíz-Martínez, M.A., and J. Werner. 1997. "Research into the quaternary sediments and climatic variations in NE Mexico." Quaternary International no. 43/44:145-151.
Shanahan, P. 2009. "Groundwater in the urban environment." In The water environment of cities, edited by L.A. Baker, 29-48. Washington, DC: Springer.
Vázquez-Suñe, E., X. Sánchez-Vila, and J. Carrera. 2005. "Introductory review of specific factors influencing urban groundwater, an emerging branch of hydrogeology, with reference to Barcelona, Spain." Hydrogeology Journal no. 13:522-533.

Diagnóstico del estado de las aguas subterráneas de Monterrey/México, aplicando hidrogeología urbana

Héctor de León-Gómez, René Alberto Dávila Pórcel, Luis Manuel Aranda Maltez

Facultad de Ingeniería Civil/Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL); Av. Universidad S/N, Ciudad Universitaria; 66451 San Nicolás de los Garza, N.L., México.

Mail de contacto: hector.deleongm@uanl.edu.mx

RESUMEN

El presente trabajo se basa en el diagnóstico ambiental de la ciudad de Monterrey y la problemática del suministro del agua potable aplicando el concepto de "Hidrogeología Urbana"; ciudad con casi 4.0 millones de habitantes y con actividades principalmente industriales, caracterizada por un crecimiento demográfico acelerado, climas extremos y sequías prolongadas. La explotación excesiva y contaminación de los acuíferos de poros y grietas de la zona urbana como resultado de las actividades domésticas, municipales e industriales, afectan el almacenamiento del agua subterránea para el deficiente sistema de abastecimiento de agua potable. El se compone de fuentes superficiales y subterráneas de la región. Actualmente existe un déficit de suministro de agua potable de más de 5 m^3/s. En conclusión se resaltan directrices y modelos urbanos desarrollados en la 1ª. etapa diagnóstica, con el objetivo de proteger el medio ambiente y la salud pública de los habitantes, a través de un análisis integral con parámetros geoambientales.

Palabras clave: Hidrogeología Urbana, contaminación, acuífero

ABSTRACT

This work is based on the environmental assessment of Monterrey city and the drinking water supply challenge using "Urban Hydrogeology"; city with almost 4.0 million inhabitants and predominantly industrial activities characterized by quick population growth, extreme weather condition and long droughts. Over-exploitation and pollution of pore and fractured aquifers in the urban area is a result of domestic, municipal and industrial activities, affects groundwater storage for the water supply system which is composed by surface and ground sources of water. Currently there is a shortage of drinking water supply of more than 5 m^3 / s. In conclusion, groundwater sustainable management guidelines, at initial diagnostic phase, are highlight, with the aim of protects the environment and public health of the inhabitants.

Keywords: urban Hydrogeology, pollution, aquifer

Introducción

La conservación, protección y gestión del agua subterránea (AS) son necesidades importantes en la mayoría de las ciudades del mundo (Shanahan, 2009), motivo por el cual la Asociación Internacional de Hidrogeólogos (International Association of Hydrogeologists, IAH (2008) creó la Comisión de Aguas Subterráneas en Áreas Urbanas en el año 1993 (Vázquez-Suñé et al., 2005), con el objetivo de investigar el comportamiento y la problemática del AS en las ciudades que inició en la década de los ochenta, época en la que se realizaron muchos estudios del impacto del medio urbano sobre la calidad y la cantidad de AS (Morris et al. 2006; Wolf et al., 2007).

En la actualidad, la tendencia mundial es que la población rural disminuya, permitiendo el rápido crecimiento de las áreas urbanas originado en la espectacular concentración poblacional en megaciudades (Custodio, 2004).

La Hidrogeología Urbana (HU) investiga las condiciones hidrodinámicas del AS, la recarga, el uso y calidad del agua, así como el manejo, preservación y repercusiones de los acuíferos de áreas urbanizadas y en sus alrededores, orientada al abastecimiento de la población y sus áreas urbanas, industriales, comerciales, de riegos intensivos, de recreo y parques públicos (Custodio, 2004). La HU juega un rol

preponderante en la solución de los problemas de demanda de agua potable, de contaminación, de subsidencia y colapso del terreno, de interacción del AS con la infraestructura urbana, de inestabilidad de taludes y encharcamientos persistentes (Llamas et al., 2003).

Actualmente, los estudios de HU están motivados por la importante interacción entre las aguas subterráneas (AS) y el desarrollo socioeconómico de las ciudades. A futuro, la HU desempeñará un papel importante en la provisión de agua, al desarrollar sistemas separados que permitan la reutilización directa y generalizada, creando así recursos hídricos propios y aliviando la enorme presión depredadora realizada por las grandes urbes sobre el territorio y sus recursos (Custodio, 2004).

Los objetivos del presente estudio, el cual se encuentra en la 1ª. etapa de reconocimiento de la problemática del estado del agua subterránea de la ciudad de Monterrey y su zona conurbada, son las de diagnosticar los procesos, factores y avances preponderantes de la Hidrogeología Urbana (HU) que determinan las relaciones e interacciones entre la hidrología, los materiales geológicos, la urbanización, la recarga, el flujo subterráneo, la extracción, la calidad hidrogeoquímica, el uso y los efectos que produce el agua subterránea en la infraestructura urbana. Todos ellos serían impactados y alterados por las actividades domésticas, municipales e industriales de los casi 4 millones de habitantes de la ciudad de Monterrey.

Geología e Hidrogeología de Monterrey

El área de estudio se localiza en el noreste de México, considerando como caso estudio la ciudad regiomontana de Monterrey, localizada en el estado de Nuevo León a 200 km de la frontera con los Estados Unidos de América y 250 del Golfo de México (Figura 1).

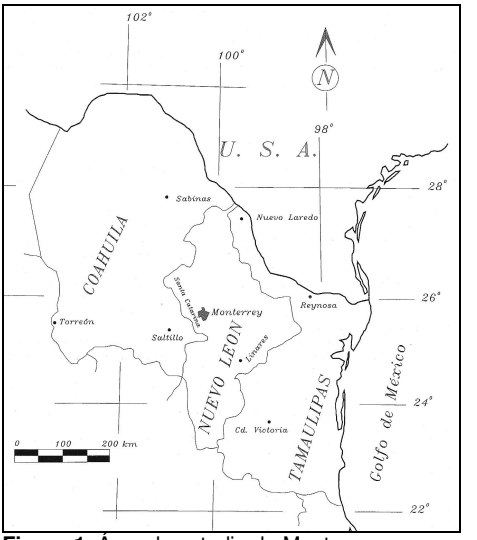


Figura 1. Área de estudio de Monterrey

El valle de Monterrey se conforma en su base por una serie de rocas sedimentarias del tipo lutítico-carbonatado de edades Jurásicas y Cretácicas, en su techo por un valle aluvial relleno de sedimentos cuaternarios, aluviones y conglomerados pertenecientes a las terrazas del río Santa Catarina, el cual nace en la cuenca alta en la región de la Huasteca del mismo río, remarcándose una pendiente considerable con un alto gradiente hidráulico, el cual ha generado la zona de inundación de Monterrey.

La estructura geológica principal de Monterrey es la de un geosinclinal plegado y fracturado, con fallas en la zona de la sierra de Loma Larga y plegamientos internos (Padilla y Sánchez, 1985; Ibarra, 2007), (Figura 2).

El sistema hidrogeológico de Monterrey se compone de tres acuíferos principales: kárstico (profundo), grietas (sub-superficial) y poros (somero), en el área de Monterrey, cuya conexión hidráulica condiciona el comportamiento del flujo de las aguas subterráneas, cuyas direcciones generales van de Oeste a Este con gradientes piezométricos altos, debido a la morfología de la cuenca del río Santa Catarina, cuyos flujos superficiales y subterráneos descargan finalmente en la presa El Cuchillo, no sin antes haber fluido por el valle de Monterrey, en donde recibe una gran contaminación por las actividades domésticas, municipales e industriales de la misma ciudad.

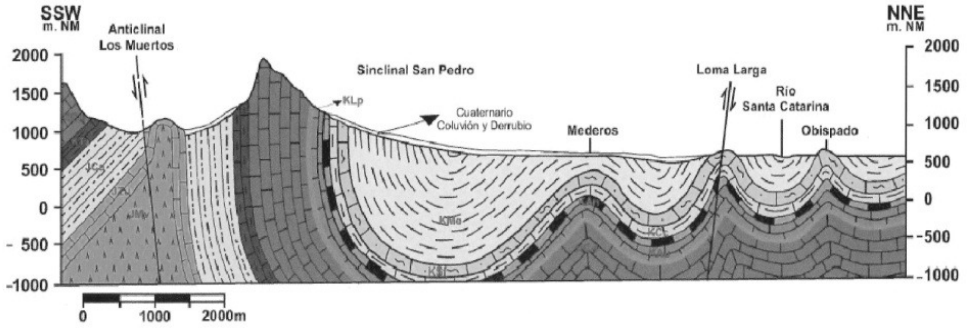


Figura 2. Geología del área de Monterrey. (Ibarra, 2007)

Hidrogeología Urbana de Monterrey

Introducción

El suministro de agua, saneamiento y drenaje son servicios claves en el proceso de urbanización, en el desarrollo económico y en la salud pública de los habitantes urbanos (Foster et al., 2001; Al-Sefry et al., 2006; Shen, 2008). En el medio urbano las AS son casi siempre el primer recurso que se utiliza con fines de abastecimiento de agua, porque poseen los siguientes beneficios: a) son de excelente calidad natural; b) son más seguras como fuente de abastecimiento en época de sequias; c) pueden utilizarse para el abastecimiento público y la utilización privada independientemente; y d) son atractivas en términos de inversiones de capital.

Los países en desarrollo son los que presentan el mayor índice de crecimiento demográfico del mundo, sus tasas de crecimiento urbano y poblacional no tienen comparación en la historia humana. El surgimiento de asentamientos informales situados en tierras marginales o en distritos periurbanos crea una rápida expansión física. La proporción de personas de bajos recursos económicos oscila entre el 30 % y el 60 % del total de la población urbana, donde el AS es un factor especialmente importante para el desarrollo urbano (Foster et al., 2001; Takizawa, 2008b). La evolución del proceso de urbanización en las ciudades contempla cuatro importantes etapas, propuestas por Foster et al, 2001 y analizadas por Lerner 2004; Shen, 2008 y Shanahan, 2009:

a) *Ciudad preindustrial – usando AS locales*: Los residentes perforan pozos poco profundos para autoabastecerse de agua. Las aguas residuales se desechan en pozos negros y tanques sépticos en cada una de las residencias.

b) *Ciudad industrial – disminución de los niveles de agua*: Esta fase coincide con el desarrollo industrial y la demanda de agua crece. Paralelamente, la infraestructura de extracción de agua se consolida, los sistemas de suministro de agua potable y de alcantarillado son implementados. Posteriormente, este desarrollo provoca que los acuíferos experimenten importantes descensos del nivel freático (NF) hasta que los acuíferos deben ser controlados e intervenidos. Si los efectos de este descenso del NF debajo de la ciudad industrial son numerosos pueden ocasionar subsidencia de terreno (ST), la profundización de pozos debido al abatimiento del agua, el incremento en los costos de bombeo, la intrusión de agua salina, en el caso de ciudades costeras, y cambios en la capacidad portante de los suelos que afectan las cimentaciones de los edificios (Downing, 1993). Por estos efectos la ciudad se vuelve dependiente de fuentes distantes y la infraestructura de transporte de agua debe ser ampliada desde las afueras de la ciudad para proveer el líquido vital a sus habitantes.

c) *Ciudad postindustrial – elevación del nivel del AS*: En esta fase, se recuperan los niveles naturales del AS, se produce una transición a una economía postindustrial, se pierde el suministro local de agua debido a la contaminación industrial, se desarrolla el abastecimiento de fuentes distantes y seguras de agua. Las AS ascendentes afectan las propiedades estructurales de los edificios, la

capacidad de suelos de soportar carga, las mamposterías y el concreto, se presentan subpresiones hidrostáticas, encharcamientos y expansión de suelos, se infiltran en los alcantarillados poniendo en riesgo los sistemas de recolección de aguas servidas (Bassington, 1990; Johnson, 1994; Lerner, 2004).

d) *La futura ciudad bajo el cambio climático y el crecimiento poblacional*: El cambio climático afectará la cantidad y distribución de la recarga del AS, presentando intensas lluvias en regiones altas y tropicales y menos lluvia para las latitudes subtropicales (Solomon et al., 2007). Las ciudades del mundo necesitaran proveer mucha más agua y lidiar con mayores problemas de contaminación. En este contexto, el AS será más vulnerable y fuertemente explotada.

Caso estudio de la Hidrogeología Urbana de Monterrey

La extracción excesiva y contaminación del AS se ha convertido en el mayor problema ambiental en la mayoría de ciudades de países industrializados y en desarrollo. Los países con mayor escasez de agua son: China, India, México, España, Egipto, Kazajstán, Irán, Australia y Pakistán, que después de muchos años de explotación inmoderada de los acuíferos enfrentan problemas con sus sistemas de manejo del agua urbana como el descenso del nivel freático, contaminación de AS, subsidencia del terreno e intrusión de agua de mar. Mejorar el manejo de los recursos de AS es una necesidad urgente para mitigar los problemas ambientales, motivo por el cual un enfoque integral para la mejor gestión del agua debe incluir mejoras tecnológicas, innovaciones legislativas y manejo ambiental en las ciudades de los países en desarrollo (Shen, 2008).

Los cambios negativos en la calidad y cantidad del AS pueden producirse durante años o décadas sin acción o noticia alguna. Por tanto, es necesario incluir herramientas de manejo, monitoreo, difusión y regulación en las políticas relacionadas a la gestión del AS (Downing, 1993; Takizawa, 2008b). El tratamiento y eliminación de las aguas servidas domésticas en ciudades florecientes de los países en desarrollo es una prioridad para proteger el AS urbana (Takizawa, 2008b). Los impactos también se presentan en la salud pública de los ciudadanos, por ejemplo, las AS con valores altos de sólidos totales disueltos (STD) no son adecuados para consumo humano y riego (Fetter, 2001; Freeze et al., 1979) Así mismo, las aguas residuales de las fugas del alcantarillado son la mayor fuente contaminante con un impacto negativo en el AS (Reynolds et al., 2003; Foster et al., 2004; Morris et al., 2006).

Monterrey con casi 4.0 millones de habitantes (INEGI, 2005) es una ciudad con actividades principalmente industriales, se ha caracterizado por tener un crecimiento demográfico acelerado, con climas extremos tanto en verano (>50 °C) como en invierno (-12 °C) y sequías prolongadas (período 1980-1981).

La explotación excesiva y contaminación de los acuíferos de poros y grietas de la zona urbana como resultado de las actividades domésticas, municipales e industriales, aunado a la reducida capacidad de infiltración de las aguas superficiales en las áreas pavimentadas con concreto y asfalto que reducen los procesos de recarga del acuífero de Pozos Monterrey, afectando el almacenamiento de AS para el deficiente sistema de abastecimiento de agua potable compuesto de fuentes superficiales (presas La Boca, Cerro Prieto y El Cuchillo) y subterráneas (acuífero Buenos Aires, socavón de San Francisco, túneles de la Cola de Caballo, pozos de Mina y el citado acuífero de pozos Monterrey (De León et al., 1994).

Hasta la fecha existe un déficit de suministro de agua potable de más de 5 m^3/s, volumen necesario para cubrir la demanda y asegurar una calidad de vida digna de los regiomontanos (CAPDM, 1990).

Dentro de los modelos conceptuales de la Hidrogeología Urbana según los escenarios de Foster et al, 2001 y las problemáticas identificadas anteriormente, se puede clasificar a la ciudad de Monterrey y su zona conurbada en base a su gran problemática geoambiental, como una ciudad regida por el cambio climático y el acelerado crecimiento poblacional (Figura 3).

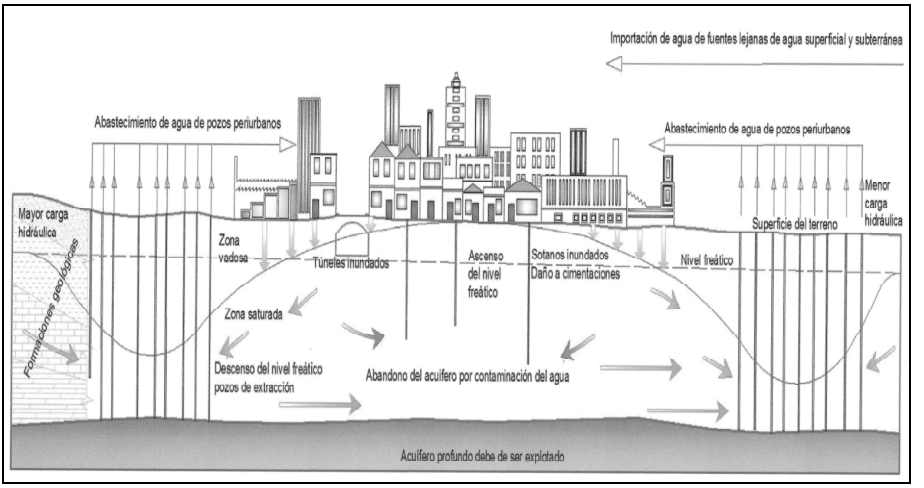


Figura 3. Modelo de Hidrogeología Urbana para Monterrey/México: "ciudad regida por el cambio climático y el acelerado crecimiento poblacional" (Foster et al, 2001; Lerner, 2004)

Conclusiones

Por necesidades urgentes y prioritarias de conservar, proteger y gestionar el agua subterránea en áreas urbanas, como es el caso de Monterrey y su zona conurbada, así como brindar soluciones adecuadas a diversos problemas hídricos, se aplicarán los conceptos y metodologías de la nueva rama científica denominada "Hidrogeología Urbana", la cual se desprende de la hidrogeología tradicional, la cual será la base prioritaria para iniciar la 1ª. etapa diagnóstica para dicha ciudad.

Las ciudades importantes como Monterrey, en países con escasos recursos hídricos en México, dependen cada vez más del aprovechamiento del agua subterránea para viabilizar su crecimiento, por tanto la Hidrogeología Urbana es una ciencia clave y prioritaria para su desarrollo sostenible en estos países y alrededor del mundo.

Se ha revisado el estado actual de la hidrogeología urbana, desde su parte conceptual, su desarrollo y aplicación en el caso de estudio de la ciudad de Monterrey/México.

Los objetivos planteados, atendiendo a las problemáticas identificadas en ésta primera etapa de diagnóstico, serían la siguientes: 1) deficiente suministro de agua potable, 2) contaminación de las fuentes superficiales y subterráneas, 3) contaminación de la cuenca hidrológica del río Santa Catarina, 4) delimitación de la zonas de inundación de Monterrey, 5) deficiente manejo de las avenidas máximas en épocas de huracanes, 6) incumplimiento de los planes de desarrollo urbano de la ciudad, 7) sobreexplotación de los acuíferos someros y profundos, 8) construcciones en montaña, 9) climas extremosos (sequías y huracanes) 10) impacto de la sismicidad regional en los acuíferos.

En base a los primeros resultados diagnósticos obtenidos y así como también basado en las características perteneciente al modelo cuatro de Foster et al, 2001,se clasifica a la ciudad de Monterrey y su zona conurbada como una "ciudad regida por el cambio climático y el acelerado crecimiento poblacional".

Referencias

Al-Sefry, S.A., Sen, Z., 2006, Groundwater rise problem and risk evaluation in major cities of arid lands – Jedddah Case in Kingdom of Saudi Arabia: *Water Resources Management*, 20, 91-108.

Bassington, F.C., 1990, Rising groundwater levels in the United Kingdom: *Proceedings of the Institution of Civil Engineers*, 88, 1037-1057.

Comisión de Agua Potable y Drenaje de Monterrey (CAPDM), 1990, *Proyecto Monterrey IV: Monterrey*, Comisión de Agua Potable y Drenaje de Monterrey, 33 p.

Custodio, E., 2004, Hidrogeología Urbana: una nueva rama de la ciencia hidrogeológica: *Boletín Geológico y Minero*, 115, 283-288.

De León-Gómez, H., Schetelig, K., Meiburg, P., 1994, Abastecimiento de agua potable en el noreste de México ejemplo Presa Cerro Prieto: *Zentralblatt für Geologie und Paläontologie*, I, 593-602.

Downing, R.A., 1993, Groundwater resources, their development and management in the UK: an historical perspective: *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 26, 335-358.

Fetter, C.W., 2001, *Applied Hydrogeology*: Englewood Cliffs, New Jersey, EE.UU., Prentice Hall, 598 p.

Foster, S., Lawrence, A., Morris, B., 2001, *Las aguas subterráneas en el desarrollo urbano*: Evaluación de las necesidades de gestión y formulación de estrategias: Washington D.C., Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento/Banco Mundial, 60 p.

Foster, S.S.D., Chilton, P.J., 2004, Downstream of downtown: urban wastewater as groundwater recharge: *Hydrogeology Journal*, 12, 115-120.

Freeze, R.A., Cherry, J.A., 1979, *Groundwater*: Englewood Cliffs, New Jersey, EE.UU., Prentice Hall, 604 p.

IAH (2008):*International Association of Hydrogeologist*

Ibarra, Martínez, S, 2007, Riesgos geológicos en la región Sw del área metropolitana de Monterrey, nuevo León, México. *Tesis de Licenciatura*, Universidad Autónoma de Nuevo León, México, 135 p.

Instituto Nacional de Geografía Estadística e Informática (INEGI), 2005, *Segundo Conteo de Población y Vivienda: Proyecto IRIS-Science*.

Johnson, S.T., 1994, Rising groundwater levels: engineering and environmental implications, en Wilkinson, W.B. (ed.), *Groundwater,*

Problems in Urban Areas: Londres, Thomas Telford, 285-298.

Lerner, D.N., 2004, *Urban Groundwater Pollution*: Lisse, Países Bajos, Balkema, 243 p.

Llamas, M.R., Custodio, E., 2003, *Intensive use of groundwater: challenges and opportunities*: Lisse, Países Bajos, Balkema, 478 p.

Morris, B.L., Darling, W.G., Cronin, A.A., Rueedi, J., Whitehead, E.J., Gooddy, D.C., 2006, Assessing the impact of modern recharge on a sandstone aquifer beneath a suburb of Doncaster, UK: *Hydrogeology Journal*, 14, 979-997.

Padilla y Sánchez, R.J, 1985, La estructura de la curvatura de Monterrey, estados de Coahuila, Nuevo León, Zacatecas y San Luis Potosí. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas-UNAM*, vol. 6: 1-20.

Reynolds, J.H., Barrett, M.H., 2003, A review of the effects of sewer leakage on groundwater quality: *Water and Environment Journal*, 17, 34-39.

Shanahan, P., 2009, Groundwater in the urban environment, en Baker, L.A. (ed.), *The Water Environment of Cities*: Nueva York, Springer, 29-48.

Shen, Y., 2008, Groundwater Resources in Urban Water Management, en Takizawa, S. (ed.), Groundwater Management in Asian Cities: *Technology and Policy for Sustainability*: Tokio, Springer, 35-59.

Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H., 2007, Contribution of Working Group I to *the fourth assessment report of the intergovernmental panel on Climate Change*, 2007: Nueva York, Cambridge University Press, 996 p.

Takizawa, S., 2008b, Introduction, en Takizawa, S. (ed.), Groundwater management in Asian cities: *Technology and policy for sustainability*: Tokio, Springer, 3-11.

Vázquez-Suñé, E., Sánchez-Vila, X., Carrera, J., 2005, Introductory review of specific factors influencing urban groundwater, an emerging branch of hydrogeology, with reference to Barcelona, Spain: *Hydrogeology Journal*, 13, 522-533.

Wolf, L., Klinger, J., Hötzl, H., Mohrlok, U., 2007, Quantifying mass fluxes for urban drainage systems to the urban soil-aquifer system: *Journal of Soils and Sediments*, 7, 85-95.

Modelación del flujo subterráneo en la cuenca Matanza-Riachuelo, provincia de Buenos Aires.
1. Geología y geometría del subsuelo

Christian Mancino[1], Luis Vives[1], Alberto Funes[2], Marcelo Zárate[3], Sandra Martínez[2]

[1] Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (UNCPBA – CIC – Municipalidad de Azul), República de Italia 780, (B7300) Azul, Buenos Aires, Argentina.
[2] Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR), Buenos Aires, Argentina
[3] Instituto de Ciencias de La Tierra y Ambientales de La Pampa (CONICET-UNLPAM) Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

Mail de contacto: christianmancino@yahoo.com.ar

RESUMEN

En el marco del proyecto de aguas subterráneas en la cuenca Matanza-Riachuelo (CMR) se desarrolló un modelo numérico de flujo de agua subterránea. En una serie de tres artículos se presentan los trabajos realizados para obtener esta modelación. En este primer trabajo se presenta la construcción de la geometría del subsuelo en el ámbito de la CMR. Se recopiló información de perforaciones en instituciones estatales y privadas. Se seleccionaron 294 perforaciones, de 1900 revisadas. Se delimitaron tres capas de similar comportamiento hidrogeológico. La Capa 1 (superior) corresponde a sedimentos limo arenosos y limo arcillosos, la Capa 2 corresponde a arcillas plásticas y la Capa 3 (inferior) corresponde a arenas y a arenas con intercalaciones arcillosas y limosas. Con el objetivo de reducir las incertidumbres en la geometría del subsuelo y poder abordar un modelo de transporte, se presenta una propuesta para realizar perforaciones de investigación con recuperación continua de testigos.
Palabras clave: Matanza-Riachuelo, perforación, geología.

ABSTRACT

A numerical model of groundwater flow was developed within the project named "Groundwater of the Matanza-Riachuelo river basin (CMR *in Spanish)*". Three articles are presented regarding how to obtain this model. This study, the first article, discusses the reconstruction of the subsurface geometry of the CMR. Two hundred and ninety four drillings were selected from a total of 1900 evaluated. Three layers were delineated with similar hydrogeological behavior. Layer 1 (at the top) corresponds to sandy silt and silty clay, Layer 2 corresponds to plastic clays and Layer 3 (at the bottom) corresponds to sands and also, to sands *interbedded* with silt and clay. With the objectives of reducing uncertainties in the geometry of the subsoil and developing a transportation model, a proposal is presented for making drilling research with continued recovery of cores.
Keywords: Matanza-Riachuelo, drilling, geology.

Introducción

La cuenca del río Matanza-Riachuelo (CMR) se localiza al este de Argentina y al noreste de la provincia de Buenos Aires, abarcando varios partidos y un sector de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (Figura 1). Ubicada entre los paralelos 34º 32' y 36º 06' latitud sur y los meridianos 58º 12' y 59º 03' longitud oeste presenta una superficie de 2.065 km^2 con un desnivel máximo del relieve del terreno de 30 m y una longitud y ancho máximos de 72 y 42 km, respectivamente. Esto permite observar que el área posee pendientes muy bajas, conformando un paisaje típico de llanura.

La geología del área de la CMR está constituida por depósitos sedimentarios preferentemente continentales intercalados con depósitos marinos, que se asientan sobre un relieve fracturado del basamento cristalino. Cada uno de esos depósitos representa un ciclo de sedimentación ocurrido en distintos momentos de la historia geológica de la región. Algunos de estos ciclos sedimentarios han sido afectados por eventos tectónicos que pusieron en contacto lateral unidades más antiguas con otras más modernas (Yrigoyen, 1975). Cada ciclo de sedimentación se produjo en condiciones ambientales distintas, provocando que la composición de sus sedimentos difiera.

Los primeros datos de la geología del subsuelo del área de estudio fueron reconocidos en la ciudad de Buenos Aires en una perforación que llegó hasta el basamento cristalino realizada frente a la iglesia de la Piedad. En esta perforaciónreinterpretada por Valentin (1895), se establecieron 4 “pisos” sedimentarios. Los “pisos” identificados corresponden a 4 grandes depósitos sedimentarios (Yrigoyen, 1975) que hoy en día son generalmente reconocidos como Formación Olivos, Formación Paraná, Formación Puelches y, Sedimentos Pampeanos y Postpampeanos.

Los lineamientos básicos de la geología cuaternaria de la región fueron establecidos por Ameghino (1889), Frengüelli (1950), González Bonorino (1965) revisados por Fidalgo et al. (1975), y más recientemente por Yrigoyen (1993), entre otros. Los sedimentos aflorantes han sido agrupados según el clásico esquema de Pampeano y Postpampeano. La nomenclatura es uno de los principales problemas que existen en el estudio de los depósitos del Cuaternario, hay un gran número de esquemas estratigráficos, variables según la zona estudiada por distintos investigadores. Las unidades cronoestratigráficas se han establecido para otras escalas de tiempo que las del Cuaternario, sin tener en cuenta el diacronismo de los procesos. Además, un mismo término tiene distinto significado para algunos autores, e incluso un mismo autor varía su interpretación de acuerdo a la experiencia adquirida, tal el caso de Frengüelli (1950) tratado por Zárate (2005).

En el marco para desarrollar un modelo numérico de flujo de agua subterránea como punto inicial para disponer de una herramienta para la gestión y planificación de la cuenca, fue preciso determinar la geología de la CMR. Para construir la geometría del subsuelo fue necesaria la recopilación de datos geológicos, hidrogeológicos e hidroquímicos de perforaciones existentes. Además de la información extraída de los planos de perforaciones, se consultaron trabajos de investigación y publicaciones.

El objetivo de este trabajo consistió en la reconstrucción de la geometría del subsuelo en el ámbito de la CMR mediante la información de perforaciones geológicas e hidrogeológicas y de trabajos de investigación.

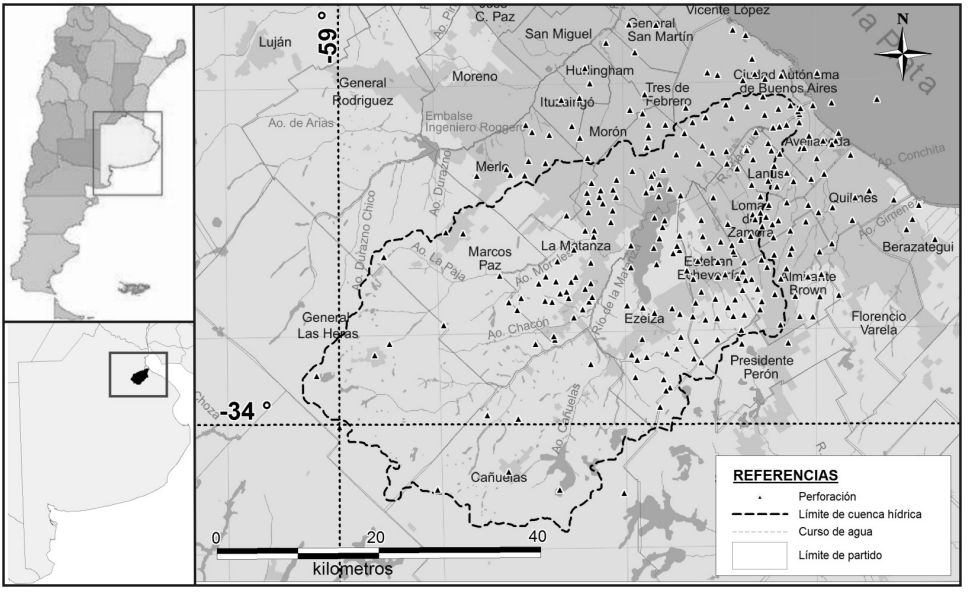


Figura 1. Área de estudio y ubicación de las perforaciones seleccionadas.

Metodología

Para determinar la geometría del subsuelo se llevó a cabo una recopilación de perforaciones con información geológica e hidrogeológica. La información recopilada se procesó y se sintetizó en planillas las cuales pueden consultarse en Vives et al. (2012). Esta información sirvió de base para la elaboración de mapas isopáquicos y mapas de cotas de techo y base de las unidades hidrogeológicas.

La búsqueda de la información se realizó en las siguientes instituciones estatales: Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR), Autoridad del Agua (ADA), Instituto Nacional del Agua (INA), Servicio Provincial de Agua Potable y Saneamiento Rural (SPAR), Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR), Aguas Bonaerenses S. A. (ABSA), Servicio de Hidrografía Naval (SHN), Agua y Saneamientos Argentinos S.A. (AySA) (Dirección de Medio Ambiente y Desarrollo, Dirección de Planificación, y Archivo de Planos Históricos y Domiciliarios). También se recurrió a consultoras privadas encargadas de estudios y perforaciones en la cuenca. Cabe destacar que al momento de realizarse este trabajo no se pudo obtener la información solicitada en ADA y en ABSA.

Entre la información recolectada se puede destacar:

1) Planos de perforaciones realizadas por Obras Sanitarias de la Nación (OSN), Dirección General de Minas y Geología (DGMyG), Dirección Nacional de Geología y Minería (DNGyM), Gas del Estado y Ferrocarriles Argentinos. Estos planos datan de los años 1900 a 1989 y contienen total o parcialmente la siguiente información: ubicación del pozo mediante mapa con intersección de calles, perfil litológico conforme a los cambios de litología, diseño del pozo, análisis químicos del agua, caudales de explotación, niveles estáticos, niveles piezométricos y calidad de aguas por acuíferos, fechas de comienzo y fin de la perforación, velocidades de avance y características de la máquina perforadora.

2) Informes técnicos de perforaciones realizadas por contratistas de AySA, ACUMAR y municipalidades, que contienen total o parcialmente la siguiente información: ubicación de las perforaciones con coordenadas latitud/longitud o Gauss Kruger, mapa de ubicación, descripción litológica metro a metro, perfilaje geoeléctrico, diseño de pozo, ensayos de bombeo, análisis del agua, fechas de comienzo/fin de la perforación y características de la máquina perforadora.

3) Tesis doctoral de Cavallotto (1995) donde se citan perforaciones del Ministerio de Obras Publicas de la Dirección Nacional de Construcciones Portuarias y Vías Navegables (D.N.C.P.V.N.), del Laboratorio de Entrenamiento Multidisciplinario para la Investigación Tecnológica (Lemit) y de Artaza (1942), entre otros.

4) Trabajos de investigación e informes estatales, entre el más relevante se destaca el informe del Comité de Estudios de Aguas Subterráneas del Nor-Este (EASNE) del año 1973.

5) La Dirección de Planificación y de la Dirección de Medio ambiente y Desarrollo de AySA suministraron una importante cantidad de datos de pozos, como perfilajes, análisis químicos de pozos de producción, sondeos y pozos de monitoreo y de abastecimiento.

En la Tabla 1 se muestran los responsables de ejecución o propietarios de las 294 perforaciones seleccionadas para construcción de la geometría del subsuelo, de un total de aproximadamente 1900 perforaciones revisadas.

Tabla 1. Responsables de la ejecución o propietarios de las perforaciones.

Institución	Nº de perf.
AySA	118
OSN	61
ACUMAR	55
Particulares	13
DGMyG/DNGyM	12
ABSA	6
Ferrocarriles	3
Municipios	4
Empresas privadas	4
D.N.C.P.V.N.	4
Bco. Hipotecario	3
Lemit	2
Direc. de Hidráulica	1
Gas del Estado	1
Sin Determinar	7
TOTAL	**294**

La mayoría de las perforaciones revisadas se ubican en la cuenca baja y media (Figura 1) debido a que en estas zonas es donde existen mayores números de estudios para el abastecimiento de agua potable. Las perforaciones seleccionadas para la confección de la geometría incluyen: pozos históricos de exploración, sondeos de reconocimiento, sondeos de reconocimiento en el estuario Río de la Plata, pozos de explotación activos, desactivados o cegados y pozos de monitoreo.

La selección de las perforaciones revisadas se realizó ponderando la calidad de la siguiente información: ubicación del pozo ya sea mediante intersecciones de calles o coordenadas, que atraviesen el mayor numero de formaciones geológicas principalmente a la Formación Puelches, detalle de la descripción litológica, perfilaje geoeléctrico, datos hidráulicos, análisis químicos de aguas y distribución homogénea de las perforaciones en

el área de estudio. Cabe aclarar que esta contribución no analiza ni discute los esquemas estratigráficos propuestos, sólo se hace referencia a las unidades identificadas según autores cuando corresponde.

En la Tabla 2 puede observarse la distribución por zona de las perforaciones seleccionadas en el estudio y en la Figura 1 se muestra la ubicación de las mismas. La baja densidad de perforaciones seleccionadas en la cuenca alta es debido a la poca cantidad de perforaciones existentes para el abastecimiento de agua potable a la población. A su vez la mayoría de las perforaciones están concentradas en las cabeceras de los partidos.

Tabla 2. Distribución de las perforaciones de acuerdo con los límites de la cuenca hídrica.

	Dentro del límite		**Fuera del límite**	
Cuenca	Nº de perf.	(%)	Nº de perf.	(%)
Media	120	63,8	53	55,2
Baja	41	21,5	36	37,5
Alta	37	14,7	7	7,3
TOTAL	**198**	**67,3**	**96**	**32,7**

Durante el tratamiento de la información y con el propósito de elaborar un esquema único e integrador de los contenidos mencionados surgen como inconvenientes las diferentes formas de describir la litología, desigual clasificación estratigráfica, distintas metodologías de muestreo sedimentológico, irregular distribución espacial de las perforaciones, objetivos diferentes y distinta fecha de ejecución de los sondeos o perforaciones. Para salvar estas diferencias se integró la información de las perforaciones usando como criterio único la descripción litológica y textural en lugar de la clasificación formacional, usando de esta manera criterios propios de interpretación.

A partir de estos criterios surgieron diferencias en las profundidades de los límites de las capas hidrogeológicas en las perforaciones donde se realizaron perfilajes y en las que no tienen dicha información. Por tal motivo se observó una sobreestimación en la profundidad en las perforaciones donde no se realizó el perfilaje.

Para la ubicación de las perforaciones de AySA, OSN, DGMyG/DNGyM, SPAR, Gas del Estado y Ferrocarriles Argentinos se utilizó el programa Google Earth, que trabaja con el Datum WGS84. A partir de la información brindada en los planos por la intersección de calles y distancias referenciadas a un punto, se extrajeron las coordenadas en latitud/longitud, en grados decimales.

De los informes realizados por contratistas de AySA y ABSA se reubicaron los pozos utilizando también el programa Google Earth. Para los pozos que no pudieron ser ubicados de esta forma se utilizaron las coordenadas provistas por base de datos de AySA.

Posteriormente todas las coordenadas de las perforaciones fueron convertidas al sistema Gauss Kruger Faja 5, Datum WGS84.

Para la determinación de las cotas topográficas de las perforaciones se empleó el programa TOPO (desarrollado por la Universidad Politécnica de Cataluña, España) que interpola el valor a partir de las curvas topográficas digitalizadas del IGM. Los valores interpolados fueron validados con los datos de niveles de las perforaciones cuando existiesen.

Resultados

La generación y el análisis de la información antecedente permitió verificar y detallar la geometría del sistema hidrogeológico respondiendo al esquema planteado por varios investigadores para el sector noreste de la provincia de Buenos Aires tal como Sala J., Santa Cruz, J., Yrigoyen M., Auge, M. y Hernández, M., entre otros. Con base en el análisis de la información se delimitaron tres capas de similar comportamiento hidrogeológico las cuales coinciden parcialmente con las unidades hidrogeológicas (Tabla 3).

La Capa 1 corresponde a los sedimentos post-pampeanos y pampeanos. La primera está formada por limos arenoso-arcilloso loessoide, color verde grisáceo y la segunda por un manto de loess uniforme de grano fino y homogéneo, color pardo rojizo y por limos arenosos, rojos pardos a verdosos con escasos restos fósiles e intercalaciones de tosca. Si bien los sedimentos post-pampeanos no cubren la totalidad de la superficie estudiada, pueden ser diferenciados en esta capa por poseer una permeabilidad equivalente menor. En su base la capa está en contacto con las arcillas cuspidales de la Formación Puelches (Tófalo et al., 2005). El espesor de la capa varía de 13 a 70 metros. Los espesores máximos se encuentran al SO de la cuenca en los partidos de Gral. Las Heras y Cañuelas; y van disminuyendo hacia el NE hasta alcanzar los 13 m en el partido de Avellaneda en la localidad de Villa Dominico (Figura 2).

Tabla 3. Litología y unidades hidrogeológicas, modificado de Santa Cruz et al. (1997) y adaptado a Tófalo et al. (2005).

Capa	Características	Unidades según Santa Cruz y Tófalo
1	Limo arenoso-arcilloso loessoide, color verde grisáceo con escasos restos fósiles.	Sed. POST-PAMPEANOS
	Manto de loess uniforme de grano fino y homogéneo, color pardo rojizo. Limos arenosos, rojos pardos, y verdosos.	Sed. PAMPEANOS
2	Arcilla gris verdosa	Fm. PUELCHES
3	Arena fina y mediana con intercalaciones de arcilla y limo.	
	Arena fina, mediana y gruesa cuarzosa, micácea granodecreciente, pardo amarillenta.	
	Arcilla gris azulada y verdosa Niveles inferiores arenosos finos y medianos, con fósiles marinos.	Fm. PARANÁ
	Arcilla y arenisca roja con estratos yesiformes y carbonato de calcio. Arena mediana.	Fm. OLIVOS
	ROCA IGNEA METAMÓRFICA	BASAMENTO

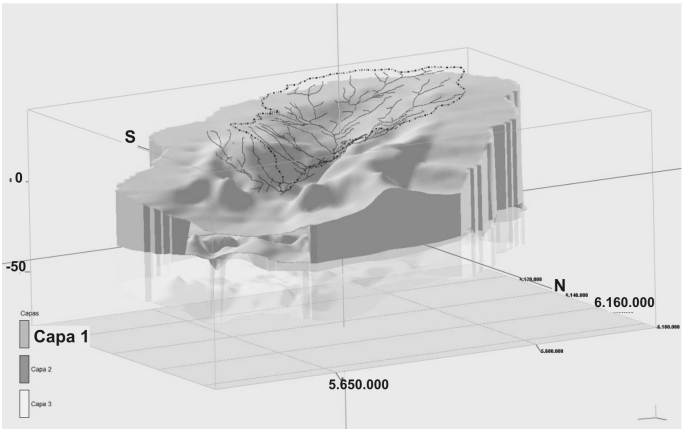


Figura 2. Vista de la Capa 1. Exageración vertical 400x. Se superpone el límite hídrico de la cuenca (línea de trazo) y cursos de agua (línea continua).

La Capa 2 corresponde al techo de la Formación Puelches (Tófalo et al., 2005), está integrada por arcillas plásticas limosas de color generalmente gris a verdosa. Los espesores varían de 0 a 13 metros. Esta capa es sub-horizontal e irregular respecto al espesor, presentando sectores con espesor nulo como en los partidos de Almirante Brown, Avellaneda, Berazategui, CABA, Est. Echeverría, Ezeiza, La Matanza, Lanus, Loma de Zamora y Quilmes (Figura 3). Otra zona con espesores nulos se observa en el partido de Cañuelas, pero debido a la poca densidad de perforaciones no pudo determinarse su real extensión. La profundidad del techo de esta capa, medida desde la superficie, varía desde los 13 a 62 metros.

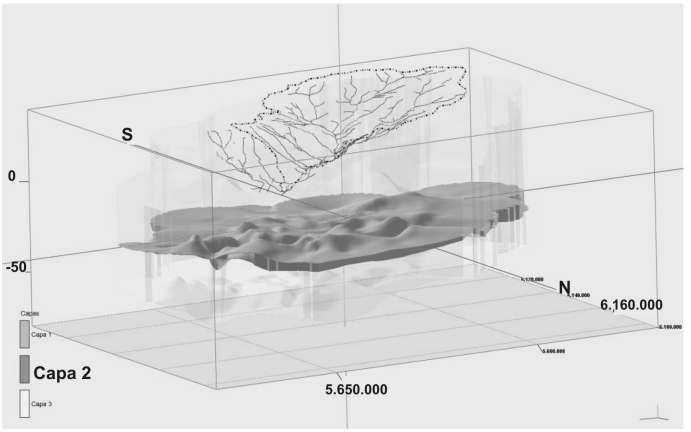


Figura 3. Vista de la capa 2. Exageración vertical 400x. Se superpone el límite hídrico de la cuenca (línea de trazo) y cursos de agua (línea continua).

La Capa 3 está integrada por arenas cuarzosas, castaña amarillenta a blanquecinas de gran selección granulométrica con intercalaciones arcillosas y limosas hacia el techo. Esta secuencia de intercalaciones de arenas, arcillas y limos, que se encuentra generalmente hacia el techo, puede ser diferenciada ya que le confiere a la capa menor permeabilidad equivalente que las arenas cuarzosas subyacentes (Tabla 3). Subyace a la Capa 3 las arcillas verde azuladas de la Formación Paraná de origen marino y de carácter acuitardo. Suprayace a la Capa 3 las arcillas plásticas de la Capa 2. La profundidad del techo de la Capa 3 varía entre 15 y 73 metros, mientras que el espesor total varía entre 8 y 39 metros. La zona con mayor espesor se encuentra al SE de la ciudad Autónoma de Buenos Aires, en tanto que la perforación con el máximo espesor, en el límite de los partidos entre Las Heras y Cañuelas (Figura 4). Localmente no se pudo establecer una tendencia, pero regionalmente Auge et al. (2002) muestran un aumento de espesor hacia el centro de la cuenca del río Salado con espesores máximos de 60 metros.

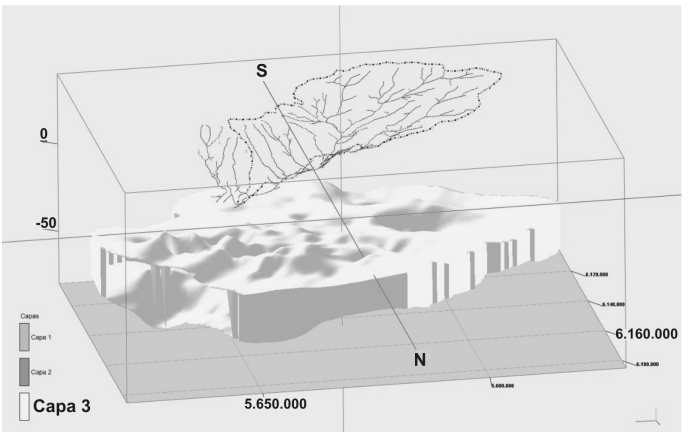


Figura 4. Vista de la capa 3. Exageración vertical 400x. Se superpone el límite hídrico de la cuenca (línea de trazo) y cursos de agua (línea continua).

Se elaboraron mapas isopáquicos mostrando los espesores de cada capa descripta (Figura 5) y mapas de cotas del techo de la Capa 2; y techo y base de la Capa 3.

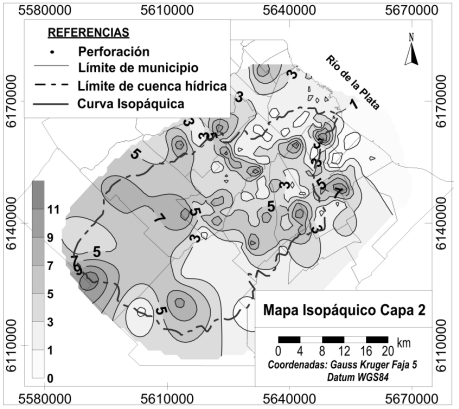


Figura 5. Espesor de la capa 2 en metros.

Asimismo, se realizaron cinco secciones geológicas que permiten observar la geometría de las capas en la CMR las cuales se pueden consultar en Vives et al. (2012). Una sección transversal y otra longitudinal a la cuenca son ilustradas en las figuras 6 y 7.

Propuesta de mejora

Con el objetivo de reducir las incertidumbres en la geometría del subsuelo de la CMR y poder abordar un modelo de transporte de solutos, se sugiere direccionar estudios con el objetivo de:

a) Incorporar información geológica relacionada con el desarrollo de los depósitos continentales y marinos ocurridos en distintos momentos de la historia geológica de la región, de tal manera de representar con mayor fidelidad la heterogeneidad de las formaciones e intentar reproducir la evolución geológica y geomorfológica en el valle de la CMR.

b) Incorporar los efectos de los eventos tectónicos en los depósitos sedimentarios y obtener información de las condiciones ambientales durante los procesos de sedimentación que condicionan la composición de los sedimentos.

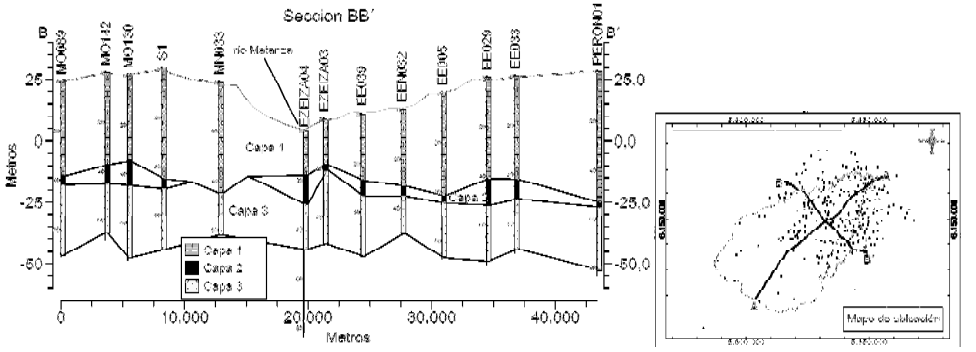


Figura 6. Sección transversal a la CMR y ubicación de las secciones.

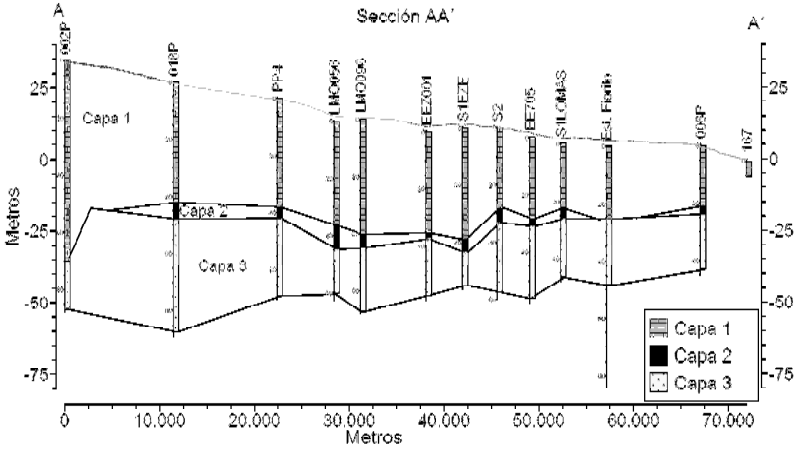


Figura 7. Sección longitudinal a la CMR.

c) Realizar perforaciones con recuperación continua de testigos, asegurando que el material obtenido haya sido mínimamente disturbado. Con las muestras obtenidas se determinarán las propiedades litológicas (color por comparación con los patrones cromáticos del Rock Color Chart Committee, 1951); granulometría aplicando los métodos de tamizado y pipeteo, así como Láser, estructura y textura sedimentaria e identificación de litofacies según propuesta de Miall (1996). Efectuar el análisis geoquímico de elementos mayoritarios, minoritarios y traza, y mineralógico de las distintas fracciones mediante rayos X, lupa binocular y cortes delgados.

d) Realizar perforaciones que atraviesen una parte de la Formación Paraná a efectos de conocer sus características y los posibles efectos en el acuífero Puelche.

Agradecimientos

Es destacable agradecer la información facilitada por la Lic. M. I. Nagy de la Dirección de Planificación y la Ing. M. C. Echarte de la Dirección de Medio Ambiente y Desarrollo de Agua, ambas de AySA; a los Dres. J. L. Cavallotto y R. Violante del Servicio de SHN; a S. Cicchitti y Lic. G. Mercapide del SPAR; y la Lic. I. Martín de ACUMAR. Como así también agradecer la información suministrada por la consultora Hidroar S.A. y las empresas perforistas Baldoni e hijos, Hidroprospec, y Reynard Hnos. S. A. Sin sus aportes no hubiese sido posible desarrollar este trabajo.

Referencias

Ameghino F., 1889. Contribución al conocimiento de los mamíferos fósiles de la República Argentina. Actas de la Academia Nacional de Ciencias de Córdoba, T. 6.

Artaza, E., 1942. Cuaderno Nº6. Ministerio de Obras Públicas. Dirección de Obras Sanitarias. En: Cavallotto, J. L., 1995. Evolución geomorfológica de la llanura costera ubicada en el margen sur del río de la Plata. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de La Plata. (inédita) .

Auge M., Hernámdez M. y Hernández L., 2002. Actualización del conocimiento del Acuífero semiconfinado Puelche en la provincia de Buenos Aires, Argentina. XXXII IAH & VI ALHSUD Congress. Actas: 629-633. Mar del Plata. Argentina.

Cavallotto, J. L., 1995. Evolución geomorfológica de la llanura costera ubicada en el margen sur del río de la Plata. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de La Plata. (inédita)

EASNE, 1973. Contribución al estudio geohidrológico del noreste de la provincia de Buenos Aires. C.F.I. Serie técnica 24, Buenos Aires.

Fidalgo, F., De Francesco, F.O. y Pascual, R. 1975. Geología superficial de la llanura bonaerense (Argentina). Geología de la Provincia de Buenos Aires. 6° Congreso Geológico Argentino, Relatorio: 103-138, Bahía Blanca.

Frengüelli, J. 1950. Rasgos generales de la morfología y la geología de la provincia de Buenos Aires 2: 33. LEMIT, La Plata.

González Bonorino, F. 1965. Mineralogía de las fracciones arcilla y limo del pampeano en el área de la Ciudad de Buenos Aires y su significado estratigráfico y sedimentológico. Revista de la Asociación Geológica Argentina 20 (1): 67-148.

Miall, A., 1996. The geology of fluvial deposits. Sedimentary Facies, Basin Analysis and Petroleum Geology. Springer, 582 p., Berlín.

Santa Cruz J. N., Silva Busso, A., Amato, S., Guarino, M., Villegas, D., Cernadas, M., 1997. Explotación y Deterioro del Acuífero Puelches en la región metropolitana de la República Argentina, Ingeniería Sanitaria y Ambiental N° 31, 34-42.

Tófalo O. R., Etchichury M. C. y Fresina M., 2005. Características texturales y petrofacies de depósitos neógenos, Bancalari, provincia de Buenos Aires. Revista de la Asociación Geológica Argentina, 60 (2): 316-326.

Valentin J., 1895. Datos estratigráficos sobre las llanuras argentinas. Apéndice segundo censo nacional, Territorio, 2da parte, Geología, pp. 89-93. Buenos Aires.

Vives, L., Mancino C. y Scioli C., 2012. Modelo conceptual y numérico del flujo de aguas subterránea de la cuenca del río Matanza-Riachuelo.227p.

Yrigoyen, M. R., 1975. Geología del subsuelo y Plataforma Continental. Relatorio Geología de la Provincia de Buenos Aires, VI Congreso Geológico Argentino, Bahía Blanca 139-168.

Yrigoyen, M. R., 1993. Morfología y geología de la ciudad de Buenos Aires. Evaluación e incidencia geotécnica. Actas de la Asociación Argentina de Geología Aplicada a la Ingeniería, Buenos Aires, VII, 7-38.

Zárate, M. 2005. El Cenozoico tardío continental de la provincia de Buenos Aires. XVI Congreso Geológico Argentino. Geología y Recursos Minerales de la provincia de Buenos Aires (Editores R. de Barrio, R. Etcheverry, M. Caballé y E. Llambías) 139-149.

Modelación del flujo subterráneo en la cuenca Matanza-Riachuelo, Provincia de Buenos Aires
2. Cálculo de la recarga

Carlos Scioli[1], Luis Vives[2], María Burgos[1] y Sandra Martinez[3]

[1] Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral. Ciudad Universitaria RN168 Km 472,4 (3000) Santa Fe, Argentina
[2] Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (UNCPBA – CIC – Municipalidad de Azul). Azul, Buenos Aires, Argentina.
[3] Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR). Buenos Aires, Argentina.

Mail de contacto: scioli@fich.unl.edu.ar

RESUMEN

Dentro de las actividades para el saneamiento de la cuenca Matanza Riachuelo se desarrolló un modelo numérico de flujo de agua subterránea preliminar como punto inicial para disponer de una herramienta para la gestión y planificación de la cuenca. En una serie de tres artículos se presentan los trabajos realizados para obtener esta modelación numérica.

En este trabajo se propone, teniendo en cuenta la evolución espacio – temporal de la transformación de la zona rural en urbana, una metodología para el cálculo de la recarga rural y una formulación matemática para evaluar la recarga urbana a través de componentes de origen natural y antrópico. La expresión para evaluar esta recarga urbana incluye las pérdidas de las redes de agua, saneamiento y conductos pluviales, la recarga por escurrimiento superficial y pozos sépticos.

Palabras clave: Matanza-Riachuelo, recarga urbana, recarga rural .

ABSTRACT

Among the activities for cleaning up the Matanza Riachuelo basin, a groundwater flow numerical model was developed as a starting point to provide a tool for planning and management of the basin. The modeling is described in a three-part series articles.

Considering the space - time transformation from rural to urban water, a methodology for calculating rural recharge and a mathematical formulation to evaluate urban recharge through natural and anthropogenic components are presented. The expression to evaluate the urban recharge includes losses from the water distribution system, sewage system and storm drainage network, recharge from surface runoff and septic tanks.

Keywords: Matanza-Riachuelo, urban recharge, natural recharge.

Introducción

En el marco del Plan Integral de Saneamiento de la cuenca Matanza Riachuelo (CMR) se desarrolló un modelo numérico de flujo de agua subterránea como una herramienta para la evaluación del recurso y la gestión del saneamiento. En una serie de tres artículos se presentan los trabajos realizados para obtener esta modelación. En este segundo trabajo se presenta el cálculo de la recarga al acuífero superficial para el período 1906-2010, teniendo en cuenta las componentes de origen natural y algunas proveniente de actividades antrópicas.

La urbanización de una zona rural produce una alteración del balance hidrológico que generalmente se traduce en el aumento del escurrimiento superficial, reducción de la recarga natural de acuíferos, reducción de la evapotranspiración y un significativo aumento de la recarga inducida por acciones antrópicas tal como pérdidas de las redes de agua y saneamiento.

La recarga de origen antrópico está relacionada con el grado de ocupación del territorio por instalaciones urbanas, tales como la distribución espacial y temporal de áreas impermeables (casas, edificios, calles y áreas de suelo compactado) y redes de agua potable y de desagüe pluvial y cloacal (Lerner, 1986). En algunas áreas urbanas, la recarga antrópica puede ser igual o exceder a la recarga natural.

La cuantificación de la recarga urbana es una tarea compleja; estudios como el de Lerner (2002) indica que las fuentes de recarga en zonas urbanas se identifican mediante la piezometría, trazadores químicos y balances de agua, pero los tres métodos presentan

limitaciones. La recarga se cuantifica bien por sus componentes individuales (recarga natural, pérdidas de tuberías, pozos negros, etc.) o bien de forma holística.

En este trabajo se propone el cálculo de la recarga al acuífero superior en el área de la cuenca Matanza Riachuelo teniendo en cuenta la evolución de la transformación de la zona rural en urbana y adaptando una formulación matemática (Bocanegra, 2010) para evaluar la recarga urbana a través de componentes de origen natural y antrópico. Esta formulación incluye las pérdidas de las redes de agua, saneamiento y conductos pluviales, la recarga por excesos, escurrimiento superficial y acumulación, y por filtración en pozos sépticos.

La variabilidad espacial de la cobertura sanitaria se implementó en función de la cobertura de servicios de agua y cloacas.

La variación temporal de la recarga urbana es tratada en los modelos numéricos de flujo de agua subterránea como una función que reproduce este efecto y es un dato fundamental de entrada. La función de recarga es ingresada al modelo como un dato areal.

Los caudales de extracción de los pozos de industrias, bombas depresoras, de concesionarias de agua, etc. no son un parámetro de la función de recarga planteada pero si son utilizados en el balance para el cálculo de la recarga en el modelo. Como estos datos son generalmente puntuales, los mismos son ingresados individualmente en el modelo numérico.

Metodología

Área de Estudio

La cuenca del río Matanza Riachuelo (CMR) se localiza al este de Argentina y al NE de la provincia de Buenos Aires (Figura 1), abarcando parte de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y de catorce partidos de la provincia. La cuenca hidrográfica presenta una superficie de 2.065 km^2 con un desnivel máximo del relieve del terreno de 30 m y una longitud y ancho máximo de 72 y 42 km, respectivamente. El área posee pendientes muy bajas, conformando un paisaje de llanura típico.

Recarga Natural

Para el cálculo de la recarga en la zona rural se efectúa un balance hídrico en el suelo a paso diario. El balance se realiza mediante una hoja de cálculo en la que a la lluvia diaria se le descuenta el escurrimiento superficial evaluado según el método del Número de Curva (CN) del Servicio de Conservación de Suelos del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA SCS, 1985). La fracción de la precipitación que no escurre, infiltra en el suelo y pasa a integrar su reserva de humedad.

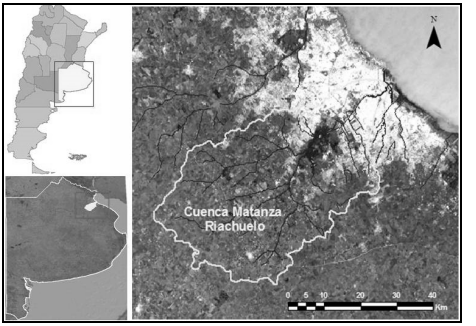


Figura 1. Cuenca del río Matanza Riachuelo.

La evapotranspiración potencial, ingresada como parámetro forzante del modelo, es utilizada para la determinación de la evapotranspiración real. Esta última se determina según una relación lineal que crece desde cero para reserva nula en el suelo (asimilable a punto de marchitez permanente) hasta la potencial para reserva completa (asimilable a capacidad de campo). El exceso diario de este balance es asignado a la recarga del acuífero freático. Las fluctuaciones del nivel en el acuífero es calculada por el producto de la recarga [mm] y el valor de la porosidad específica. Finalmente, la descarga del acuífero se simula mediante dos ecuaciones de goteo que utilizan dos niveles de base diferentes: uno que simula la descarga local y otra para la descarga regional.

El método CN expresa el volumen de escurrimiento como una función del volumen de lluvia, el almacenamiento y la abstracción inicial.

La asignación de un valor de CN a una cuenca dependerá del tipo y cobertura de suelo, condición hidrológica y condición de humedad antecedente. Con la metodología propuesta por USDA SCS (1985), el valor de CN adoptado para condiciones de humedad media se ajusta en una planilla de cálculo para condiciones seca o húmeda según la precipitación de los 5 días previos.

En este estudio, para caracterizar las precipitaciones en la zona se tuvieron en cuenta dos estaciones del Servicio Meteorológico Nacional (SMN); Estación Buenos Aires por presentar datos históricos confiables y Estación Ezeiza Aero por su ubicación dentro de la cuenca.

El cálculo de la recarga se realizó para el periodo 1906-2010. La evapotranspiración potencial (ETP) diaria desde el año 1956 a 2010 fueron provistas por el SMN y calculadas por el método de Penman Monteith. Los valores para el periodo anterior a 1956 se calcularon por el método de Thornthwaite a partir de las temperaturas observadas en la Estación Buenos Aires.

Para la calibración del modelo de recarga y dado que no se dispone de series históricas de niveles freáticos, se emplearon los niveles simulados con el modelo hidrológico MIKE SHE (DHI, 1998; Abbott et al., 1986a) implementado por el INA (2010).

El modelo calibrado fue posteriormente validado, comparando los niveles calculados con los observados en pozos de monitoreo y verificando que la fracción de agua que escurre se encuentre en el rango de los caudales aforados en las secciones de control.

Recarga en Zonas Urbanas

El cálculo de la recarga urbana se realizó teniendo en cuenta la evolución espacio temporal de la transformación de la zona rural en urbana. La Figura 2 presenta un esquema donde se identifican las diferentes componentes que se tienen en cuenta para la determinación de la expresión de recarga urbana.

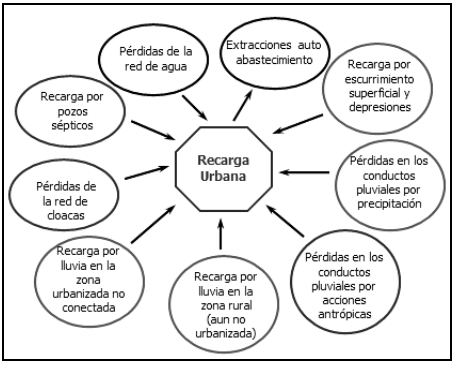


Figura 2. Esquema de los componentes de origen natural y antrópico que condicionan la recarga urbana.

La Ecuación 1 se presenta la expresión para evaluar dicha recarga a través de componentes de origen natural y antrópico, siendo ésta una modificación de la utilizada por Bocanegra (2010).

$$Ru = \left(Ex + \beta \cdot Esc\right)\frac{SR}{EJ} + \left(Ex \cdot SINC + \alpha \cdot \left(1 - SINC\right) \cdot P\right)\frac{SU}{EJ} + \frac{\left(PRa - Extr + \lambda \cdot Clo + \alpha \cdot Pls + PN\right)}{EJ}$$

(1)

donde:

Ru = Recarga urbana (m/d)

Ex = Exceso del balance hídrico (m/d)

EJ = Ejido urbano = SR + SU (m^2)

SR = Superfície rural (permeable) (m^2)

SU = Superficie urbana impermeable (m^2)

SINC = Coeficiente de superficie impermeable no conectada a la red pluvial

α = coef. de pérdida en las redes pluviales

β = coef. de infiltración del escurrimiento y almacenamiento superficial

λ = coef. de pérdida en las redes sanitarias

PRa = Pérdidas de la red de agua (m/d)

Extr = Extracciones domiciliarias para autoabastecimiento

Clo = Caudal de líquidos cloacales (m/d)

PN = Recarga por pozos negros (m/d)

Pls = Caudal en la red pluvial proveniente de filtraciones de pozos negros y de las redes de agua potable y cloacas. (m/d)

P = precipitación (m/d)

Esc = escurrimiento superficial (m/d)

Los términos de la Ecuación 1 y Figura 2 tienen en cuenta los siguientes aspectos:

a) Ejido Urbano *EJ*, para cada paso temporal, es igual a la suma de la superficie urbanizada impermeable y la superficie rural. La superficie rural contempla todas las áreas permeables dentro de la zona urbana (jardines, plazas, patios, etc.). Al comienzo de la serie temporal la superficie urbanizada impermeable ocupa una menor parte del ejido urbano y con el paso del tiempo crece el porcentaje de ocupación, llegando en algunos casos a anular la superficie rural.

b) Excesos del balance hídrico *Ex*, son utilizados para determinar la recarga natural de la superficie permeable (rural) dentro del ejido urbano. Esta área varía en el tiempo en función del aumento del área impermeable.

c) Recarga por la superficie impermeable no conectada a la red pluvial (*SINC*). Es el agua precipitada sobre áreas impermeables que es conducida a zonas permeables como jardines, parques, etc.

d) Pérdidas de redes de agua potable y cloacas. El caudal suministrado a la población sufre pérdidas en las redes de agua y luego en la red de saneamiento por deterioro de las mismas o por instalaciones de mala calidad.

e) Extracciones domiciliarias (*Extr)*. En zonas urbanas no abastecidas por agua de red, las viviendas se abastecen por medio de pozos de bombeo domiciliarios.

f) Recarga por pozos negros (*PN)*. La población sin servicio sanitario produce una recarga al acuífero a través de la disposición in situ de los efluentes domésticos.

g) Pérdidas de la red pluvial. La densificación de redes, el tipo, antigüedad y diámetro de las cañerías, así como la permanencia del caudal pico tienen un papel predominante en la recarga al acuífero por pérdidas de la red pluvial.

h) Recarga por escurrimiento superficial y acumulación. Este componente considera la recarga que produce el escurrimiento superficial y acumulación de agua de lluvia dentro del ámbito rural, que posteriormente ingresa a los colectores principales del ejido urbano. El escurrimiento superficial se calcula por el método CN del SCS (USDA-SCS, 1964).

Los coeficientes de pérdida en las redes cloacales y pluviales, y coeficiente de infiltración del escurrimiento y almacenamiento superficial se obtuvieron a partir de un análisis de sensibilidad simulando distintos escenarios por medio de la modelación numérica del flujo subterráneo.

Resultados

Cuantificación de la Recarga Natural

Los valores de recarga obtenidos con el modelo de balance fueron comparados con la evolución en el nivel de los pozos representados en la modelación hidrológica realizada por el INA (2010). Esto permitió calibrar los parámetros: capacidad de almacenamiento del suelo, número de curva para la condición de humedad intermedia, porosidad específica, y coeficientes de goteo y niveles de descarga local y regional del modelo de balance.

La Figura 3 presenta la variación de nivel en uno de los pozos simulados con el modelo hidrológico MIKE SHE comparado con el nivel calculado con el modelo de recarga empleado. Se observa que el nivel freático calculado con el modelo de recarga reproduce adecuadamente las variaciones del nivel simulado con MIKE SHE. Este comportamiento se observo en todos los pozos representados en el modelo hidrológico, por lo que el método utilizado reproduce adecuadamente la variabilidad temporal de los niveles freáticos. La Tabla 1 presenta los valores de los parámetros del modelo utilizados para el cálculo de la recarga rural.

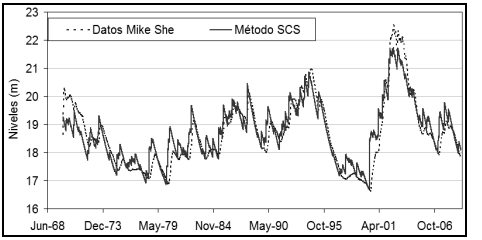


Figura 3. Comparación del nivel freático simulado con el modelo MIKE SHE y el método SCS.

Tabla 1. Valores usados en el cálculo de recarga rural.

CN (Condición II)	75
Porosidad específica	10.8 %
Almacenamiento	110

En el proceso de validación, los niveles freáticos determinados con el modelo de recarga representaron adecuadamente los valores y variaciones del nivel medido en el pozo 3F de la red de ACUMAR para el período 2008-2011 (Figura 4). Para verificar que los escurrimientos calculados están en el orden de los escurrimientos observados, se compararon los determinados en el balance y los aforados en una sección de cierre. La sección elegida fue la intersección del río Matanza con la calle Máxima Herrera con un área de aporte de aproximadamente 820 km^2. Se adoptó un caudal de 1.35 m^3/s, correspondiente al caudal medio de los aforos mensuales realizados por ACUMAR entre octubre y diciembre de 2011, resultando similar a 1.38 m^3/s correspondiente al caudal medio generado por la fracción de agua que escurre.

Cuantificación de la Recarga Urbana

Los parámetros de la recarga urbana adoptado son:

Ejido Urbano

El Ejido Urbano (*EJ*) de la zona de estudio tiene un gran desarrollo areal con características socio económicas y de cobertura de servicios sanitarios muy heterogéneas. En función de esto y para representar la variación espacial de la recarga, el *EJ* fue desagregado

en áreas de características socioeconómicas y de servicio homogéneas. De esta manera, se estimó la recarga urbana por cada partición del *EJ.*

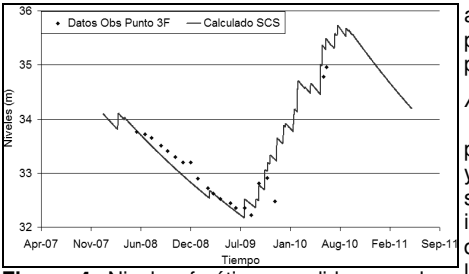


Figura 4. Niveles freáticos medidos en el pozo 3F y calculados con el método de SCS para el período 2008-2011.

Los *EJs* se generaron combinando el mapa de los partidos de la provincia de Buenos Aires y el de la zonificación por cobertura de servicios de agua y saneamiento (Herrero y Fernández, 2008). De esta manera, se obtuvo una nueva zonificación de la región de estudio quedando discriminadas zonas con iguales características sanitarias. En Figura 5 se muestra el mapa resultante donde cada polígono es considerado como un *EJ* al cual se le asigna una zona de recarga distinta.

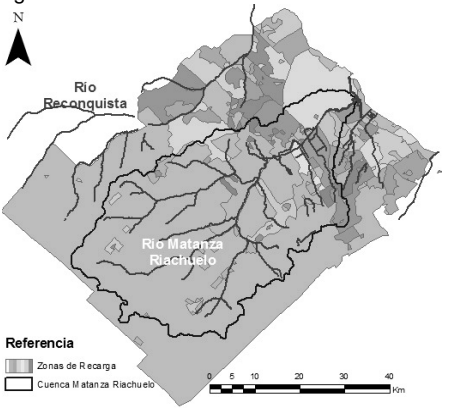


Figura 5. Zonas de recarga en el dominio del modelo numérico de agua subterráneas.

Estimación de la población

La información de base fueron los censos poblacionales de 1869 a 2010, los correspondientes al año 2001 y 2010 brindan los datos por partido y los censos anteriores refieren la información a otra división jurisdiccional de los partidos. La estimación de la población para el periodo 1869-2010 se realizó manteniendo un área constante que es la que actualmente ocupa cada partido. Para los años actuales los datos se obtuvieron directamente del censo y para periodos anteriores, se estimó en base a la densidad poblacional y configuración territorial en cada periodo.

Áreas impermeables

El agua caída sobre las áreas impermeables pueden ser capturada por los sistemas pluviales y conducida a cursos de agua cercanos o bien, ser conducida a sectores permeables donde infiltran a través de la zona no saturada. Estas dos alternativas se producen porque no todas las superficies impermeables están conectadas a la red de drenaje. Parte de estas áreas drenan hacia zonas permeables adyacentes (patios, jardines, plazas) donde infiltran.

Para determinar el área que aporta a la red de drenaje pluvial es necesario conocer el área impermeable y el porcentaje no conectado a la red pluvial (*SINC*). La superficie impermeable en el dominio del modelo se estimó con base a la información generada por Quani (2011). En este trabajo, se obtuvo la cobertura del terreno diferenciada en área impermeable, vegetación natural y artificial y cuerpos de agua para la cuenca Matanza Riachuelo en el período 1976-2011.

La superficie impermeable no conectada se estimó en función de las características urbanas de los partidos y datos de bibliografía. El área se diferenció en tres categorías: Residencial-Comercial, Residencial y Urbano, para distinguir las áreas con una mayor densidad en la primera, a una menor densidad en la última. Con base en esta diferenciación se asignaron coeficientes de SINC que varían de 0 para superficie totalmente conectadas al sistema a 1 para áreas no conectadas.

Pérdidas en redes de distribución de agua potable

La información para la estimación de las pérdidas en las redes de distribución de agua potable se obtuvo de la revisión de los informes del ERAS (expedientes 10995/94, 12668/99, 13616/02), AySA (informes anuales de concesión) e INA (2010).

La información para determinar la variación de la cobertura de la red de agua potable en los partidos de la cuenca Matanza Riachuelo, se obtuvo de los informes anuales de Aguas Argentinas y AySA. Con base a esta información se confeccionó una planilla donde se calculó para cada ejido urbano el porcentaje de cobertura para diferentes años (Tabla 2). La

Tabla 3 muestra un ejemplo de las dotaciones por habitante por día para la zona de concesión, discriminada por partido o región para el año 2010.

Tabla 2 - Cobertura de agua potable en para cada *EJ.*

Ejido Urbano	Años				
	1976	1993	2001	2006	2011
1_Almte Brown	0%	100%	100%	100%	100%
2_Almte Brown	0%	8%	64%	63%	66%
4_Almte Brown	0%	0%	0%	0%	0%
1_Avellaneda	65%	100%	100%	100%	100%
2_Avellaneda	0%	5%	20%	19%	20%
1_CABA	82%	100%	100%	100%	100%
2_CABA	0%	100%	100%	100%	100%

Tabla 3 - Dotación por habitante para el año 2010 - AySA "Informe Anual año 2010".

Regiones	Pob Servida AySA [hab]	Agua Producida[m^3/d]	Dotación [l/hab/d]
Capital Federal	2978873	2091887	702.2
Norte (San Isidro, San Fernando, Tigre, Vicente López San Martín)	1243131	730967	588.0
Oeste (Matanza, Morón, tres de Febrero, Hurlingan, Ituzaingó)	1471152	752093	511.2
Sur (Alte. Brow, Lomas de Zamora, Lanús, Avellaneda, Quilmes, EE)	2046260	1373935	671.4

Para las áreas sin red de agua potable, se adoptó que la población se autoabastece del acuífero Pampeano con una dotación de 250 l/hab/d. Con este criterio se representó la variación de la recarga antes y después de realizada las obras de agua potable. La extracción de agua para autoabastecimiento debido a este criterio es considerado para toda la superficie del EJ.

En base a una fracción de pérdida del 30% en promedio, se estimaron las pérdidas en la red de distribución. Para los partidos fuera de la zona de concesión, los datos fueron calculados por proximidad y características socio económicas semejantes.

Utilizando los datos de población por radio censal, se calcularon los caudales de pérdida por día para las zonas con cobertura de red, que constituyen un aporte al acuífero freático. Del total de agua que se pierde de la red, se consideró que un 20% escurre hacia la superficie o bien es captada por los conductos pluviales o cloacales, de manera que solo el 80% del agua de las fugas llega efectivamente al acuífero freático. Los valores fueron calculados para el período 1906-2011 en base a los censos de población.

Pérdidas en redes de cloacas

Las pérdidas en la red cloacal están relacionadas con el caudal que transportan (función de la población y consumo de agua) y el coeficiente de pérdidas α.

Para estimar el caudal, se adoptó una tasa de vuelco del 90% de la dotación que llega a los hogares en cada zona. La cantidad de agua que obtienen los hogares se determinó como la cantidad media producida por habitante, menos las pérdidas en la red.

Para zonas fuera de la concesión de AySA donde no se dispone de datos de bombeo o dotación por habitante, se adoptaron tasas de producción por habitante de 450 l/hab/d, para los usuarios conectados a redes de agua potable subterránea, y de 250 l/hab/d, para los habitantes autoabastecidos. En el caso de los habitantes servidos por el sistema central de AySA, se utilizaron las datos de dotación por partido informadas por la empresa (AySA, 2010). Los valores de los vuelcos a la red de cloacas fueron ajustados para el período 1906-2011 en base a los censos de población.

La superficie con cobertura de red cloacal esta definida para el año 2001 de acuerdo a Herrero y Fernández (2008). La cobertura de este servicio para años anteriores y posteriores al 2001 se obtuvo de los expedientes e informes citados en el apartado anterior. Con esta información se confeccionaron tablas con la evolución de la cobertura de la red de cloacas para cada *EJ* (similares a la Tabla 3).

La variación temporal de la cobertura de la red cloacal se produce por el aumento o disminución de la población servida dentro de las zonas establecidas por Herrero y Fernández (2008). De esta manera se reproduce la variación del servicio de saneamiento manteniendo la superficie de cobertura del 2001.

Cuando disminuye el nivel de cobertura del servicio se supone que la población afectada comienza a verter sus efluentes a los pozos negros. Con este criterio se representa la variación temporal del área cubierta por la red cloacal, por lo que la recarga urbana reproduce los efectos de la realización de obras cloacales.

El coeficiente de pérdidas α simula las fugas que ocurren en el sistema por deterioro de las cañerías, falta de adecuación de los diámetros al incrementar la población servida, elevada presión en los conductos y menor calidad constructiva. Este parámetro es difícil de estimar y no hay información disponible para el área. Para esta modelación se adopto un valor de 0,015 en coincidencia con el adoptado por Bocanegra (2010) y posteriormente se ajusto en el proceso de calibración.

Filtración de pozos negros domiciliarios

La filtración desde los pozos negros domiciliarios se calculó para la población no servida con cloacas de cada *EJ*. Se asumió que el 75% del agua usada va al pozo negro, recargando el acuífero freático. Los vuelcos a pozos negros estimados en cada *EJ* se implementaron en la recarga urbana, y sus valores se ajustaron para el período 1906-2011 en base a los censos de población y la cobertura de la red cloacal.

Pérdidas de la Red Pluvial

En gran parte del área de estudio coexisten los sistemas de desagüe pluvial y cloacal. El agua que ingresa a la red durante los eventos de precipitación corresponde a la lluvia caída sobre el área impermeable directamente conectada. El área impermeable conectada se obtuvo de multiplicar el área impermeable total por (1-*SINC*). La variación en el tiempo de este coeficiente y del área impermeable permitió representar el efecto de la filtración en el periodo 1906-2010.

El coeficiente de pérdidas de red pluvial fue estimado inicialmente en 0,025 (valor similar al utilizado por Bocanegra,2010) y posteriormente ajustado en el proceso de calibración. Este coeficiente se supone mayor a las pérdidas de la red cloacal debido a los materiales y técnicas constructivas de las redes pluviales.

Calculo de la Recarga Urbana

Para cada *EJ* se determinaron los distintos parámetros de la recarga urbana para cada paso de tiempo.

En la Figura 6 se presenta la recarga mensual del *EJ* de La Matanza con cobertura de red de agua potable y sin cloaca. Los cambios en la pendiente desde 1985 en adelante son consecuencia del impacto que produjo las diferentes obras de ampliación de la cobertura de la red de agua potable.

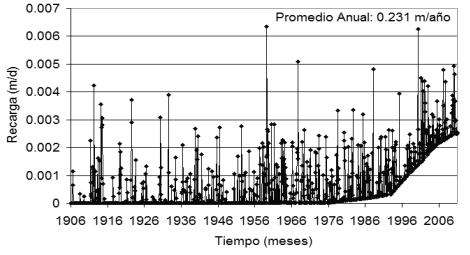


Figura 6. Recarga mensual del *EJ* de La Matanza con red de agua potable y sin cloacas.

El aumento de la población en aquellas zonas sin cobertura de servicios, produce una reducción en los valores de la recarga. Esto se debe a que en estas zonas la población extrae el agua para consumo y evacua sus aguas residuales en pozos negros (no hay importación ni exportación de agua). La recarga del *EJ* de Quilmes se presenta en la Figura 7.

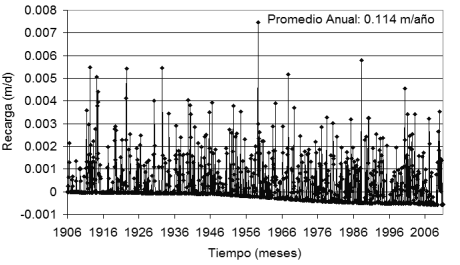


Figura 7. Recarga mensual del *EJ* de Quilmes sin red de agua y sin cloacas.

La variación temporal de los componentes de la ecuación de la recarga urbana para el *EJ* de Lanús se muestran en la Figura 8. En ésta se observan cambios en las pendientes producto de las obras para incrementar la cobertura de los servicios de agua y cloacas en el *EJ*. Por ejemplo, la recarga por pozos negros decae abruptamente en la década del 90 producto de las obras de cloacas realizadas en el partido.

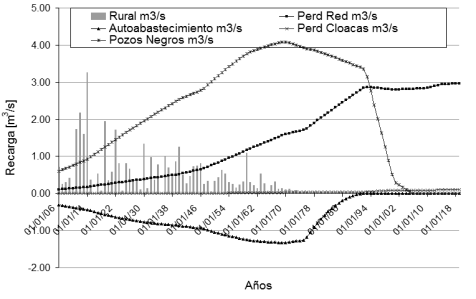


Figura 8. Variación temporal de los valores de los componentes de la recarga urbana para el *EJ* de Lanús con red de agua y con cloacas.

En la Figura 9 se observa que los valores más altos de recarga urbana para el periodo 1906-2011 corresponden a las zonas con cobertura de red de agua, con/sin cloaca y con alta densidad de población que causa mayor consumo de agua, tales como CABA, Avellaneda y Lanús, entre otros. Los *EJ* sin red de agua potable, aunque con alta densidad de habitantes, presentan valores menores de

recarga debido a que se abastecen de agua subterránea, por tanto no importan agua que genera una mayor recarga.

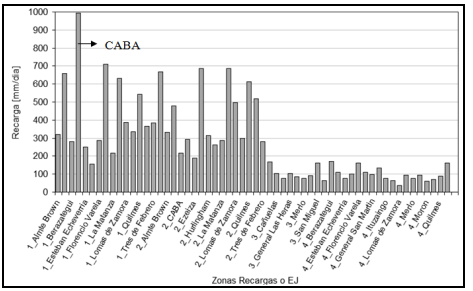


Figura 9. Promedio de la Recarga urbana media diaria para el período 1906-2011 para cada *EJ*.

Conclusiones

El trabajo permitió apoyar la definición del modelo conceptual de funcionamiento del sistema acuífero, mediante la identificación de los procesos que condicionan el movimiento del flujo en las áreas de recarga y descarga.

La zonificación del área de estudio permitió estimar los valores de recarga para las áreas rural y urbana. A su vez, el área urbana fue segregada con base a las características particulares de cada zona a fin obtener valores de recarga coherentes en cada una de ellas.

Los valores de recarga obtenidos para la zona rural fueron validados y demuestran que el método aplicado resulta adecuado para su determinación.

Para el cálculo de la recarga urbana en los diferentes ejidos del área de estudio se adaptó una formulación matemática para evaluar los diferentes componentes y se consideró la evolución espacio – temporal de la transformación de la zona rural en urbana. Los valores obtenidos para cada ejido son razonables y reflejan el comportamiento de la variabilidad espacial y temporal de la cobertura de los servicios de agua potable y cloacas.

Referencias

Abbott MB, Bathurst JC, Cunge JA, O'Connell, Rasmussen, 1986a. An introduction to the European hydrological system - Système Hydrologique Européen, SHE, 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system". Journal of Hydrology, 87: 45-59.

AySA, 2010. Informe anual 2010. 5to año de concesión 3191 pp

Bocanegra E, 2010. Desarrollo de herramientas hidrogeoquímicas y numéricas aplicadas a la evaluación de la explotación del Acuífero de Mar del Plata. Tesis Doctoral Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Mar del Plata. 119 p.

Custodio E (2004) Hidrogeología urbana: una nueva rama de la ciencia hidrogeológica. Boletín Geológico y Minero, 115, Núm. especial: 283-288 pp.

Danish Hydraulic Institute DHI, 1998. MIKE SHE Water Movement – User Guide and Technical Reference Manual. Edition 1.1.

Lerner DN (1986) Leaking pipes recharge groundwater. Ground Water. 24: 654-662.

Lerner DN (2002) Identifying and quantifying urban recharge: a review. Hydrogeology Journal. 10:143–152.

Herrero, A.C., Fernández, L., 2008. De los ríos no me río: diagnóstico y reflexión sobre las Cuencas Metropolitanas. – 1ª ed. – Buenos Aires. Temas Grupo Editorial

INA, 2010. Balance de Agua Subterránea en la Cuenca Del Matanza-Riachuelo Mediante Modelación Numérica. Instituto Nacional Del Agua Proyecto INA 1.207 Informe LHA 01-1.207-10 Ezeiza. 119 pp.

Informes anuales presentados por Aguas Argentinas durante el periodo de concesión al Ente Regulador de Agua y Saneamiento (ERAS) (expedientes 10995/94, 12668/99, 13616/02

Provincia de Buenos Aires: censos de 1869, 1881, 1895, 1914, 1947, 1960, 1970, 1980, 1991 y 2001, 2011 de la Dirección Provincial de Estadística (DPE) del Ministerio de Economía de la Provincial de Buenos Aires: http://www.ec.gba.gov.ar/Estadistica/pobvivob.html

Quaíni K, 2011. Análisis Espacio-Temporal De La Cuenca Matanza Riachuelo, Provincia De Buenos Aires. Tesis de maestría AEARTE Universidad Nacional de Córdoba, 28 de julio de 2011. 123 pp

USDA SCS, 1985. National Engineering Handbook, Section 4. U.S. Govt. Printing Office, Washington, DC.

Modelación del flujo subterráneo en la cuenca Matanza-Riachuelo, Provincia de Buenos Aires. 3. Modelo numérico de flujo

Luis Vives[1], Carlos Scioli[2], Christian Mancino[1] y Sandra Martinez[3]

[1] Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (UNCPBA – CIC – Municipalidad de Azul), República de Italia 780, (B7300) Azul, Buenos Aires, Argentina.
[2] Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe, Argentina.
[3] Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR). Buenos Aires, Argentina.

Mail de contacto: lvives@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

En el marco de las acciones del Plan Integral de Saneamiento de la cuenca Matanza Riachuelo, se desarrolló una primera versión del modelo numérico de flujo de agua subterránea. En una serie de tres artículos se presentan los trabajos realizados; en este artículo se presentan los modelos conceptual y numérico. El modelo numérico obtenido reproduce satisfactoriamente los niveles piezométricos observados y los gradientes hidráulicos simulados resultan en general similares a los medidos. Los valores de conductividad hidráulica calibradas o calculadas están en el orden de magnitud de los estimados, con excepción de zonas donde los valores resultan mayores aparentemente debido a una pobre definición de la geología local. El balance de masas es adecuado y los caudales calculados en los cursos superficiales son coherentes con los valores observados. Se concluye presentando las incertidumbres del modelo conceptual y numérico, y los logros alcanzados.
Palabras clave: Matanza-Riachuelo, modelo conceptual, modelación numérica de flujo, transitorio.

ABSTRACT

As part of the actions of the Integrated Sanitation Plan for the Matanza Riachuelo basin, a first version of the numerical model of groundwater flow was developed. A series of three articles presents the work undertaken; in this article the conceptual and numerical models are presented. The numerical model successfully reproduces the observed levels; in general, simulated hydraulic gradients match measured ones. Calibrated/calculated hydraulic conductivities are within the same order of magnitude as those measured, except at some areas that are seemingly greater probably due to a poor definition of the local geology. The mass balance is sounded and flow rates calculated in streams are consistent with observed measurements. The article ends with the presentation of the conceptual and numerical model uncertainties.
Keywords: Matanza-Riachuelo, conceptual model, numerical flow modeling, transient.

Introducción

El agua subterránea en el área de la Cuenca Matanza Riachuelo (CMR), ha sido uno de los sistemas más afectados por el crecimiento. En el marco del Plan Integral de Saneamiento Ambiental de la cuenca, el programa para agua subterránea involucra entre otras acciones, el desarrollo de un modelo de flujo como herramienta para evaluar las medidas implementadas, determinar el impacto en los sistemas y asistir en la modelación integrada del área de la cuenca.

Un modelo hidrológico previo utilizando el software MIKE SHE fue realizado por INA (2010), integrando el flujo subterráneo a otros aspectos de la hidrología de la cuenca. A partir de la información antecedente, información generada por la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR) e información obtenida de nuevos procesamientos, parte de las cuales se presentan en esta serie de trabajos: Geometría del subsuelo (Mancino et al., en este volumen) y Cálculo de la recarga natural y antrópica (Scioli et al., en este volumen), se desarrolló este modelo de simulación de flujo subterráneo como base para futuros desarrollos (Vives et al., 2012).

La CMR se localiza al este de Argentina y al NE de la provincia de Buenos Aires, abarcando varios partidos de la misma y parte de Capital Federal (Figura 1). La cuenca presenta una superficie de 2.065 km^2 con un desnivel máximo del relieve del terreno de 30 m y una longitud y ancho máximo de 72 y 42 km, respectivamente.

La zona presenta pendientes muy bajas, conformando un paisaje de llanura típico.

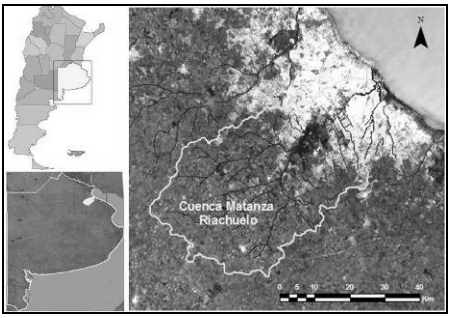


Figura 1. Cuenca Matanza Riachuelo (CMR).

Metodología

Para la modelación de la CMR se siguieron los clásicos pasos de cualquier ejercicio de modelación de flujo de agua subterránea comenzando con la definición del modelo conceptual de funcionamiento del sistema. Para obtener este modelo se construyó la geometría del subsuelo mediante la recopilación y análisis de datos básicos de perforaciones (Mancino et al., en este volumen) y se identificaron los elementos que condicionan el movimiento del flujo (recargas y descargas).

En el cálculo de la recarga se tuvo en cuenta la evolución espacio – temporal de la transformación de la zona rural en urbana, adaptando una formulación matemática de Bocanegra (2010) para evaluar la recarga urbana teniendo en cuenta componentes de origen natural y antrópico (Scioli et al., en este volumen). Esta formulación incluye las pérdidas de las redes de agua, saneamiento y conductos pluviales, la recarga por excesos, escurrimiento superficial y acumulación, y las filtraciones de pozos sépticos. La variabilidad espacial de la cobertura sanitaria se implementó en función de la cobertura de servicios de agua y cloacas.

Modelo numérico empleado

La modelación se realizó con el código TRANSIN (Medina and Carrera, 1996), que permite simular el flujo del agua subterránea y el transporte de solutos a través de la interfaz gráfica VISUAL TRANSIN. El programa resuelve las ecuaciones diferenciales por el Método de Elementos Finitos. El código permite realizar la calibración de los parámetros de forma automática, minimizando una función objetivo que tiene en cuenta no sólo el ajuste entre valores medidos y calculados de niveles piezométricos, sino también la plausibilidad de los parámetros calculados. La calibración automática, conocida como Problema Inverso, se obtiene por métodos estadísticos basados en maximizar la verosimilitud de los errores de la estimación (Carrera y Neuman, 1986). Estas herramientas han sido desarrolladas por el Grupo de Hidrogeología e Hidrogeoquímica de la Universidad Politécnica de Cataluña.

Modelo Conceptual

El modelo conceptual de la CMR se definió en base a la información geológica e hidrogeológica disponible en instituciones y empresas públicas y privadas, e información generada por la red de monitoreo de ACUMAR (Figura 2).

Figura 2. Pozos de la red de monitoreo de ACUMAR (extraído UNLP, 2009). En triángulos los sitios que monitorean freático y Puelche, en círculos donde solo monitorean el freático

El sistema acuífero esta compuesto por el acuífero freático, mayormente presente en la Formación Pampeano y el acuífero Puelche, ambos presentan continuidad hidráulica (Mancino et al., en este volumen). Existen diferencias de nivel entre ambos acuíferos por sectores, producto de un acuitardo de condición hidráulica variada (Figura 3).

El flujo subterráneo regional presenta una dirección predominante sudoeste – noreste, mientras el acuífero freático esta fuertemente condicionado por los cuerpos de agua superficial. Localmente la existencia de fuertes explotaciones provoca importantes conos de abatimiento.

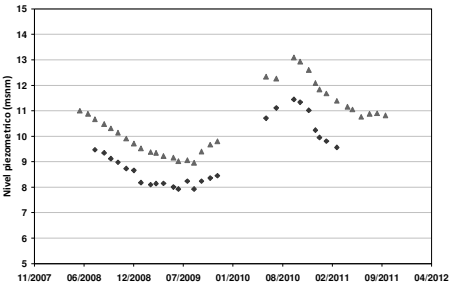


Figura 3. Hidrogramas de los piezómetros 13F (freático, triángulo) y 13P (Fm. Puelche, rombo).

El acuífero freático recibe la recarga natural por infiltración de la precipitación y la recarga por componentes de origen antrópico tal como las pérdidas de las redes de agua, saneamiento y conductos pluviales y filtración de pozos sépticos, entre otros. Una importante proporción de la recarga antrópica proviene de las fugas en las redes de agua que se importa desde el Río de La Plata. Las arenas de la formación Puelche no presentan afloramiento en la zona de estudio y recibe indirectamente la recarga a través del acuífero freático.

Las descargas del agua subterránea, en condiciones naturales, se localizan en los cuerpos de agua superficial de la cuenca (arroyos y ríos) y en el Río de La Plata. Otras descargas del flujo subterráneo la componen las extracciones al acuífero freático y Puelche.

Las fluctuaciones de niveles en el acuífero freático medidas en la red de monitoreo de ACUMAR, están relacionadas con las variaciones climáticas en la zona alta y con las actividades antrópicas en la zona baja, con una zona de transición en la cuenca media. Las fluctuaciones en el acuífero Puelche son semejantes a las registradas en el freático, fundamentalmente en lo que se refiere a la variabilidad, la magnitud está controlada por aspecto geológicos locales o antrópicos de fuerte impacto (campo de bombeo de la empresa AySA o de grandes industrias).

Una de las mayores incertidumbres que aún persisten en el modelo conceptual es la interacción entre el acuífero freático y Puelche. Si bien en la actualidad, en la mayor parte de la zona de estudio los niveles del freático son superiores a los niveles en el acuífero Puelche lo que indicaría un flujo descendente y la recarga del acuífero freático al acuífero Puelche, esta condición no se observa en el pasado donde el flujo en la cuenca baja era ascendente.

Modelo Numérico

El dominio del modelo numérico esta definido al NE por el Río de La Plata; al NW por el río Reconquista; al SE lo delimita el arroyo Conchita continuando en una línea perpendicular a la costa, y al SW se toma como límite una línea de isopieza paralela a la costa (Figura 4). La superficie total modelada es de 4498 km^2.

El modelo numérico desarrollado es bicapa o multicapa, compuesto por 17262 elementos triangulares, 3416 elementos unidimensionales y 7115 nudos (figuras 4 y 5). La capa superior simula al acuífero freático y la capa inferior al acuífero Puelche, el acuitardo se reproduce con los elementos unidimensionales.

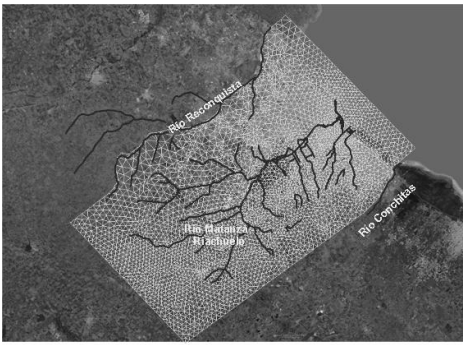


Figura 4. Área modelada y discretización del dominio correspondiente al acuífero Puelche.

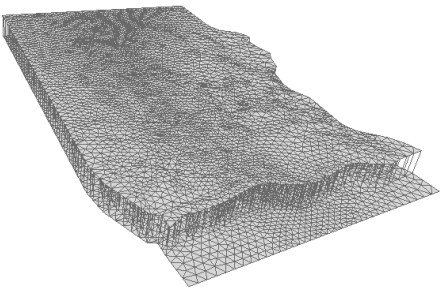


Figura 5. Malla multicapa o bicapa.

Temporalmente el flujo está resuelto para el período enero 1906 a diciembre 2011, con paso de tiempo anual hasta el año 1990 y luego mensual hasta el final de tiempo de modelación. De esta forma, el periodo de modelación fue de 106 años o 38715 días, discretizado en 85

intervalos de un año y 264 intervalos de un mes, totalizando 349 intervalos de tiempo. El inicio de la modelación lo suficientemente lejos del periodo reciente fue realizado para no alterar o condicionar las simulaciones más actuales que es cuando se dispone de información.

La estructura del modelo numérico está compuesta por 8 zonas de conductividad hidráulica. Cuatro zonas en la capa superior definidas como Pampeano 7 m/d, Postpampeano 10 m/d, Fm. Buenos Aires y Ensenada 20 m/d y Depósito de playa 30 m/d. La capa inferior corresponde a la Fm. Puelche de 50 m/d. Al acuitardo se asigno una conductancia entre 10^{-4} y 10^{-5} m^2/d. El coeficiente de almacenamiento se zonifico en tres valores, uno para cada capa.

Las 76 zonas de recarga del sistema, impuestas en los elementos triangulares de la capa superior, fueron definidas en Scioli et al. (en este volumen). Cada zona tiene asociada una función de tiempo para reproducir la variabilidad temporal.

Asociado a los nudos, el modelo presenta 60 zonas de caudal fijo, 44 zonas de nivel fijo y 43 zonas de goteo o mixtas.

Las zonas de caudal fijo simulan las extracciones por bombeo en pozos perteneciente a las grandes industrias y a la empresa AySA, y se adopta que todas ellas explotan la Fm Puelche (capa inferior de la malla). Los bombeos en la For. Pampeano se incluyen en las funciones de recarga. Las zonas de caudal fijo corresponden a 11 puntos de extracciones de grandes industrias y 254 puntos de bombeo correspondientes a los pozos de la empresa AySA (Figura 6).

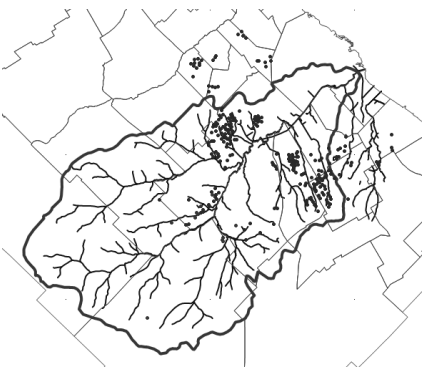


Figura 6. Pozos de AySA y grandes industrias.

Los pozos de las industrias y de las baterías de AySA se agruparon por proximidad en unos pocos nudos, de esta forma quedaron 8 nudos que simulan grandes industrias y 49 zonas de bombeo de AySA distribuidas en 96 nudos. Respecto a las funciones de tiempo que reproducen la variabilidad temporal asociada a cada zona, se asignó una diferente por zona.

La conexión río-acuífero se simuló con la condición de contorno mixta que se impuso en los nudos de la malla. Para ello se requirió determinar en cada nudo el nivel prescripto o externo (cota del agua superficial) y el coeficiente de goteo o conductancia que controla la movilidad del agua y que depende de parámetros morfológicos de los cauces. Esta información se obtuvo de relevamientos batimétricos (IATASA, 2008), informes de secciones de aforo (EVARSA, 2011 a,b,c), modelos digitales de elevación e imágenes satelitales de alta resolución. La Figura 7 muestra los nudos de la malla en los 49 tramos de interacción río-acuífero simulados.

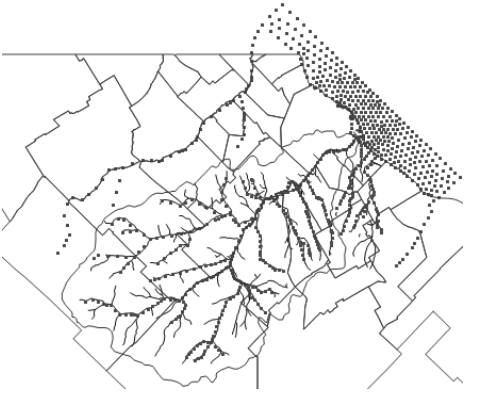


Figura 7. Nudos de la malla que simulan la interacción río – acuífero y las descarga al Río de La Plata en el borde NE.

La descarga de los acuíferos al Río de La Plata se simuló mediante nudos de nivel fijo en la capa superior o freática y condición de contorno mixta en la capa inferior o Puelche. La Figura 7 muestra los nudos situados en el Río de La Plata empleados para simular la descarga del acuífero Puelche al alejarse de la línea de costa.

En el borde SW se asumió que las líneas piezométricas son paralelas a la línea de costa y se impuso un caudal de ingreso externo para cada una de las capas. El valor del caudal se estimó adoptando valores de conductividad hidráulica y espesores medios para cada formación y gradientes hidráulicos de ambos

acuíferos. Estos caudales se asumieron constantes con valores de 0.65 y 1.25 m^2/d por unidad de longitud para el acuífero Pampeano y Puelche, respectivamente.

Niveles medidos

Los niveles piezométricos empleados en la etapa de calibración corresponden a 30 pozos en el acuífero Pampeano y 16 pozos en el acuífero Puelche, pertenecientes a la red de monitoreo de ACUMAR (Figura 2). Para el proceso de calibración se utilizaron 1409 datos de niveles correspondientes al periodo mayo 2008 -septiembre 2011.

Resultados

El modelo numérico fue calibrado ajustando los valores de un conjunto de parámetros para reproducir los niveles observados en los pozos de monitoreo de ACUMAR, obteniendo valores coherentes de parámetros y caudales de entrada/salida que se ajusten a los medidos (por ejemplo el caudal base del río Matanza-Riachuelo). La calibración emplea un algoritmo numérico que busca minimizar una función objetivo que mide la diferencia de los niveles observados y los calculados por el programa.

Los parámetros utilizados en el proceso de calibración fueron: la conductividad hidráulica, el coeficiente de almacenamiento, la recarga y el goteo. La calibración se realizó en régimen transitorio desde 1906 hasta 2011, con paso de tiempo anual hasta el año 1990 y luego mensual hasta el final del período de modelación. Para el inicio de la simulación se asumió un estado estacionario sin bombeo y con una recarga media de todo el período simulado.

En este trabajo, se seleccionaron tres escenarios de funcionamiento del sistema, con tres grupos de parámetros que permiten reproducir el comportamiento del sistema de manera satisfactoria y que instalan la necesidad de nuevos estudios para reducir las incertidumbres existentes.

Escenario A: el sistema admite que gran parte del agua que se recarga, descarga a los ríos, arroyos y hacia el Río de la Plata a través del acuífero Puelche, para lo cual simula una baja capacidad de aislamiento del acuitardo.

Escenario B: el acuitardo es menos conductivo que el escenario anterior, la descarga se realiza fundamentalmente por los ríos y arroyos, y en menor proporción hacia el Río de la Plata a través del acuífero freático.

Escenario C: Simula una situación intermedia de los dos escenarios anteriores, donde el acuífero freático y el Puelche descargan un volumen similar al Río de La Plata. La descarga hacia los ríos y arroyos es muy importante.

Los resultados obtenidos para los tres escenarios propuestos se consideran satisfactorios, ya que reproducen adecuadamente los niveles observados (Figura 8), los parámetros estimados y el balance de masas.

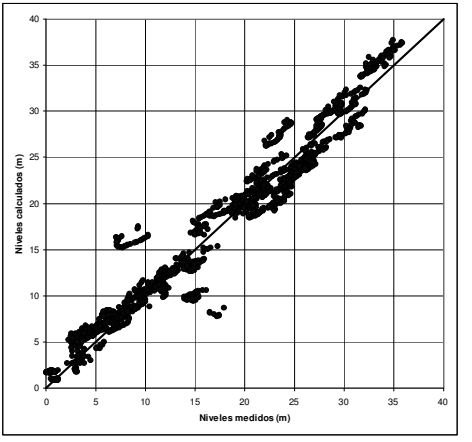


Figura 8. Niveles medidos versus calculados en los puntos de calibración, Escenario C.

Las simulaciones permitieron validar en términos generales el modelo conceptual propuesto, probar hipótesis alternativas de controles del flujo, identificar zonas del dominio de modelación que presentan deficiencias de información e incertidumbres.

Las simulaciones reprodujeron las piezometrías observadas (Figura 9), validando la hipótesis que los cursos superficiales son vías de descarga de los acuíferos. Asimismo, los flujos descendentes observados durante el período 1980 hasta la actualidad han sido reproducidos (figuras 10 y 11). El término dominante del balance de masas es la recarga. La descarga hacia los ríos y arroyos se estimó entre el 68 y el 87 % de la recarga, en cambio las descargas al Río de La Plata están en el orden del 18 al 20 %.

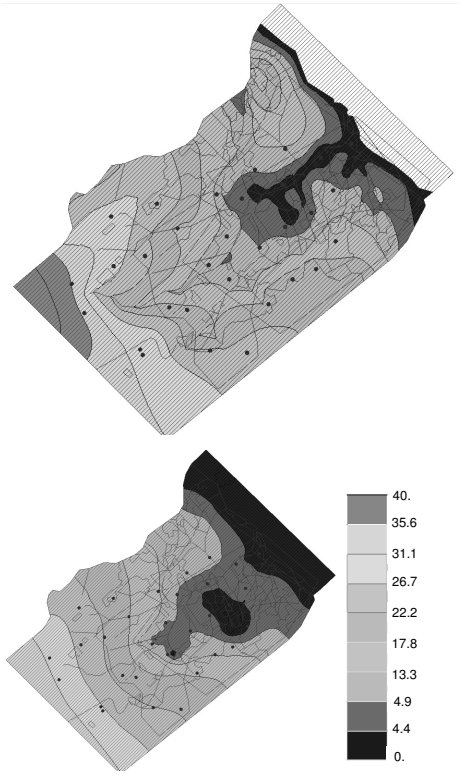


Figura 9. Mapa de isopiezas calculadas (en metros) para el acuífero freático (sup.) y el Puelche (inf.), ambos para diciembre 2011, Escenario C. Equidistancia 4.44 m

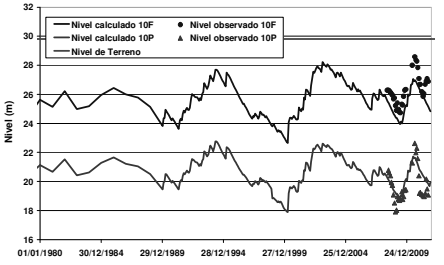


Figura 10. Hidrograma de los piezómetros 10F y 10P. La F es freática y P es Puelche. Escenario C

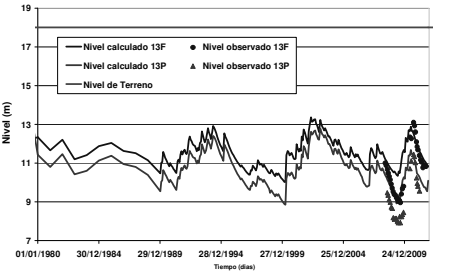


Figura 11. Hidrogramas de los piezómetros 13F y 13P. La F es freática y P es Puelche. Escenario C.

Discusión

Varias son las acciones emprendidas para la componente agua subterránea en el marco de la recuperación de la Cuenca Matanza Riachuelo; desde la construcción de una red de monitoreo, la generación de información base, la accesibilidad y estandarización de datos, hasta el análisis del estado del sistema y el desarrollo de modelos matemáticos. El modelo de flujo de agua subterránea tiene un importante rol en la evaluación de las medidas implementadas, la determinación del impacto en los sistemas y para asistir en la modelación integrada del área de la cuenca.

El modelo de flujo presentado es un paso importante en el desarrollo de herramientas de evaluación y gestión de la cuenca; una gran cantidad de datos generados por ACUMAR y colectados de diversas fuentes han sido incorporados al modelo, sin embargo es necesario realizar algunas observaciones generales acerca de las incertidumbres que deberían ser abordadas en futuras etapas.

- La heterogeneidad de los sedimentos en sentido vertical y horizontal condiciona la respuesta de los niveles piezométricos. Incorporar mayor detalle de la geología del área y de los valores de conductividad permitiría alcanzar mejores ajustes del modelo. Esto es particularmente importante en el área de la cuenca alta, dentro y fuera de los límites de la cuenca superficial, donde la información disponible es escasa.

- Variaciones en las propiedades del acuitardo lleva a dos diferentes respuestas de funcionamiento del sistema. Un mayor conocimiento de la extensión y las propiedades del

acuitardo permitiría mejorar la representación de los procesos que condicionan el funcionamiento del sistema en los distintos sectores de la cuenca.

- La interacción entre el sistema superficial y subterráneo en el área de la cuenca es poco conocida. Esta puede variar en distintos tramos dependiendo de varios factores naturales y antrópicos. Un mejor conocimiento de esta interacción reduciría la incertidumbre acerca de la magnitud del flujo base y del efecto en el sistema por el ingreso de agua superficial, procesos que tienen un alto impacto en el saneamiento de la cuenca.

Importantes esfuerzos se deberán emprender para atender las cuestiones citada e incrementar la confiabilidad del comportamiento del flujo e incorporar la componente de calidad al modelo.

Conclusiones

Un modelo de flujo fue desarrollado para reproducir el comportamiento del sistema de agua subterránea en el área de la Cuenca Matanza Riachuelo en el marco del plan integral de saneamiento ambiental. Se simularon tres escenarios de funcionamiento del sistema variando los valores de un conjunto de parámetros.

Los resultados obtenidos para los tres escenarios propuestos son satisfactorios, ya que reproducen adecuadamente los niveles observados, los parámetros estimados y el balance de masas. Las simulaciones permitieron validar en términos generales el modelo conceptual propuesto, probar hipótesis alternativas de controles del flujo, identificar zonas del dominio de modelación que presentan deficiencias de información e incertidumbres.

Las piezometrías observadas fueron reproducidas validando la hipótesis de que los cursos superficiales son vías de descarga de los acuíferos. Asimismo, los flujos descendentes observados durante el período 1980 hasta la actualidad fueron reproducidos. El término dominante del balance de masas es la recarga. La descarga hacia los ríos y arroyos se estimó entre el 68 y el 87 % de la recarga, en cambio la descarga al Río de La Plata se estimó en el orden del 18 al 20 %.

Los avances logrados en la integración de la información y en la generación del conocimiento y de herramientas para la toma de decisiones, son importantes. Los resultados obtenidos son un paso inicial y refuerzan la generación de información en los aspectos claves que permitan robustecer este modelo como herramienta de evaluación de las medidas implementada y de los impactos en el sistema en el marco de la recuperación de la cuenca.

Agradecimientos

Es destacable agradecer la información facilitada por la Empresa Agua y Saneamientos Argentinos S.A. (AySA), el apoyo del personal de la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo y el valioso aporte realizado por el Prof. Dr. Jesús Carrera Ramírez y la Dra. María Pool del Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA, Barcelona) del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC, España), durante la revisión externa de la modelación.

Referencias

Bocanegra E, 2010. Desarrollo de herramientas hidrogeoquímicas y numéricas aplicadas a la evaluación de la explotación del Acuífero de Mar del Plata. Tesis Doctoral Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Mar del Plata. 119 p.

Carrera J. and Neuman S.P., 1986. Estimation of aquifer parameters under transient and steady-state conditions, Maximum likelihood method incorporating prior information. Water Resour. Res., 22(2), 199-210.

EVARSA, 2011a. Proyecto desarrollo sustentable – cuenca matanza riachuelo – préstamo BIRF7706-AR. Item I V. Aforos en la Rectificación – Octubre.

EVARSA, 2011b. Proyecto desarrollo sustentable – cuenca matanza riachuelo – préstamo birf 7706-AR. Ítem II: Aforos Líquidos Periódicos-Noviembre 2011.

EVARSA, 2011c. Proyecto desarrollo sustentable – cuenca matanza riachuelo – préstamo birf 7706-AR" Ítem II: Aforos Líquidos Periódicos-Diciembre 2011.

IATASA, 2008. Contratación de obras de conocimiento Topo-Batimétrico de la cuenca hídrica Matanza Riachuelo. Licitación Pública Nacional N| 01/2008

INA, 2010. Balance de Agua Subterránea en la Cuenca Del Matanza-Riachuelo Mediante Modelación Numérica. Instituto Nacional Del Agua Proyecto INA 1.207 Informe LHA 01-1.207-10 Ezeiza. 119 pp.

Mancino C, Vives L, Funes A, Zárate M y Martínez S, 2013. Modelación del flujo subterráneo en la cuenca Matanza Riachuelo, provincia de Buenos Aires. 1. Geología y geometría del subsuelo. (En este volumen).

Medina A. and Carrera J., 1996. Coupled estimation of flow and solute transport parameters. Water Resour. Res., 32(10), 3063-3076.

Scioli C, Vives L, Burgos M y Martínez S, 2013. Modelación del flujo subterráneo en la cuenca Matanza Riachuelo, provincia de Buenos Aires. 2. Cálculo de la recarga. (En este volumen).

UNLP, 2009. Estudio de las condiciones hidrogeológicas, capacidad de recarga y de la calidad de las aguas subterráneas en la cuenca Matanza – Riachuelo. ACUMAR

Vives, L., Mancino C. y Scioli C., 2012. Modelo conceptual y numérico del flujo de aguas subterránea de la cuenca del río Matanza-Riachuelo.227p.

Conflictos por usos del agua subterránea y superficial en un área del conurbano bonaerense. Identificación y metodología

Lida Borello[1]

[1] Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía. República Argentina Av. San Martín 4453 (C1417DSE) Ciudad Autónoma de Buenos Aires Argentina.

Mail de contacto: lidaborello@gmail.com

RESUMEN

En el área de estudio, partidos de Berazategui y Florencio Varela, provincia de Buenos Aires, República Argentina, se identifica un importante y diverso aprovechamiento del agua subterránea destinada al abastecimiento humano, uso industrial y florihortícola entre otros, los que rivalizan por el recurso. En el área costera se realiza el vuelco de aguas residuales de la Ciudad de Buenos Aires y Conurbano, aún sin tratamiento previo (planta depuradora aún en construcción). Las posibles áreas de explotación de agua subterránea aledañas a la costa, están reducidas por avance de una cuña salina. La caracterización de los conflictos derivados de cambios de uso del suelo, así como los provenientes de las actividades pasadas y actuales permitió identificar los potenciales problemas causados del análisis, caracterización y diagnostico parcial o sesgado. Se refuerza el concepto de "pensar en lo regional para actuar en lo local" como síntesis de la gestión de cuencas.

Palabras clave: conflictos de uso, herramientas de gestión cuenca, Buenos Aires.

ABSTRACT

The area of study (Berazategui and Florencio Varela administrative districts in Buenos Aires, Argentina) presents a wide variety of water resource management (agricultural and livestock use, communities' supply, industrial use, etc.) which causes a rivalry around this stockpile. In the coastal area, wastewater from the city of Buenos Aires and conurbation is emptied without prior treatment. The exploitation of groundwater adjacent to the coast is reduced due to the development of a salt wedge. Conflicts caused by changes in land utilization and those from past and current activities are described. The replication of theoretical frameworks on integrated watershed management, developed in a general level, is analyzed in specific cases, which were taken as lessons learnt. The concept of "thinking about regions to act locally" has been reinforced and suggested as a synthesis of watershed management.

Keywords: conflicts of use, diagnostic tools, watershed management, Buenos Aires.

Introducción

En el área de estudio (partidos de Berazategui y Florencio Varela, Argentina) el agua se caracteriza por una gran diversidad de formas de aprovechamiento, tales como abastecimiento de agua potable, industrial, agroganadero, etc., las que rivalizan por el uso del recurso.

Las actividades pasadas y actuales condicionan la calidad de agua superficial y subterránea. Las posibles áreas de explotación de agua subterránea aledañas a la costa están reducidas debido al deterioro por avance de una cuña salina. La descentralización a nivel local resulta en una falta de coordinación de usos entre municipios, provocando conflictos no siempre percibidos por las autoridades.

Considerando que una de las funciones fundamentales de la gestión del agua seria la identificación y prevención de los conflictos, es por lo que este trabajo pretende realizar un aporte para el conocimiento y gestión de la problemática del agua, contribuyendo a brindar propuestas de soluciones sistémicas tendientes al desarrollo sustentable.

Las hipótesis de la presente investigación, realizada con motivo del trabajo de titulación en Magister de la Universidad de Buenos Aires en Gestión de Agua, desarrollada en el Centro de Estudios Transdisiplinarios del Agua de esa universidad, fueron las siguientes:

- En el área de trabajo existen conflictos de uso (consuntivo y no consuntivo) del agua y, asimismo, existen fuentes de futuros conflictos no contemplados por deficiente gestión.
- Los desarrollos teóricos y/o sectorizado de soluciones elaboradas como propuestas, incluidas las de gestión, no logran sus objetivos por no impulsar elementos básicos

de participación local ("…pensar en lo regional para actuar en lo local…")

Objetivos propuestos en la investigación:

a.- Caracterizar los conflictos de usos derivados de cambios de uso del suelo y actividades pasadas y actuales, incluyendo las que se denominan "autóctonas", derivada de las diversas actividades en la cuenca, y "alóctonas" vinculadas al vuelco al Rio de la Plata de la descarga de las principales colectoras cloacales de la Ciudad de Buenos Aires y conurbano.

b.- Identificar potenciales conflictos derivados del análisis, caracterización y diagnostico parcial o sesgado que responda a las posibilidades de los usuarios, autoridades, etc.

c.- Analizar la replicabilidad de los marcos teóricos del manejo integrado de cuencas hídricas, desarrollados a nivel general en casos concretos a modo de lecciones aprendidas. Identificar aciertos y debilidades

Desarrollo

El área de estudio incluye las cuencas de los arroyos Jiménez, Conchitas y Baldovino, que vierten sus aguas al Río de la Plata (Figura 1).

Caracterización del área

Caracterización climática

En la zona el clima es húmedo, con pequeña deficiencia, mesotermal y concentración estival de la eficiencia térmica menor al 48%. Tipo: B_1 B'_2 r a' (Thornthwaite 1948). Como rasgo distintivo se identifican las Sudestadas, característica climática vinculada con los vientos provenientes de dirección Sudeste, que se corresponden con un estado generalizado de mal tiempo que producen inundaciones sobre las zonas ribereñas debido a la acumulación de agua por la propia acción eólica como a que impide que las ondas de crecientes de los ríos y arroyos puedan drenar al Río de la Plata.

Asociado al cambio climático se estima el aumento de la frecuencia de las inundaciones en la zona costera llegará a tener relevancia durante el presente siglo.

Caracterización geomorfológica

Se reconocen en el área dos componentes principales: Planicie Costera y Llanura Alta, ensamblados mediante el denominado Escalón.

La Planicie Costera presenta deficiente drenaje superficial y se han efectuado multiples canalizaciones. El agua subterránea asociada a esta unidad presenta elevada salinidad.

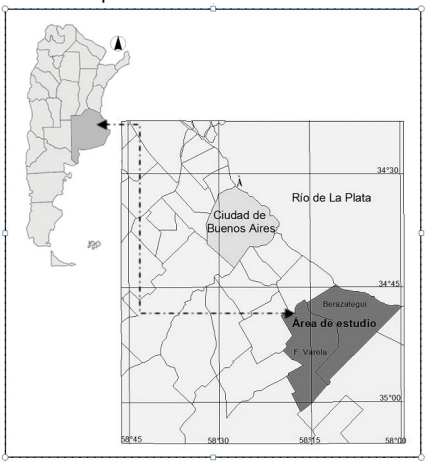


Figura 1. Ubicación general

En la Llanura Alta domina la infiltración o la recarga. Respecto a la salinidad, prácticamente toda el agua subterránea de la Llanura Alta es de bajo contenido salino (menos de 1 g/l), tanto en el Acuífero Pampeano como en el Puelche.

Hidrografía y calidad del agua superficial

La red de drenaje superficial está integrada por los arroyos Jiménez y Conchitas, de régimen permanente, los cuales desaguan en forma indirecta en el Río de la Plata a través de canales que atraviesan la planicie costera. El agua de los arroyos no es apta para consumo humano pero representa una reserva natural para los componentes bióticos del sistema y constituye vías de drenaje importantes, además de aportar agua por infiltración al ámbito subterráneo.

Las intervenciones hidráulicas en la zona no integran en la práctica la complejidad ambiental y social de la zona, limitándose a ejecutar alteos y canalizaciones, aunque se declara que se trata de programas con finalidades de saneamiento ambiental.

En relación a la calidad del recurso hídrico superficial, en la denominada Franja Costera Sur del Río de la Plata se reconocen entre la línea de costa y los 500-2.000 m de la misma, problemas de contaminación, principalmente ligados a los aportes de diversos ríos tales como el Riachuelo y, específicamente en la zona de trabajo el emisario de Berazategui que a la fecha del presente trabajo vuelca sin tratamiento previo los efluentes cloacales y

parte de los industriales de una población próxima a los 6 millones.

Según el estudio realizado en 2005 por el proyecto Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo (FREPLATA) el área metropolitana de Buenos Aires vierte a los arroyos y bocas de las redes cloacales, efluentes industriales cuya calidad y cantidad comprometen la calidad y opciones de uso del mismo

Agua subterránea

En el área de estudio las principales unidades acuíferas, Pampeano y Puelche de carácter libre a semilibre y semiconfinado respectivamente, constituyen un acuífero multiunitario.

La sobreexplotación del recurso subterráneo ha generado efectos indeseables, fundamentalmente referidos a disponibilidad, calidad y reservas. La presencia de conos de depresión y salinización progresiva por avance de un frente salino, evidencian este deterioro.

El agua subterránea constituye la única fuente de abastecimiento a las comunidades y es provista por baterías de estimativamente 150 perforaciones que captan agua del ac. Puelche. Las perforaciones emplazadas próximas a la Planicie Costera han sido progresivamente abandonadas por salinización.

La situación reseñada pone de manifiesto la criticidad de la preservación de este recurso a los fines de asegurar el desarrollo sustentable.

Humedales

Los humedales costeros albergan la mayor biodiversidad del área y sustentan la escasa ganadería de subsistencia. Se encuentran comprendidos en la Provincia Fitogeográfica Pampeana, con vegetación predominante de gramíneas sobre campos altos y, en la zona de influencia del Río de la Plata, bosques higrófilos marginales o selvas en galería, pastizales y pajonales. Los ecosistemas descriptos se encuentran altamente disturbados. El desarrollo urbano y la actividad agrícola-ganadera e industrial modificaron profundamente este paisaje, dejando las comunidades originales reducidas a espacios relictuales.

En el año 2008 la UNESCO la declaró "Reserva de Biósfera" al Parque Provincial y Reserva Forestal Pereyra Iraola presente en el área.

Caracterización socioeconómica

En esta zona densamente poblada se han desarrollado a lo largo del siglo XX procesos de urbanización que no han sido acompañados por un crecimiento sincrónico de la red de agua potable y cloacas. Como característica socioeconómica relevante, en los últimos años, se ha promovido el desarrollo de importantes emprendimientos inmobiliarios de barrios cerrados y clubes de campo, todos ellos con elevado nivel económico y de alta demanda de servicios. Según la red de flujo del agua subterránea el municipio de Florencio Varela es "agua arribeño" respecto de Berazategui, o sea que la potencial afectación de la calidad del agua por vuelco de efluentes cloacales a pozos ciegos, que se incrementa por el marcado déficit de la cobertura de red cloacal de dicho municipio, podría afectar también al agua que utiliza el municipio emplazado "aguas abajo".

IDENTIFICACIÓN DE CONFLICTOS DE USO

De la evaluación de las investigaciones y estudios referidos al medio físico y bilógico surge una marcada disociación con los proyectos y programas de saneamientos y obras hidráulicas en general, evidenciando la carencia de integración entre actores que deberían ser cruciales a la hora de brindar respuestas consistentes y ejecutivas a la población.

En el trabajo se analizan los siguientes usos del agua

a.- uso agrícola: riego de los campos destinados a la flori-horticultura. La ganadería en la zona es extensiva y prácticamente de subsistencia.

b.- actividades urbanas: agua de abastecimiento a la población, así como al riego no productivo, llenado de piletas y evacuación de excretas

c.- usos industriales y sus efluentes

b.- actividad extractiva (tosqueras y ladrilleras)

Se analizaron los conflictos derivados de la ejecución de obras hidráulicas no integradas.

Se identificó que debido a la actividad flori-hortícola antecedente, el agua subterránea ha desmejorado en calidad por el aumento en el tenor de los nitratos. Esto constituiría una "huella" o pasivo ambiental del área que los nuevos habitantes de la zona suelen desconocer ya que al momento de realizar las operaciones inmobiliarias no queda identificado el estado del recurso hídrico.

Como consecuencia de los procesos de impermeabilización de la cuenca se favorece el incremento de la escorrentía superficial en

detrimento de la infiltración y consecuente tasa de recarga de los acuíferos explotados.

La erosión de suelos propiciaría la llegada de contaminantes a la costa del Río de la Plata a través de material adsorbido en las partículas de suelo, potenciando la contaminación denominada autóctona.

La falta de ordenamiento territorial genera el riesgo de no sostener el abastecimiento de agua y asegurarlo en el futuro.

Se reconoce en la zona un sostenido aumento de la demanda del recurso por parte de múltiples usuarios, drenaje de humedales, ejecución de canalizaciones y construcciones que afectan el escurrimiento superficial, la ocupación generalizada de las riberas y su deterioro, deficiencias en infraestructura y deficiente cumplimiento del marco regulatorio hídrico y ambiental.

El estudio permitió identificar dos tipos de contaminación:

a.- local o autóctona, derivada de las diversas actividades específicas de la cuenca y,

b.- alóctona, vinculada al vuelco al Rio de la Plata de la descarga de las principales colectoras cloacales de la Ciudad de Buenos Aires y conurbano, aun sin tratamiento previo.

ELABORACIÓN DE PROPUESTAS DE DESARROLLO DE LÍNEAS DE ACCION DE GESTIÓN INTEGRADA DE AGUA SUPERFICIAL Y SUBTERRANEA

De acuerdo con lo expresado en el Principio Rector nº 23 de los Principios Rectores de Política Hídrica de la Republica Argentina, referido a la prevención de conflictos "..la construcción del consenso y el manejo de los conflictos constituyen los pilares centrales de la gestión integrada.."

A fin de realizar un aporte que permita subsanar la problemática presentada, se elaboraron propuestas de desarrollo de herramientas de gestión, basadas en:

a.- Identificación y evaluación de los conflictos derivados de cambios de uso del suelo y actividades pasadas y actuales, incluyendo los que en el presente trabajo se denominan "autóctonos" y "alóctonos" a los fines de desarrollar herramientas y acciones específicas.

b.- Identificación de potenciales conflictos derivados del análisis, caracterización y diagnostico parcial o sesgado que responde a las posibilidades de los usuarios, autoridades, etc.

c.- Analizar la replicabilidad de los marcos teóricos del manejo integrado de cuencas hídricas, desarrollados a nivel general en casos concretos a modo de lecciones aprendidas. Identificar aciertos y debilidades.

Entendiéndose por conflicto a toda situación en que dos o más individuos o grupos con intereses contrapuestos entran en confrontación, oposición o emprenden acciones mutuamente antagónicas, con el objetivo de neutralizar, dañar o eliminar a la parte rival -incluso cuando tal confrontación no sea física o sea solo de palabras- para lograr así la consecución de los objetivos que motivaron dicha confrontación, el conflicto genera problemas, tanto a las partes involucradas directamente como a otros grupos o sectores.

La identificación responde a la pregunta si el impacto ambiental que genera una actividad produce conflictos entre usos (consuntivos y no consuntivos) y/o usuarios por demanda y/o deterioro del agua. Las situaciones de confrontación por el actual o potencial uso del recurso hídrico (calidad y cantidad) se valoraron en las siguientes fases

Fase 0: indicios de deterioro o degradación del recurso, sin manifestación de necesidades o de intereses contrapuestos

Fase1: Evidencias de deterioro o degradación del recurso, con existencia de necesidades no satisfechas o de intereses contrapuestos

Fase 2: Se manifiesta el problema y se inician las disputas.

Fase 3: Exteriorización de la crisis, cuando las instancias previas no fueron resueltas.

Se elaboró una matriz de identificaron de conflictos y ponderación en función de la fase en la que se considera que se encuentran, (Tabla 1).

Los valores determinados ponen de manifiesto carencias y/ o falencias en las herramientas de gestión, al no poder evitar conflictos propiciando el uso sustentable del recurso y la necesidad de introducir reformas institucionales y administrativas, a fin de cumplimentar con los marcos normativos vigentes.

Tabla 1 Justificación de la valoración del conflicto

		Medio físico y biológico					Medio socioeconómico				
		Suelos (degradación o perdida)	Agua superficial	Agua subterránea	Franja costera	Humedales y áreas recreativas	Actividad flori-horticola	Desarrollo urbano	Actividad industrial	Actividad minera	obras hidráulicas no integradas
Medio físico y biológico	Suelos (degradación o perdida)		1	0	1	1	1	2	1	2	1
	Agua superficial	1		2	3	2	0	2	2	2	3
	Agua subterránea	0	2		n/e	n/e	2	2/3	2	2	2
	Franja costera	1	3	n/e		2	n/e	1	2	2	3
	Humedales y áreas recreativas	1	2	n/e	2		0	2	1	2	2
Medio Socioeconómico	Actividad flori-hortícola	1	0	2	n/e	0		1	1	2	1
	Desarrollo urbano	2	2	2/3	1	2	1		2	1	3
	Actividad industrial	1	2	2	2	1	1	2		0	3
	Actividad minera	2	2	2	2	2	2	1	0		0
	Obras hidráulicas no integradas	1	3	2	3	2	1	3	3	0	

1. Preservación de humedales y áreas de reserva

Impacto**:** la actividad generaría impactos positivos sobre el recurso hídrico. Los conflictos se derivarían por presiones por el uso del recurso y la necesidad de su uso sustentable por parte de los diferentes usuarios.

Valoración conflicto

Preservación de humedales y áreas de reserva: no se detectan conflictos entre mismos usos

Actividad Flori hortícola: fase 1, si bien los conflictos detectados se vincularían directamente con el uso del suelo, ya que las actividades compiten por la ocupación o uso del territorio a partir de la necesidad de expandirse en áreas no urbanizadas, indirectamente entrarían en conflicto por el uso y degradación del recurso hídrico, tanto actual como pasada.

Desarrollo urbano: fase 2, los conflictos se manifestarían por vuelcos de efluentes cloacales y degradación del ambiente en general.

Actividad industrial: fase 2, los conflictos se manifestarían por los vuelcos de efluentes y degradación del ambiente

Actividad extractiva: fase 2/3, los conflictos se vincularían con el uso del suelo y deterioro del ambiente en general.

Obras hidráulicas no integradas: fase 1, los conflictos se vincularían con el uso del suelo y deterioro del ambiente en general.

Actividad recreativa: fase 0, se vincularían con el uso del suelo ya que la actividad compite por el territorio a partir de la necesidad de expandirse en áreas no urbanizadas

2. Actividad flori-hortícola (agropecuaria en general)

Impacto vinculado a deterioro, actual o pasado, de la calidad de agua (nitratos, plaguicidas) y alta demanda estacional Por su carácter casi relictual, no estaría en condiciones de manifestar sus necesidades incrementando el nivel de conflicto. Por ello en la tabla se indica con valores bajos. Asimismo, no es percibida por la comunidad como fuente de origen de contaminantes pasados/ actuales.

Valoración conflicto

Preservación de humedales y áreas de reserva: fase 1, los conflictos detectados se vincularían con el uso del suelo (la actividad compite por el territorio a partir de la necesidad de expandirse en áreas no urbanizadas) uso y degradación del recurso hídrico

Actividad flori-hortícola: no se detecta conflictos entre mismos usuarios, debido al carácter relictual de la actividad en la zona.

Desarrollo urbano: fase 1, conflictos vinculados a la mayor demanda estival de

ambas actividades y deterioro de la calidad. La progresiva urbanización de la zona llegaría a estar limitada por la no satisfacción de sus necesidades tanto en cantidad como en calidad.

Actividad industrial: fase 1, conflictos vinculados a la mayor demanda estival derivada del riego productivo, contra una demanda inelástica. La progresiva industrialización llegaría a estar limitada por la no satisfacción de sus necesidades.

Actividad extractiva: fase 0, los conflictos se vincularían con el uso del suelo ya que la actividad compite por el territorio a partir de la necesidad de expandirse en áreas no urbanizadas

Obras hidráulicas no integradas: fase 0. Si bien existirían conflictos tales como inundaciones de campos o deficiencias en sus escurrimientos, por su carácter de actividad relictual se manifestaría en bajo grado

Actividad recreativa: fase 0. En la zona costera la actividad de ganadería extensiva no confrontaría con la recreativa

3. Desarrollo urbano

Impacto vinculado a deterioro de la cantidad y calidad del agua superficial y subterránea. Aporte de vertido de efluentes cloacales, lixiviación de basurales clandestinos, urbanizaciones en zonas anegables. Contaminación autóctona y alóctona

Valoración del conflicto

Preservación de humedales y áreas de reserva: fase 2, se manifestarían por los vuelcos de efluentes cloacales y degradación del ambiente en general.

Actividad flori -hortícola: fase 1, se vincularían a la mayor demanda estival de ambas actividades y deterioro de la calidad. La progresiva urbanización de la zona llegaría a estar limitada por la no satisfacción de sus necesidades

Desarrollo urbano: fase 1/2, los conflictos se vincularían por el uso del recurso, tanto en calidad como en cantidad, fundamentalmente entre “agua bajeños” y “agua arribeños” al no haber gestión integrada a nivel de cuenca.

Actividad industrial: fase 2/3, se vincularían a los requisitos de calidad y cantidad de la actividad urbana. La degradación percibida mayoritariamente es la del agua superficial, pero la cuña salina y conos de depresión determinados en épocas pasadas derivados de la sobre explotación del acuífero Puelche pone de manifiesto el conflicto del recurso en general.

Actividad extractiva: fase 2/3, los conflictos detectados se vincularían con el uso del suelo y contaminación de acuíferos.

Obras hidráulicas no integradas: fase 2/3. Si bien estarían destinadas a dar solución a problemática de la zona, al no estar integradas a un plan de GIRH no brindarían respuesta a la comunidad en tiempo y forma.

Actividad recreativa: fase 2. se manifestarían en la zona costera y ribereña.

4. Actividad industrial

Impacto vinculado a deterioro de la calidad y subsidiariamente de la cantidad de agua superficial y subterránea. Contaminación autóctona y alóctona.

Valoración del conflicto

Preservación de humedales y áreas de reserva: fase 2, los conflictos detectados se manifestarían por los vuelcos de efluentes y degradación del ambiente.

Actividad flori- hortícola: fase 1, los conflictos se vincularían a la mayor demanda estival derivada del riego productivo, contra una demanda en general, por el tipo de actividad industrial de la zona, inelástica. La progresiva industrialización del área llegaría a estar limitada por la no satisfacción de sus necesidades

Desarrollo urbano: fase 2/3, los conflictos se vincularían a los requisitos de calidad y cantidad de la actividad urbana. La degradación percibida es la del agua superficial, pero la cuña salina y conos de depresión determinados en épocas pasadas derivados de la sobreexplotación del acuífero Puelche, pone de manifiesto el conflicto del recurso en general. Su uso no sustentable condicionaría el desarrollo futuro del área.

Actividad industrial: fase 1, estas podrían confrontar tanto en calidad como en cantidad, fundamentalmente en “agua abajeños” vs “agua arribeños” al no haber gestión integrada a nivel de cuenca.

Actividad extractiva: fase 0, los conflictos se vincularían con el uso del suelo ya que la actividad compite por el territorio y no por el recurso hídrico en si mismo

Obras hidráulicas no integradas: fase 0. Si bien existirían conflictos (inundaciones, deficiencias de escurrimientos), se valoran sin manifestación de interés contrapuestos.

Actividad recreativa: fase 3. Se manifestarían en la zona costera y ribereña donde debido al deterioro de la calidad del recurso, este se ve limitado en su uso o pondría en peligro la salud de los pobladores. El consumo de la pesca de escala local incrementaría el efecto adverso sobre la salud.

5. Actividad extractiva

Impacto vinculado a deterioro de la calidad del agua superficial y subterránea por el de

vertido de efluentes cloacales, lixiviación de basurales clandestinos, urbanizaciones en zonas anegables

Valoración del conflicto

Preservación de humedales y áreas de reserva: fase 2/3 los conflictos detectados se vincularían con el uso del suelo y deterioro del ambiente en general.

Actividad flori-hortícola: fase 0, los conflictos se vincularían con el uso del suelo ya que la actividad compite por el territorio a partir de la necesidad de expandirse.

Desarrollo urbano: fase 2/3, los conflictos detectados se vincularían con el uso del suelo y contaminación de acuíferos ya que la actividad compite no solo por el territorio sino también por ingreso de contaminantes y riesgos de que se ahoguen pobladores y proliferación de vectores.

Actividad industrial: fase 0, los conflictos detectados se vincularían con el uso del suelo ya que la actividad compite por el territorio y no por el recurso hídrico en si mismo

Actividad extractiva: no se detectan conflictos entre mismos usuarios

Obras hidráulicas no integradas: fase 0. Los conflictos derivados de la minería son por uso del suelo.

Actividad recreativa: fase 0. Los conflictos no se manifestarían por desplazamiento de la actividad a zonas no afectas.

6. Obras hidráulicas no integradas

Impacto vinculado incremento del escurrimiento superficial y subsecuente erosión de suelos y migración de contaminantes, canalizaciones y/o desagües inadecuados. Insuficiente % de población abastecida con agua corriente y red cloacal. Deficiencias o ausencia de tratamiento de efluentes cloacales. Vertido de efluentes cloacales, lixiviación de basurales clandestinos, urbanizaciones en zonas anegables

Valoración del conflicto

Preservación de humedales y áreas de reserva: fase 1, los conflictos detectados se vincularían con el uso del suelo y deterioro del ambiente en general.

Actividad flori-hortícola: fase 0, los conflictos detectados se vincularían con el uso del suelo La actividad compite por el territorio debido a la necesidad de expandirse.

Desarrollo urbano: fase 2/3. Si bien estarían destinadas a dar solución a las inundaciones, al no estar integrada a un plan de GIRH no brindarían respuestas a la comunidad.

Actividad industrial: fase 0 Si bien existirían conflictos como inundaciones de predios o deficiencias en sus escurrimientos, se valoran sin manifestación de interés contrapuestos.

Actividad extractiva: fase 0. Los conflictos derivados de la minería son por uso del suelo.

Obras hidráulicas no integradas: no se detectarían conflictos a menos que sus errores de diseño y operación fueran relevantes (situación no identificada en la cuenca)

Actividad recreativa: fase 2. Se manifestaría en la zona costera con recurrentes anegamientos y deterioro de la calidad del agua que no posibilita actividades con contacto directo.

7. Actividad recreativa

Impacto : la actividad en si no generaría impacto sobre el recurso hídrico, o este seria de bajo grado por tratarse de un uso no y, en caso de tratarse de uso con contacto directo, requerir elevados niveles de calidad del agua.

La actividad es en si impactada, limitando su desarrollo por otras actividades que contaminen el recurso o lo sobre exploten.

La valoración surge de la observación del uso que los pobladores dan a tosqueras abandonadas, a la costa y en los barrios residenciales a las piletas de natación

Valoración conflicto

Preservación de humedales y áreas de reserva: fase 0, los conflictos detectados se vincularían con el uso del suelo ya que la actividad compite por el territorio.

Actividad flori-hortícola: fase 0. Los conflictos estarían asociados a la zona costera donde la actividad seria de ganadería extensiva y no confronta con la recreativa.

Desarrollo urbano: fase 2. Manifestación de conflictos se manifestarían fundamentalmente en la zona costera, ribereña y por explotación de agua destinada al llenado de piletas así como riego no productivo de áreas parquizadas, lo que genera un deterioro de la calidad y cantidad del recurso como de las reservas subterráneas. Actividad industrial: fase 3. Manifestación de conflictos en zona costera y ribereña debido al deterioro de la calidad, el recurso se ve limitado en su uso o pondría en peligro la salud de los pobladores. El consumo de pesca a escala local que se practica generaría efecto adverso sobre la salud.

Actividad extractiva: fase 0, los conflictos detectados se vincularían con el uso del suelo ya que la actividad compite por el territorio a partir de la necesidad de expandirse en áreas no urbanizadas

Obras hidráulicas no integradas: fase 2. Se manifestaría en la zona costera con recurrentes anegamientos, deterioro de la calidad del agua

que no posibilita su uso con contacto directo, por lo cual queda relegada frente a otros usos. Conflictos tales como inundaciones o deficiencias en sus escurrimientos, por su carácter de actividad relictual se manifestaría en bajo grado

Actividad recreativa: no se detecta conflictos entre mismos usos / usuarios

Desarrollo de herramientas de diagnóstico

En un todo de acuerdo con los Principios Rectores de la política hídrica de la República Argentina (2003), los que en base a acuerdos definieron a la cuenca como unidad de gestión, se proponen los siguientes pasos de consultas para intentar definir el nivel de conocimiento en la temática hídrica de la cuenca de los actores locales con capacidad de reorientar recursos.

1er paso: Desarrollo de herramientas de diagnóstico, mediante la implementación de un cuestionario guía orientado a analizar la percepción de los decisores locales sobre el estado actualizado del conocimiento, la existencia de conflictos, el desarrollo de estrategias de participación pública, la necesidad de fortalecimiento institucional, etc.

2° paso: Desarrollo de herramientas para la protección del recurso hídrico (carácter preventivo y recuperación), enfocado a :

a. Generar el conocimiento orientado a la gestión y fortalecer la gestión integrada.

b. Reconocer la especificidad de los diferentes aspectos técnicos de su implementación.

c. Promover la gestión del recurso como una responsabilidad social compartida sobre la base del conocimiento y el involucramiento local.

d. Informar, capacitar y difundir

3er paso: Acciones a desarrollar para sustentar el enfoque propuesto de Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH), que contemple la integración de los avances en el conocimiento científico – técnico y su incorporación a los programas de educación, difusión general del conocimiento e información, así como aplicar el conocimiento generado para jerarquizar la gestión local y desarrollar los instrumentos de participación local y de cultura del agua.

Estas acciones deben basarse en los principios:

a.- Reconocimiento de incidencia del ciclo hidrológico en cada sector de la cuenca

b.- Conocimiento y concepción de cueca y/o región hídrica

c.- Uso sustentable del recurso y subsidiaridad

Se identificó, a nivel de diversos estamentos institucionales, la falta de integración entre organismos e instituciones, así como ausencia de diseño institucional acode la los desafíos a resolver, lo que conlleva a falta de una activa participación de comunidad organizada y comprometida en la toma de decisiones que les posibilite encarar la gestión del recurso hídrico.

Las acciones se implementarían por metas, que se proponen orientadas prioritariamente a la mitigación inundaciones y prevención de efectos ante el cambio climático, al control de la contaminación y monitoreo de la calidad del agua, al control de la explotación del agua subterránea y a la ejecución de infraestructura servicios integrada al ambiente físico, biológico y socioeconómico.

Conclusiones

Trabajar con el concepto local de gestión implica desafíos novedosos incluidos el desarrollo de las capacidades gestoras referidas a procesos económicos, sociales y ambientales y deben realizarse de modo integrado y transdisciplinario.

Se refuerza el concepto de pensar en lo regional para actuar en lo local, que se entiende como síntesis de la gestión de cuencas.

Esta idea propicia la construcción dinámica de acuerdo y acciones, entendiendo que una cuenca hidrográfica no es sólo el agua (superficial y subterránea) y/o sus sedimentos y/o biota/ y/o procesos de contaminación. La cuenca es su población, su cultura del agua y su ambiente en general.

Referencias

Crespo, A; Gimenez, L; Peris, C; Morillas, **J.** 2005. Guia práctica de la gestió de conflcites al teixit associatiu. Barcelona: Editorial Mediterrània. pp.25.

FREPLATA- Proyecto Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo: Prevención y Control de la Contaminación y Restauración de Hábitats. Analisis de Diagnostico Transfronterizo del Rio de la Plata y su Frente Maritimo, (junio 2005) Documento Tecnico. Proyecto PNUD ARG/09/G46 -URU09/G31. http://www.freplata.org/

Principios Rectores de Política Hídrica de la República Argentina (2003)**,** Acuerdo Federal del Agua. Consejo Hídrico Federal http://www.cohife.org.ar/PrincipiosRPH.html

Aspectos de la contaminación con nitratos en el agua subterránea de la ciudad de Concordia

Alicia Rossi[1] y Adrián Silva Busso[2]

[1]Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional Concordia. Salta 277, Concordia, Entre Ríos. Tel 0345 310232. aliciarossi1@hotmail.com
[2]. INA-Dirección de Servicios Hidrológicos. Autopista Ezeiza - Cañuelas, Empalme J. Newbery Km 1,620, Ezeiza, Buenos Aires. Tel: 44804500 (5314) pntsas@ina.gov.ar

Mail de contacto: aliciarossi1@hotmail.com

RESUMEN

En la presente contribución se analiza, mediante una metodología representativa, la calidad del agua subterránea de la ciudad de Concordia con respecto a los nitratos, cloruros y bicarbonatos y el efecto sobre ella de potenciales fuente de contaminación. A partir de los datos obtenidos en el campo y en el laboratorio se confeccionó un mapa de curvas equipotenciales y una cartografía temática generada a partir de curvas de isocontenidos de nitratos, cloruros, bicarbonatos y la relación iónica cloruros/bicarbonatos. La coincidencia de altos contenidos de nitratos, comportamiento anómalo del cloruro y altos valores de la relación Cl /HCO3, permiten reconocer una fuente de contaminación puntual ubicada en un sector próximo al vertedero de residuos de la ciudad .El resto del área muestra valores muy bajos de concentración de dichas especies iónicas y coincide con un área de recarga ubicada en el centro urbano.
Palabras clave: acuífero, nitrato, recarga

ABSTRACT

This study analyses the groundwater quality and potential effects of pollution sources in it within the city of Concordia using representative methods regarding Nitrates, Chlorides and Bicarbonates. Based on field and laboratory data, a contour map of groundwater table was drawn as well as thematic mapping was made by means of Nitrates, Chlorides, Bicarbonates and Cl/HCO3 values. The relation of high levels of Nitrates, anomalous Chloride behavior and high values in Cl/HCO3 suggest the existence of a specific source of pollution located near the solid waste disposal facility. The rest of the area shows low concentration levels in such ionic species and it is situated in the recharge area located in the center of town.
Keywords: Aquifer, nitrate, recharge

Introducción

La calidad de las aguas subterráneas y el costo de explotación relativamente bajo, son razones que justifican su utilización como fuente de agua para consumo. Las actividades humanas amenazan la calidad, cantidad y dinámica de las mismas, en consecuencia, se debería poner especial atención en la protección de los acuíferos para prevenir su deterioro.

La ciudad de Concordia cuenta con una alta cobertura del servicio de desagüe cloacal y con un servicio de agua potable. Sin embargo, persisten algunos sectores de la ciudad servidos por perforaciones y en los que hay carencia de redes cloacales, por lo que pueden presentar potenciales problemas de contaminación del acuífero freático. Hay que considerar además que las actividades productivas que se desarrollan en el área peri-urbana (industrial, frutícola, huertas, viveros), se abastecen del agua que proviene del acuífero subyacente, al igual que la provisión de agua de los municipios más alejados como Villa Zorraquín, Osvaldo Magnasco y Villa Adela, mientras que en el área urbana del municipio de Concordia predomina la provisión de agua proveniente del Río Uruguay.

En el presente trabajo, se evalúa una de las problemáticas ambientales de la ciudad de Concordia, relacionada con los niveles de contaminación del acuífero freático, que se encuadra dentro de las características citadas. Mediante indicadores representativos se realiza un análisis de la hidrodinámica e hidroquímica del agua subterránea en la ciudad.

El objetivo general fue realizar una caracterización hidrogeoquímica que permita evaluar los procesos de contaminación del acuífero libre en el ejido urbano de la ciudad de Concordia. Pero además se alcanzaron objetivos específicos, como los siguientes:

- ✓ Identificar los sitios del acuífero donde se genera mayor contaminación con énfasis en la concentración de nitratos
- ✓ Evaluar la distribución de dicho contaminante en el acuífero libre.
- ✓ Identificar las posibles fuentes de contaminación.
- ✓ Determinar la calidad del agua subterránea, particularmente con respecto a sus posibles usos como fuente de agua dulce.

Metodología

Para la realización del presente trabajo se adoptó una metodología basada en el estudio de los aspectos geológicos, hidrogeológicos y una caracterización de algunos parámetros hidrogeoquímicos, desarrollados en una serie de etapas que se detallan a continuación.

En una primera etapa se realizó una campaña de relevamiento de campo, tendiente a reconocer los límites superficiales de las distintas unidades formacionales. Se relevaron perfiles estratigráficos, a partir de secuencias expuestas en el parque San Carlos, sobre la margen del Río Uruguay y a partir de una perforación realizada en Villa Adela.

Se realizó un censo de pozos, a partir de 100 captaciones preexistentes. Para los fines de este estudio se consideraron los datos tomados en captaciones que hayan alcanzado los acuíferos Salto Chico y Ubajay, realizados por instituciones, empresas y vecinos. En cada uno de los puntos de muestreo se midieron "in situ" la profundidad de los niveles estáticos del agua subterránea y se extrajeron muestras para la realización de análisis químicos. Se obtuvieron además, datos vinculados al diseño y ubicación de las perforaciones.

Los análisis químicos fueron realizados por el laboratorio de Aguas de la Facultad de Alimentos de la Universidad Nacional de Entre Ríos (UNER) determinándose los iones Cl^-, HCO_3^- y NO_3^-. El conjunto de datos, obtenidos en el laboratorio, se analizaron a partir de la realización de una cartografía temática generando curvas de isoconcentración de cada especie iónica mencionada (Cl^- HCO_3^-, NO_3^-), analizando y cartografiando la relación Cl^-/HCO_3^-. Para el análisis hidrodinámico se confeccionó el mapa piezométrico del área de estudio que se trazó con una equidistancia de 2,5m entre curvas. En la confección de los distintos mapas se utilizó un software de interpolación y se corrigieron los resultados con programas de tipo CAD, sobre la base de la caracterización hidrogeológica. Se interpretó el mapa piezométrico del acuífero local que consideramos libre o semilibre (freático) y similar procedimiento se empleó con la distribución espacial de la concentración de nitratos, cloruros, bicarbonatos y la relación Cl/HCO_3.

Ubicación del área de estudio

La ciudad de Concordia, se encuentra ubicada en el departamento Concordia, en el noreste de la Provincia de Entre Ríos entre los 57 y 58º de longitud oeste y entre los 30º y 31º 50´ de latitud sur. El área de estudio se encuentra limitada hacia el norte por el Arroyo Ayuí Grande, hacia el sur por el arroyo Yuquerí Chico, hacia el oeste por la Ruta Nacional 14 y hacia el este por el Río Uruguay (Figura 1).

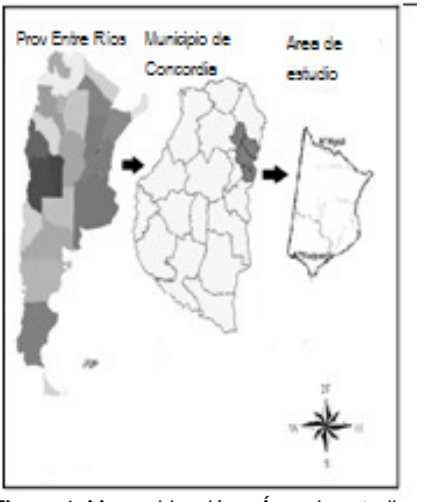


Figura 1. Mapa ubicación y Área de estudio

Clima y balance hidrológico local

De acuerdo a Garrán y Garín (2010), el departamento Concordia queda comprendido, en su mayor parte, dentro del clima templado húmedo de llanura y una pequeña franja al noreste, al subtropical húmedo de llanura. La temperatura media anual es de 18,7°C. El promedio anual de precipitaciones es de 1345 mm, con montos anuales máximos y mínimos de 2193 mm y 861 mm respectivamente. Para dichos autores el trimestre con menores lluvias corresponde al invernal, en el que se registran el15% del total anual, correspondiéndole a las tres estaciones restantes porcentajes similares del orden del 28%. También consideran que los excedentes hídricos se registran en los meses de Octubre y Abril, mientras que el déficit en los meses de verano. A pesar de ello, el trimestre invernal es el que suele tener los mayores

excesos hídricos, en parte por un arrastre de disponibilidad de humedad edáfica proveniente de las lluvias abundantes de otoño, y en parte también por la menor evapotranspiración estacional debido a las temperaturas invernales relativamente bajas.

Problemática del Abastecimiento de Agua en Concordia

De acuerdo a informaciones aportadas por el Ente Autárquico de Obras Sanitarias del Municipio se bombean desde el Río Uruguay 3200 m3/hora durante el verano y 2800 m3/hora en invierno. Considerando una población de 170.033 habitantes, según el censo del año 2010, la cantidad de agua que se consumiría por habitante y por día para ambas estaciones será de 451 l/hab/día, durante el período de verano, y de 395 l/hab/día durante el invierno. Además se debería considerar el agua que es aportada por las perforaciones pertenecientes al Ente Autárquico de Obras Sanitarias de la Municipalidad y que se ubican en los barrios periféricos.

A pesar de los elevados volúmenes que se suministran, el abastecimiento de agua de la ciudad, especialmente durante la estación de verano, es deficiente y muchos barrios sufren disminución en el suministro.

Frente a esta situación, es posible analizar que una parte del volumen de agua que proviene del Río Uruguay así como del agua subterránea que se bombea, se pierda al circular por las cañerías de distribución que es una infraestructura obsoleta en un amplio sector de la ciudad. También se deberían contabilizar las pérdidas del sistema cloacal y pluvial y las que se pueden producir en las obras de entubado del Arroyo Concordia.

La Figura 2 muestra esquemáticamente las principales rutas a través de las cuales se realiza la conducción del agua y el probable destino de las pérdidas de conducción que podrían estar funcionando como "recarga artificial" del acuífero libre local en la ciudad de Concordia.

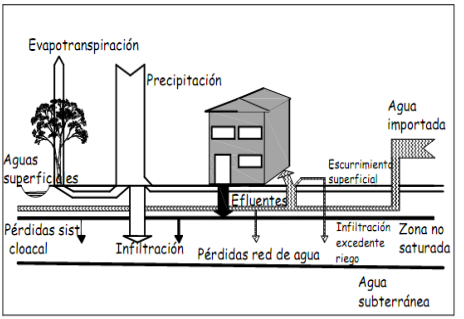


Figura 2. Modelo conceptual del funcionamiento del abastecimiento en la ciudad de Concordia

Geología del área de Concordia

En la zona de Concordia las unidades aflorantes más conspicuas comienzan con la Formación Serra Geral (White, 1908). Se trata esencialmente de un conjunto de vulcanitas de composición basáltica con intercalaciones clásticas. El basalto se presenta como unidades de textura afanítica y/o criptocristalina de color gris a pardo rojizo. Presenta numerosas venillas y vesículas rellenas de calcedonia y/o cuarzo, dado que se trata de un basalto tolehítico. Se observan cuarcitas de color rojizo, granoblásticas, masivas, que se presentan con vesículas y fracturas tapizadas con cristales de cuarzo. Se intercalan niveles clásticos compuestos de areniscas de color rojo, con granometría de tamaño fino a mediano, individuos equidimensionales, redondeados a subredondeados, parcialmente cementados con cemento silíceo. Esta unidad se encuentra diaclasada, con fracturas subhorizontales y subverticales. Silva Busso (1999) propone emplear el término nominal Formación Serra Geral para referirse al conjunto tecto-sedimentario característico de la comarca entrerriana, que comprende tanto las secuencias volcánicas (Miembro Posadas), como las sedimentitas intercaladas del miembro Solari tal como la define Gentile y Rimoldi (1979). En la zona de estudio, se encuentra aflorando en forma discontinua, a lo largo de la costa del Río Uruguay, aproximadamente desde el Aº Manzores hasta el Parque San Carlos y forma el salto de agua de escaso relieve denominado Salto Chico. Se le asignan edades entre el Jurásico superior al Cretácico medio (Sailva Busso, 1999)

La Formación Puerto Yeruá (De Alaba y Serra, 1959) se encuentra expuesta en el área de estudio de forma saltuaria a lo largo de la costa del Río Uruguay. Ocurre entre el parque San Carlos y la desembocadura del Aº

Concordia y en la desembocadura del Aº Yuquerí. Esta unidad apoya sobre los basaltos de la F. Serra Geral y está integrada por conglomerados arenosos, areniscas y areniscas algo limosas. El color varía de rojizo a rosado y se presentan fuertemente cementadas con cemento carbonatico y silíceo, aunque presenta grandes variaciones locales.

Otra unidad aflorante es la Formación Salto Chico (Rimoldi, 1963, Gosso, 1965), que tiene amplia representación en el área. Está compuesta por conglomerados arenosos, con clastos predominantes del tamaño de guijarros, gravas, que están integrados en una matriz arenosa de color pardo rojiza y puede presentar intercalaciones de arcillas verdes. Los clastos están compuestos por material silíceo y trozos de basalto. Gentili y Rimoldi (1979), mencionan su posible correlación con la F. Salto, que aflora en la vecina costa oriental, aunque no se dispone de un adecuado estudio de correlación. Ambas se las supone de edad Plio-Pleistoceno y serían relativamente contemporáneas con la F. Ituizangó.

La Formación Hernandarias (Reig, 1956) se sobre impone a la anterior y constituye la cubierta cuaternaria que se extiende sobre la mayor parte de la provincia. Está constituida por limos arcillosos y arcillas limosas con proporción variable de arena fina a muy fina, distribuidas uniformemente en todo el perfil. (Santa Cruz y Silva Busso, 1996). La unidad se encuentra aflorando en forma muy restringida en el área de estudio (sólo el 5% del área). Tchilinguerán et al. (1998) le han asignado a esta unidad edades Pleistocenas.

Finalmente, la Formación Ubajay (Gentili y Rimoldi, 1979) y eventualmente denominada como F. El Palmar (Iriondo, 1980) es la más reciente en la secuencia y está representada en el área de estudio por psefitas gruesas a medianas de color ocre amarillento y limos arenosos de color castaño. En Concordia se dispone sobre los sedimentos de la F. Salto Chico (aunque no faltan ejemplos sobre otras unidades más antiguas) y se suele apoyar sobre un nivel de arcillas verde claras, que podrían indicar un cambio hacia condiciones de menor energía del sistema deposicional de la F. Salto Chico. Su contacto erosivo con unidades recientes como la F. Hernandarias (más al oeste) nos permite suponerla aquí como de edad Pleistoceno-Holoceno.

En el Parque San Carlos se pudo identificar un perfil donde se observa la secuencia de ambas formaciones separadas por el nivel de arcillas verde claras (Figura 3).

Aceñolaza y Sayago (1980) identifican rellenos de valles fluviales actuales formados por la erosión de la plataforma estructural del Pleistoceno que dieron lugar a una serie de paquetes sedimentarios que se ubican en distinta posición topográfica y que generalmente expresan niveles de terrazas que representan fluctuaciones climáticas recientes.

Es obvio que ellas se constituyeron acompañando diferentes etapas de aridez y/o pluviosidad que afectó la región desde tiempos del Lujanense hasta la actualidad (Aceñolaza, 2007). Tchilinguerán et al. (1998) diferencian depósitos aluviales (recientes) de los depósitos aluvio- coluviales (recientes). Iriondo (1980) propone como Formación La Picada los depósitos sedimentarios que forman el relleno aluvial de los ríos y arroyos de Entre Ríos y el resto de la Mesopotamia.

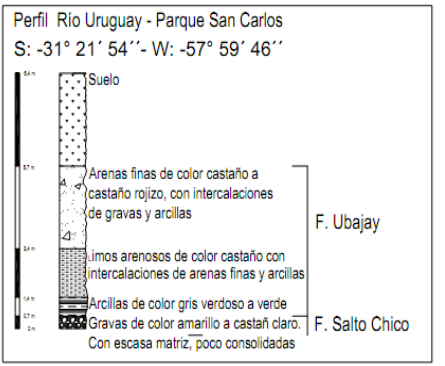


Figura 3. Perfil tipo F. Ubajay en el Parque San Carlos, sobre el Río Uruguay, Concordia

Aspectos Hidrogeológicos

El acuífero libre local, objeto de este estudio, esta mayormente contenido en los acuíferos Salto Chico y Ubajay incluidos dentro de la Subregión Hidrogeológica X o Subregión Mesopotámica Septentrional que comprende la zona central de la provincia de Entre Ríos (Santa Cruz y Silva Busso, 1996). Dichos autores proponen que desde la hidroestratigrafía la sección suprabasáltica contiene la subsección Epiparaniana. En esta se incluye los acuíferos Salto Chico y Ubajay. En la zona de Concordia estas unidades contienen el acuífero libre, casi siempre, aunque puede haber zonas donde el mismo puede estar contenido en unidades más antiguas esto es una circunstancia marginal o poco significativa.

El acuífero Salto Chico suele ser una entidad hidrogeológica de carácter semilibre

habiéndose obtenido valores de coeficiente almacenamiento del orden de 10^{-2}, aunque en no pocos lugares se han medido valores de 10^{-1} que reflejan un estado de funcionamiento libre (Masú et.al., 2011). De acuerdo a Silva Busso (1999) los caudales oscilan entre 200 y 500 m^3/h cada uno, aunque se han alanzado valores máximos de 800 m^3/h. Auge et. al. (2007 en Amato y Silva Busso, 2009) ha verificado caudales mayores a 100 m^3/h al sudeste de Entre Ríos. Los parámetros hidráulicos medios, mencionados en la bibliografía, atribuyen transmisividades entre 1500 a 2100 m^2/d (Santi et.al., 2009), permeabilidades entre 30 a 72 m/d, (Auge et.al., 2003) y coeficientes de almacenamiento entre 1. 10^{-1} a 5.10^{-2} (Silva Busso, 1999). Santi et.al. (2009) en las cercanías de San Salvador ha calculado almacenamientos variables entre 1.2 10^{-3} - 3.2 10^{-3}; valores de porosidad efectiva 20 %, transmisividad vertical del acuitardo $1.8.10^{-1}$ -2 10^{-2} d^{-1} y estima la recarga en el orden de 652 hm^3/año.

Los sedimentos cuartarios también son contenedores de acuíferos locales como la Formación Ubajay. Masú, et al. (2011) en el Parque Nacional El Palmar han realizado ensayos hidráulicos que permitieron obtener un caudal específico de 0,8–1,5 m^3/h.m y valores de transmisividad de 48-75 m^2/d, almacenamiento de entre 0,01-0,02. La conductividad eléctrica es de 150 - 400 µS/cm.

No obstante estas diferencias, en este estudio los aspectos hidrodinámicos e hidroquímicos se los tratara como un conjunto o un sistema acuífero multicapa, dado el alto grado de conexión vertical entre ambos.

Hidrodinámica del Acuífero libre

En función de lo mencionado previamente para la elaboración del mapa de curvas equipotenciales, se integraron los niveles piezométricos de los acuíferos Salto Chico y Ubajay en conjunto (Figura 4) que incluye también las direcciones del flujo subterráneo de ambas unidades. Los valores más elevados de cota hidráulica (30msmn) se registran en el sector NO del área de estudio, mientras que los valores más bajos sobre la costa del Río Uruguay, de forma que la descarga se orienta hacia el Río Uruguay.

El mapa de la Figura 4 también muestra anomalías que interrumpen la integración de la red de flujo. Se observa un área importante de piezometría positiva y geometría radial que indicaría una amplia zona de recarga. La misma está situada en el sector urbano de la ciudad y que podría atribuirse, entre otras posibilidades interpretativas, a las pérdidas en la red de distribución de agua y drenaje pluvial. Otras posibilidades subordinadas incluirían el sistema cloacal y/o los espacios abiertos sin uso de suelo.

Como se ha mencionado la ciudad está abastecida en parte desde las aguas del Río Uruguay y en parte por los acuíferos aquí en estudio. Las pérdidas en redes pueden llegar a volúmenes de agua muy significativos (se estima un 10% en redes nuevas y hasta un 30% en las antiguas) este factor surge como una primera posibilidad de análisis.

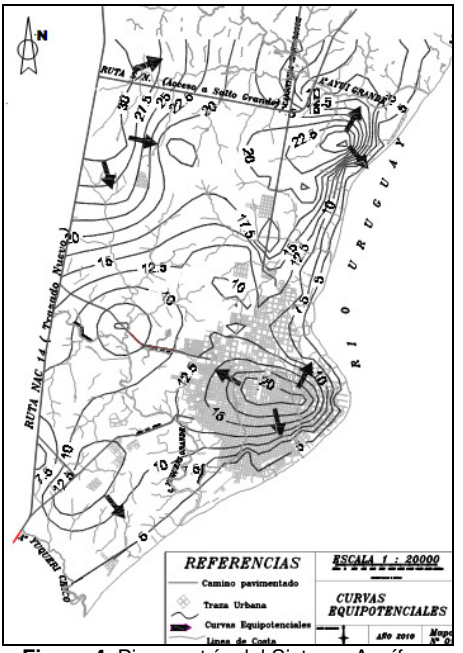


Figura 4. Piezometría del Sistema Acuífero Salto Chico-Ubajay, Concordia

Hidroquímica del Acuífero libre

Para una mejor comprensión de la hidroquímica y su relación con la hidrodinámica, las áreas de recargas y descargas del acuífero libre local, el presente estudio ha recurrido a la realización de mapas temáticos. Estos son útiles para la observación y análisis de la distribución areal de Cl^-, HCO_3^-, NO_3^- y la relación Cl/HCO_3. Estas especies iónicas y relaciones permiten interpretar más adecuadamente el escenario hidrogeológico urbano. Para cada una de las especies analizadas se procedió a la confección de curvas de isocontenidos y se consideró una

equidistancia de 5 mg/l para el mapa de cloruros y de 10 mg/l para las demás especies.

Cloruros

Los valores extremos de cloruros fueron de 237mg/l y 0,25mg/l, y son menores al límite de 350mg/l fijado por el Código Alimentario de nuestro país. En la Figura 5 se indica la distribución areal de cloruros. Se observa un sector anómalo con valores mayores a 100mg/l ubicado en la zona próxima a la desembocadura del Arroyo Cambá Paso en el Arroyo Yuquerí Grande, mientras que la planta urbana muestra valores bajos en la concentración de cloruros.

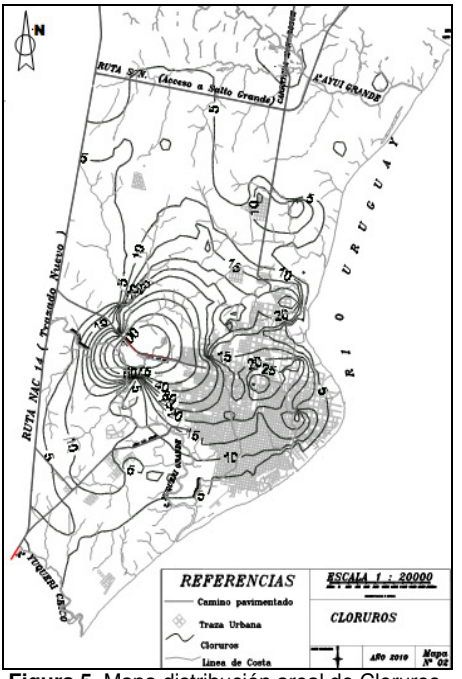


Figura 5. Mapa distribución areal de Cloruros.

Bicarbonatos

En el mapa de la Figura 6, se indica la distribución areal de bicarbonatos en la zona de estudio, con valores entre 0,31 y 112,39 mg/l. El Código Alimentario Argentino no considera a la alcalinidad como un criterio limitante para la potabilidad, no obstante su análisis es importante desde la perspectiva hidroquímica. Se observa una tendencia al aumento en los valores de esta especie, que coincide con la zona de descarga del flujo subterráneo del acuífero libre.

A priori, la concentración de bicarbonatos parece alta en las zonas urbanizadas más viejas y más baja en el perímetro urbano de la ciudad. Esto último probablemente sea más representativo de la recarga vertical natural del acuífero, mientras que en la zona urbana la convergencia de las influencias e impactos antrópicos sobre el suelo determinen el aumento de la concentración, aun tratándose de aguas de relativamente poca salinidad.

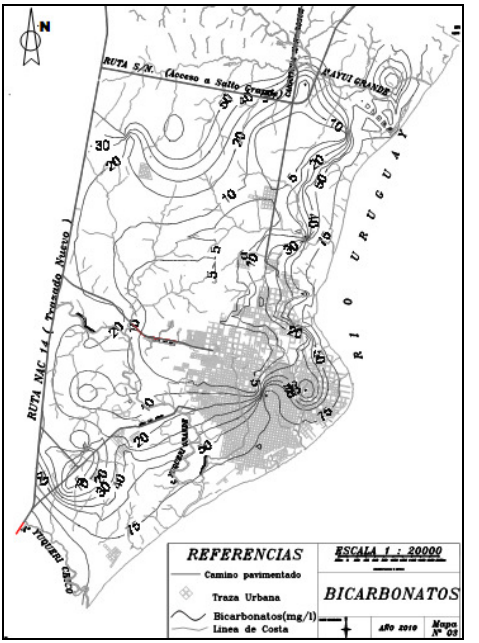


Figura 6. Mapa distribución areal de Bicarbonatos.

Nitratos

Las concentraciones extremas de los nitratos encontrados en el área de estudio fueron de 114,34 mg/l y 0,25 mg/l, superando sólo el 3% de las muestras el valor límite fijado por la legislación de 45 mg/l. En la Figura 7 se representa el mapa de distribución areal de nitratos. Se observan dos zonas anómalas claramente identificadas con valores que superan ampliamente los a 45 mg/l. Uno de ellos, que se destaca por su extensión, está ubicado en un área próxima a la desembocadura del Arroyo Cambá Paso afluente a su vez del Arroyo Yuquerí Grande. Coincidentemente, en esta área de la ciudad es donde está emplazado el vertedero de residuos urbanos. Dada su ubicación en el perímetro suburbano de la ciudad y considerando la

escala de este estudio, es difícil afirmar que se deba a la sola presencia del vertedero, ya que en ese sector se encuentran ubicados, además los barrios Cambá Paso y El Silencio que no están servidos por la red cloacal. La otra anomalía, muy restringida, en la cuenca del A° Yuquerí Chico puede estar relacionado con otras actividades sobre el uso del suelo, como por ejemplo la horticultura que ha sido citadas como fuente de nitratos en diversas ciudades, particularmente en la ciudad de La Plata (Auge, et.al., 2003). La planta urbana presenta valores bajos de contenidos de nitratos.

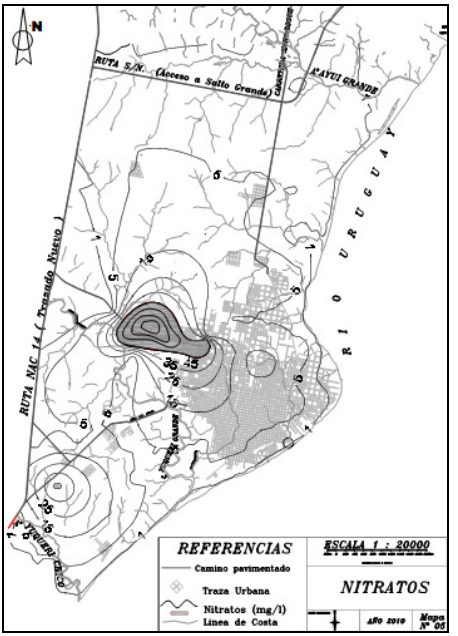


Figura 7. Mapa de distribución areal de nitratos.

Relación iónica Cl/HCO$_3$

En el mapa de la Figura 8 muestra la isodistribución de la relación, donde se destaca nuevamente una anomalía en un sector próximo al sitio donde se encuentra emplazado el vertedero de la ciudad.

Se observa que dicha anomalía alcanza guarismos por encima de 50, siendo un nivel muy superior al que parece caracterizar la región, incluso en la zona urbana de la ciudad. Esto indica un situación anómala de incorporación de iones durante la recarga.

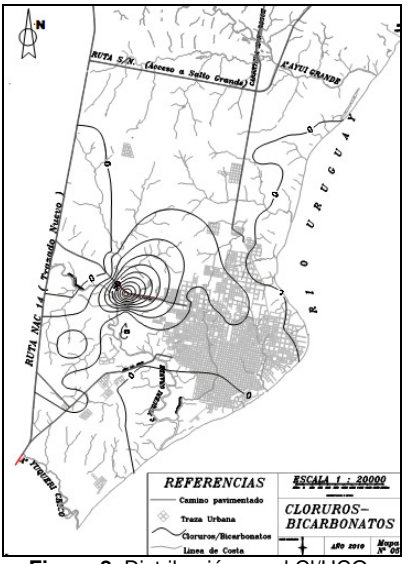


Figura 8. Distribución areal Cl/HCO$_3$

Conclusiones

El análisis de curvas equipotenciales refleja que los niveles acuíferos no se encuentran sobre explotados en el área de estudio. También refleja que la zona de recarga se encuentra en el sector de mayor urbanización, asociada probablemente a pérdidas en la infraestructura sanitaria, en la distribución del agua corriente, en las obras de entubado del arroyo que surca la ciudad, y a la infiltración natural en áreas verdes.

En relación al contenido en cloruros, los valores del agua subterránea del área de estudio, no reflejan problemas de contaminación por cuanto no se han superado en ninguno de los puntos de muestreo el valor límite de 350mg/l. Se refleja una tendencia anómala en el comportamiento de este ión en el sector próximo al vertedero de residuos de la ciudad, ubicado en un sector cercano a la desembocadura del arroyo Cambá Paso en el arroyo Yuquerí Grande. Los bicarbonatos no parecen acusar esta tendencia, aunque es muy diferente cuando se lo analiza en su relación con los Cloruros.

Aunque la mayor parte de los resultados de los análisis químicos realizados en las aguas subterráneas durante el año 2010 muestran valores de contenidos de nitratos menores a 45mg/l, lo que indican que no hay un deterioro regional importante, el acuífero se haya afectado puntualmente por procesos de contaminación con nitratos muy intensos. Al

respecto, el área próxima al vertedero de residuos es la que muestra mayor afectación, tanto en magnitud como en extensión.

De las relaciones iónicas que se han adoptado en el estudio para evaluar la posible contaminación, la que refleja la mayor contundencia es la relación cloruros versus bicarbonatos, que presenta valores que evidencian procesos de incorporación selectiva de cloruros, afectando un sector, próximo al vertedero de residuos de la ciudad, que también muestra valores de contaminación con nitratos y un anomalía en el comportamiento de los cloruros.

Se puede relacionar la zona de recarga con una extensa área en la que los cloruros, nitratos y bicarbonatos muestran muy bajos valores de concentración. Este efecto de dilución podría estar originado por el aporte de aguas de buena calidad, que podrían ser generadas por pérdidas en la conducción de aguas corrientes, o la infiltración de espacios abiertos.

Bibliografía

ACEÑOLAZA, F.G. 2007.” Geología y Recursos geológicos de la Mesopotamia Argentina. INSUGEO. Serie Correlaciones Geológicas. 22:47-116. ISSN 1514-4186.

ACEÑOLAZA, F.G. y SAYAGOJ.M.1980. Análisis preliminar sobre la estratigrafía, morfodinámica y morfogénesis de la región de Villa Urquiza, provincia de Entre Ríos. Acta Geológica Lilloana,XV(2):139-154, San Miguel de Tucumán.

AMATO, A y SILVA BUSSO, A. 2009. Importancia Económica, Social y Estratégica del Acuífero Puelches y Unidades Correlacionables en la Cuenca Chacoparanense. Congreso Nacional del Agua, CONAGUA, Trelew, Argentina.

AUGE M. HIRATA R. y LÓPEZ VERA, F. 2003. Vulnerabilidad a la contaminación con nitratos del Acuífero Puelche en La Plata – Argentina. CEAL. Inéd: 1- 201. Madrid

DE ALBA, E; SERRA, N. 1959. “Aprovechamiento del Río Uruguay en la zona de Salto Grande. Informe sobre las condiciones y características geológicas”. ComisiónTécnica Mixta de Salto Grande.

GARRÁN, S; GARIN, R. 2010. “Síntesis Agroclimática de la región de Concordia”. EEA Concordia del INTA. Sección Agrometeorología. Extraído el 3/2/2011 de<http://www.inta.gov.ar

GENTILI, C.A.; RIMOLDI, H.V. 1979. Mesopotamia. Segundo Simposio de Geología Regional Argentina. Academia Nacional de Ciencias de Córdoba. 1:185-223.

IRIONDO, M. 1980. “El Cuaternario de Entre Ríos”. Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral, n°11, p.:125-141, Santa Fe, Argentina. ISSN 0325-2809

MASÚ J., SILVA BUSSO A. y AMATO S. 2011. Aspectos Geológicos del Acuífero Salto Chico en la Cuenca del Arroyo El Palmar. Entre Ríos, República Argentina. VII Congreso Argentino de Hidrogeología y V Seminario Hispano Latinoamericano Sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea 2011.

REIG, O.1956. Sobre la posición sistemática de "Zygolestes paranensis" Amegh. y de "Zygolestes entrerrianus" Amegh. Centro de Estudiantes del Doctorado en Ciencias Naturales de Buenos Aires Revista Holmbergia 5 (12-13): 209-226, Buenos Aires.

RIMOLDI, H. 1963. Aprovechamiento del Río Uruguay en la zona de Salto Grande. Estudio geológico-geotécnico para la presa de compensación proyectada en el Paso Hervidero (provincia de Entre Ríos). 1as Jornadas Geológicas Argentinas. Anales 2:287-310, Buenos Aires.

SANTA CURZ J. y SILVA BUSSO, A. 1996. Disponibilidad del Agua Subterránea para Riego Complementario en las Provincias de Buenos Aires, Entre Ríos, Córdoba y Santa Fé. Informe Final. PROSAP, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Buenos Aires, Argentina. (Inédito)

SANTI, M., BIANCHI G. y REZZÓNICO G., 2009. Agua subterránea en el noreste de Entre Ríos. Actas VI Congreso Argentino de Hidrogeología. Planificación y gestión de aguas subterráneas (pág. 63-72). Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

SILVA BUSSO, A., 1999. “Contribución al Conocimiento Geológico e Hidrogeológico del Sistema Acuífero Termal de la Cuenca Chacoparanense Oriental Argentina”. Tesis Doctoral, Facultad de Cs. Exactas y Naturales, UBA (INEDITO)

TCHILINGUERÁN, P; PREZ, H; TEJEDO, A; CRESPO, CAVALLARO, S y DZENDOLETAS, A. 1998. “Carta Geológica ambiental de la Ciudad de Concordia, Entre Ríos, Argentina” Congreso Uruguayo de Geología. Sociedad Uruguaya de Geología, Facultad de Ciencias, Punta del Este.

WHITE, I., 1908. Relatório sobre as "Coal measures" e rochas associadas do Sul do Brasil. Relatório final da Comissao de Estudos das Minas de Carvao de Pedra do Brasil 1: 2-300. Imprensa Nacional, Rio de Janeiro.

Evaluación del riesgo por fluoruros en agua subterránea somera a partir de la ingesta local en Azul, Buenos Aires, Argentina

Othax Natalia[1,2] y Fabio Peluso[1,3]

[1] Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (UNCPBA – CIC – Municipalidad de Azul) - República de Italia 780, (B7300) Azul, Buenos Aires, Argentina.
[2] Becaria CONICET
[3] Investigador CIC

Mail de contacto: nothax@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

El objetivo del trabajo fue estimar el riesgo sanitario por el consumo de agua subterránea somera con altos contenidos de fluoruro en la ciudad de Azul, provincia de Buenos Aires, Argentina. Se aplicó el modelo probabilístico según metodología USEPA aplicando Monte Carlo, bajo un escenario residencial para niños y adultos. Se consideró la variabilidad espacial de las concentraciones y los patrones de ingesta de agua representativos por barrios, en un Sistema de Información Geográfico Urbano. La concentración promedio presentó un valor de 1,36 mg l^{-1}, superando la normativa (1,2 mg l^{-1}), con un valor máximo de 1,97 mg l^{-1}. A pesar de ello, el riesgo fue no significativo, tanto para adultos y como para niños (media aritmética= 0,34 y 0,23, percentilo 95= 0,55 y 0,39, respectivamente). Este trabajo permitió evaluar el riesgo en distintas zonas de la ciudad a partir de valores realistas locales de ingesta de agua.
Palabras clave: agua subterránea; riesgo; fluoruro

ABSTRACT

The aim was to estimate the health risk by shallow groundwater consumption with high content of fluoride in the city of Azul, Buenos Aires Province, Argentina. Probabilistic USEPA health risk model was applied using Monte Carlo methodology for residential scenarios for children and adults peoples exposed. For the model calculation were considered the spatial variability of concentrations and of the water intake patterns by neighbourhoods, using an Urban Geographic Information System. The average concentration of fluoride was 1,36 mg l^{-1}, exceeding the standard of 1,2 mg l^{-1}, with a maximum value of 1.97 mg l^{-1}. However, the risk was not significant, either for adults or children (arithmetic mean = 0,34 and 0,23; 95th percentile= 0,55 and 0,39, respectively). This work allowed us to evaluate the risk in different areas of the city using local realistic values of water intake.
Keywords: groundwater; risk; fluoride

Introducción

La ciudad de Azul, ciudad cabecera del partido homónimo, se encuentra ubicada en la zona centro de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. Tiene una superficie de 90,5 km^2 (área urbana más periurbana, ver Figura 1) y una población es de 58.097 habitantes (INDEC, 2012).

La composición del agua subterránea somera en la ciudad presenta niveles de fluoruro que muy frecuentemente superan el nivel máximo permitido (NMP) para agua de consumo según el Código Alimentario Argentino (CAA), que es de 1,2 mg l^{-1} (ANMAT, 2012). Esto es potencialmente un problema sanitario dado que es común la posesión de pozos activos en domicilios, incluso teniendo también conexión a la red de agua potable. El fluoruro es reconocido agente causal de patologías asociadas a la ingesta crónica de agua con elevadas concentraciones de esta sustancia. Es capaz de producir dos tipos de efectos a la salud dependiendo de la concentración en el agua: fluorosis dentaria, caracterizadas por manchas opacas en los dientes, y la esqueletaria, con sobreosificaciones y calcificaciones de las membranas interóseas (WHO, 2002). La magnitud y tipo de lesión dependen de la dosis, tipo y tiempo de exposición, estado fisiológico y nutricional del individuo (Grimaldo et al., 1995; Takahashi 1998; Mascarenhas y Burt, 1999).

El objetivo del trabajo fue estimar el riesgo

sanitario para la población de la ciudad de Azul por el consumo crónico de agua subterránea somera domiciliaria con altos contenidos de fluoruro. El riesgo se estimó espacialmente, para lo cual no sólo se tuvo en consideración la variabilidad espacial de las concentraciones de fluoruro sino también de los patrones de ingesta de agua de bebida representativos por barrios. Este aspecto es novedoso para Argentina, ya que no son comunes los relevamientos de la heterogeneidad espacial de patrones de conducta relacionados con la ingesta de agua.

Metodología

Un análisis de riesgo sanitario (ARS) constituye un procedimiento para la toma de decisiones que estima el nivel potencial de peligro para un receptor humano a partir del contacto con una sustancia química presente en el ambiente (NRC, 1983), caracterizando los efectos adversos potenciales y su probabilidad de ocurrencia, lo que permite identificar, evaluar, seleccionar e implementar acciones para reducirlos (CRARM, 1997). El cálculo del riesgo se realizó aplicando el modelo básico ARS según metodología USEPA probabilística aplicando Monte Carlo, para efectos crónicos bajo un escenario residencial para niños de hasta 15 años de edad como representativos de la población expuesta más susceptible y para adultos.

El estudio se llevó a cabo bajo un escenario residencial, el cual hace referencia al contacto con el agua vía la ingesta demandada por las actividades vitales del individuo, y se realizó a partir de la concentración de fluoruro presente en agua proveniente de pozos someros. El riesgo según el modelo USEPA, es una función de la toxicidad de la sustancia peligrosa y la magnitud de la exposición a la misma, siendo ésta última una medida de la "calidad y cantidad" del contacto entre la sustancia y el organismo expuesto (USEPA, 1992a).

La exposición se estima aplicando la ecuación 1.

$$ADDI = \frac{[C * Ir * EF * ED]}{[Bw * AT]} \quad (1)$$

donde ADD es la Dosis Diaria Promedio de ingestión de las sustancias,
C es la Concentración de la sustancia peligrosa en agua (en mg L^{-1}),
Ir es la Tasa de ingesta diaria de la sustancia (en L $día^{-1}$),
EF es la Frecuencia de la exposición (en días $año^{-1}$),
ED es la Duración de la exposición (en años), Bw es el Peso corporal de la persona expuesta (en kg) y AT es un factores de corrección por tiempo promedio (30 años * 365 días $año^{-1}$).

Esta ecuación corresponde a una exposición crónica (USEPA, 1992a) y participa en el ARS para las sustancias de efectos tóxicos no carcinogenéticos (como es el caso del fluoruro), confrontando ADD con la dosis umbral por debajo de la cual no existen efectos toxicológicos sobre el individuo expuesto para el período de exposición considerado.

USEPA usa como dosis umbral a la Dosis de Referencia (RfD), que es una estimación probabilística de la exposición diaria a la que la población humana, incluyendo los subgrupos sensibles, se puede someter al agente peligroso sin que le genere riesgos de efectos adversos durante toda su vida (Barnes y Dourson, 1988).

El riesgo no carcinogenético se estima aplicando el cociente de riesgo (USEPA, 1989), que cuantifica la proporción de ADD respecto del RfD. Si el valor de este cociente iguala o excede la unidad existe un nivel de riesgo significativo. La RfD para F es $6E^{-02}$ (USEPA, 2008).

El cálculo del riesgo probabilístico se realizó mediante Cristal Ball 7.1 (Decisioneering, 2007), para cada uno de los polígonos o manzanas integrantes de seis barrios de la ciudad, denominados Güemes, Club de Remo, Monte Vigiano, Del Carmen, San Francisco y Villa Giamátolo (ver Figura 2). De las distribuciones de valores de probabilidad del riesgo sanitario se extrajo el percentilo 95 (P95) como estadístico representativo del riesgo resultante del polígono. En base a estos estadísticos se obtuvieron los valores representativos generales del riesgo sanitario por barrio, calculando la media aritmética o el P95 del conjunto de polígonos del barrio, que fueron usados luego como base para la comparación.

Parámetros del modelo

Concentración de fluoruros en agua (C)

Las muestras de agua subterránea fueron tomadas de 30 pozos someros domiciliarios activos (profundidad media de 16 metros) distribuidos en la planta urbana tal como se aprecia en la Figura 1. Se realizaron 16 episodios de muestreo, distribuidos estacionalmente entre los años 2003 y 2007. Las determinaciones analíticas de las muestras se llevaron a cabo mediante técnicas estándares con electrodo selectivo de iones (SM 4500-F C).

La selección del valor de concentración representativo del conjunto de datos de cada pozo se realizó mediante la estimación del

Límite Superior de Confianza 95 % (UCL). El mismo se define como el valor que, calculado repetidamente del conjunto de datos de concentración de un sitio, iguala o excede el valor de la media aritmética el 95 % de la veces (USEPA, 1992b), y consiste en un procedimiento determinístico utilizado por USEPA para estimar valores conservadores de series de datos de concentraciones en los análisis de riesgo sanitario por sustancias peligrosas. El UCL se computó utilizando el software Pro-UCL v. 3 (USEPA, 2004).

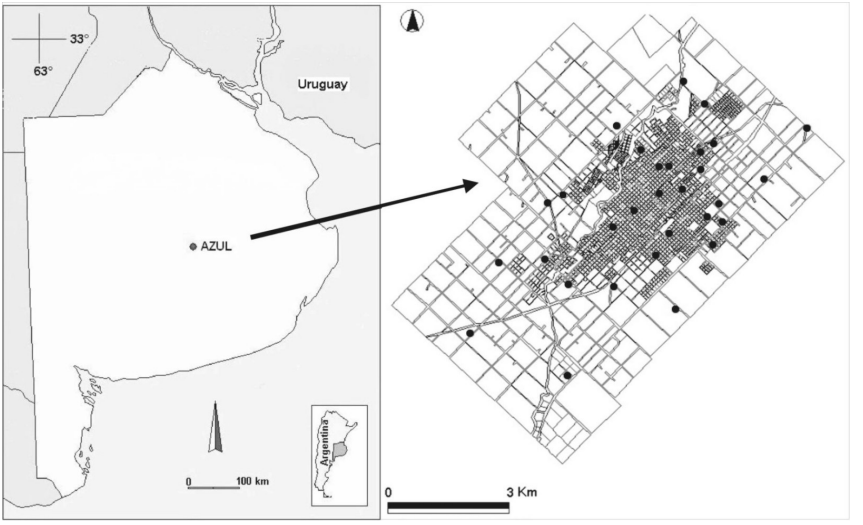


Figura 1. Ubicación de la ciudad de Azul y emplazamiento de los pozos domiciliarios muestreados

El valor del UCL correspondiente a las concentraciones de fluoruro por pozo fue interpolado a toda el área urbana y periurbana aplicando krigging ordinario omnidireccional con 60 metros de equidistancia entre puntos interpolados. Posteriormente, la grilla de datos fue poligonizada por promedios utilizando ArcView 3.2 (ESRI, 1992 – 1999), para obtener cada valor de concentración representativo para la unidad espacial (UCL promedio por manzana). Estos UCL promedio son los que finalmente fueron utilizados para calcular la dosis de exposición (parámetro C de la ecuación 1) de cada uno de los polígonos de los 6 barrios. Cuando fue necesario obtener valores representativos generales de la concentración de fluoruro para todo un barrio, se estimaron la media aritmética y el P95 sobre los UCL promedio de sus polígonos o manzanas.

Tasa de ingesta de agua (IR)

El parámetro de tasa de ingesta de agua (Ir de la ecuación 1) se obtuvo a partir de información local de los seis barrios obtenida mediante encuestas llevadas a cabo por muestreo aleatorio estratificado durante los meses de diciembre de 2010, enero y febrero de 2011. En la encuesta se preguntó sobre la cantidad de agua proveniente de pozos someros domiciliaros que consumen los miembros del grupo familiar, ya sea en forma directa o indirecta (infusiones, jugos deshidratados, etc.).

Los barrios fueron elegidos y asociados según condiciones socioeconómicas similares y esto se realizó a partir de la aplicación de un índice de vulnerabilidad denominado Sistema Integrado de Criterios Socioeconómicos (SIC) (Peluso et al., 2003). El índice SIC está integrado por variables vinculadas al área de Educación, Salud e Ingreso provenientes del censo de Población, Viviendas y Hogares del INDEC (2005) y de un SIG (2004-2005) del Municipio de la ciudad de Azul. Por ello los barrios fueron agrupados de la siguiente manera: Club de Remo - Güemes; Monte Vigiano - Del Carmen; San Francisco - Villa Giamátolo, en orden decreciente de condición socioeconómica.

Las distribuciones de frecuencias sobre la cantidad de agua diaria ingerida obtenidos a partir de las encuestas fueron testeadas con Cristal Ball para determinar a que tipo de distribución probabilística correspondían, y cuales eran sus descriptores estadísticos.

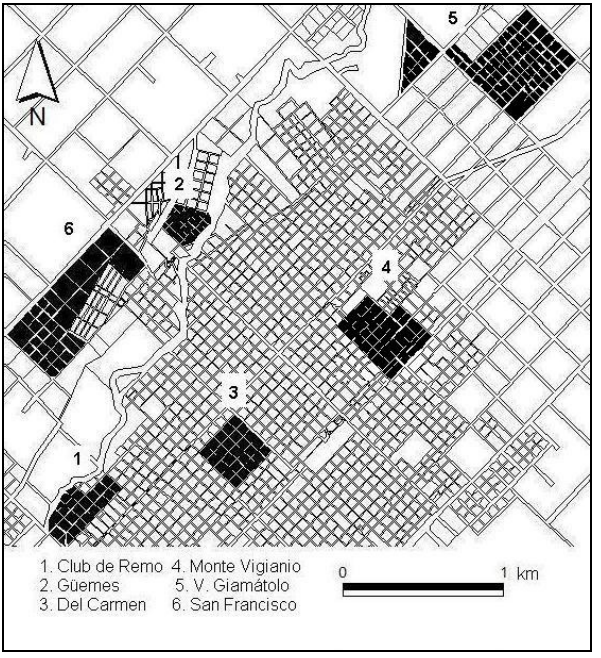


Figura 2. Ubicación de los barrios encuestados en la ciudad de Azul

Frecuencia (EF), duración de la exposición (ED) y peso (BW)

En la Tabla 1 se presentan las distribuciones de valores asumidas para frecuencia y duración de la exposición y para el peso de la población de niños (considerando como representativo a uno de 10 años) y adultos con sus descriptores estadísticos.

Tabla 1. Estadísticos de frecuencia (en días), duración de exposición (en años) y peso de la población (en kg).

Par	Cur	Mín	Máx	Mo	Prom	Desv
Niños						
EF	Tri	300	360	330	-	-
ED	Tri	1	30	15	-	-
Bw	Nor	23,50	44,50	-	33,50	5,50
Adultos						
EF	Tri	300	360	330	-	-
ED	Tri	1	30	15	-	-
Bw	Nor	50	85	-	65	8,60

Referencias: Par.: Parámetro; Cur.: Tipo de modelo de distribución de P; Mín.: Mínimo; Max: Máximo; Mo.: Moda. Prom.: Promedio. Desv.: Desvío Estándar. EF: Frecuencia de la Exposición; ED: Duración de la Exposición; Bw: Peso Corporal; Tri.:Triangular; Nor.:Normal.

Resultados y Discusión

En la Tabla 2 se presentan los estadísticos de los valores de concentración de fluoruro en agua subterránea somera para la totalidad de polígonos o manzanas del conjunto de barrios, y en la Tabla 3 para cada uno de los barrios, expresados en mg L^{-1}. Los resultados muestran que la concentración promedio de fluoruros para toda el área de estudio es mayor al NMP del CAA.

Tabla 2. Estadísticos de concentración de fluoruro (en mg L^{-1}) para el conjunto de los seis barrios.

Estadísticos	Concentración
Min.	0,83
Max.	1,97
Prom.	1,36
Desv.	0,35

Sin embargo, hay barrios en los cuales el promedio de concentración de fluoruro no superan el NMP: Monte Vigiano y Villa Giamátolo.

Tabla 3. Estadísticos de concentración de fluoruro (en mg L^{-1}) para cada uno de los barrios.

Barrios	Prom	Desv	Máx	P95
Club de Remo	1,89	0,04	1,97	1,95
Güemes	1,62	0,03	1,66	1,66
Del Carmen	1,46	0,09	1,67	1,61
Monte Vigiano	1,12	0,05	1,25	1,24
V. Giamátolo	1,03	0,08	1,38	1,13
San Francisco	1,79	0,06	1,91	1,88

En la Figura 2 se muestran los barrios estudiados indicando su relación respecto del NMP por manzana. De los seis barrios, cuatro (los cuatro con los valores promedio por encima del NMP de Tabla 3) presentan esta condición en todos sus polígonos. En los dos barrios restantes (Villa Giamátolo y Monte Vigiano) sólo algunas manzanas se encuentran en esta condición. La superficie total afectada con concentraciones mayores a 1,2 mg L^{-1} representa el 58% del área total abarcada por los seis barrios, y comprende 123 polígonos.

En la Tabla 4 se presentan de forma comparativa los estadísticos de las distribuciones de valores de la tasa de ingesta de agua de la población y del riesgo, para cada uno de los barrios. Los valores de ingesta de agua corresponden a valores bajos en el caso de los niños (valor medio=0,28 y P95 =0,63) y son más altos en el caso de los adultos (valor medio= 0,96 y P95 =1,36). En todos los casos, la distribución fue de tipo mínimo extremo. Algo

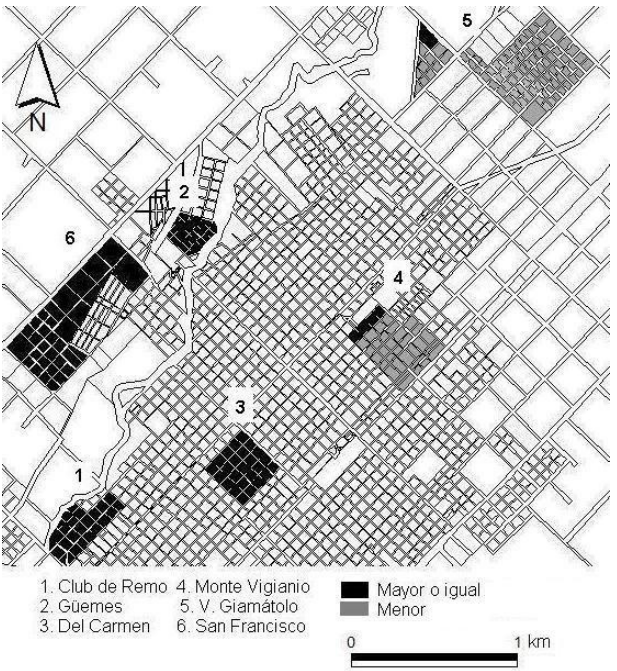


Figura 3. Comparación de las concentraciones de fluoruros con el NMP por polígono en los distintos barrios

interesante para resaltar es que según el nivel socioeconómico decrece se incrementan las tasas de ingesta de los menores y disminuyen las de los mayores. De todas maneras, estos son resultados preliminares que deberán ser profundizados.

Los resultados de riesgo indican que los valores son no significativos (es decir, riesgo

menor a 1), tanto para la población infantil como para la adulta, incluso si se consideran los valores máximos de las distribuciones resultantes. A pesar que los niños son población sensible, y que se asume que el riesgo debería ser mayor en ellos que en los adultos, en este caso no es así, dada la diferencia en las tasas de ingesta, que en los adultos es más de 3 veces la de los niños (2,11 contra 0,63 L día^{-1}). Cuando los valores de las tasas de ingesta se acercan (como ocurre para los barrios Villa Giamátolo y San Francisco, cuya diferencia es solo 1,7 veces la de adultos respecto de la de los niños), el valor del riesgo también se acerca, incluso lo supera, aunque levemente. En trabajos realizados previamente se ha observado que la tasa de ingesta de agua es el factor de mayor influencia en los resultados de los análisis de riesgo (Othax et al., 2013).

Varios trabajos publicados en la literatura han calculado el riesgo a la salud a partir de concentraciones de fluoruro presente en el agua de bebida de la población mediante la metodología de la USEPA y a diferentes grupos de edades (Erdal y Buchanan, 2005; Fuquan et al., 2009; Ni et al., 2010; Vega Gleason, 2001; entre otros). Sin embargo, es poco frecuente la aplicación de esta herramienta a partir de valores de ingesta locales, diferenciados espacialmente. En la ciudad de Azul se han aplicado análisis de riesgo según metodología USEPA por fluoruros presentes en agua subterránea a partir de valores de ingesta de la bibliografía (Othax et al., 2008; Peluso et al., 2010). En estos trabajos se realizaron evaluaciones puntuales y espaciales de toda la planta urbana-periurbana, es decir, cubren el área de estudio del presente trabajo. Dado que los valores de ingesta de la bibliografía son mayores a los aportados por las encuestas, finalmente, los valores de riesgo resultantes en aquellos fueron mayores. En estos trabajos se alcanzaron valores de riesgo significativos en los polígonos con valores de concentración de fluoruros mayores al NMP (Othax et al., 2008; Peluso et al., 2010). Es decir, la aplicación de valores de la bibliografía condujo a una sobrestimación del riesgo avalado, además, por el hecho de que no se reconocen en el distrito la ocurrencia de patologías asociadas a la exposición de esta sustancia.

Tabla 3. Estadísticos de ingesta de agua y valores de riesgo

	Barrios	T. ingesta				Riesgo			
		Prom	Desv	Máx	P95	Prom	Desv	Máx	P95
Niños	Club de Remo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Güemes								
	Del Carmen	0,19	0,13	0,74	0,43	0,17	0,01	0,19	0,19
	Monte Vigiano					0,13	0,00	0,15	0,14
	V. Giamátolo	0,34	0,23	1,13	0,75	0,21	0,01	0,28	0,23
	San Francisco					0,37	0,01	0,39	0,39
	Todos	0,28	0,19	0,94	0,63	0,23	0,08	0,40	0,39
Adultos	Club de Remo	0,94	0,61	3,23	2,05	0,55	0,02	0,58	0,57
	Güemes					0,47	0,01	0,49	0,48
	Del Carmen	1,06	0,7	3,59	2,33	0,48	0,03	0,57	0,53
	Monte Vigiano					0,37	0,02	0,42	0,41
	V. Giamátolo	0,61	0,41	2,00	1,36	0,20	0,02	0,27	0,22
	San Francisco					0,32	0,03	0,37	0,36
	Todos	0,96	0,63	3,48	2,11	0,34	0,13	0,58	0,55

Conclusiones

En el 58% del área de estudio del presente trabajo, integrada por seis barrios de la ciudad de Azul - Club de Remo, Güemes, Monte Vigiano, Del Carmen, San Francisco y Villa Giamátolo -, las concentraciones de fluoruros en aguas subterráneas someras son iguales o mayores al valor límite establecido en la normativa para evaluar la calidad del agua para consumo humano. A pesar de ello, los valores de riesgo fueron no significativos, incluso para los niños, la población expuesta más sensible considerada.

El desarrollo del presente trabajo se realizó estimando las dosis de exposición a partir de valores locales de tasas de ingesta de agua relevados mediante encuestas, lo que permitió discriminar espacialmente esta variable en lugar de utilizar valores de bibliografía homogéneos a toda el área de estudio. Esto no solo permitió un mayor realismo en la cuantificación local del riesgo, sino también reconocer que la utilización de valores de la bibliografía en trabajos

anteriores produjo una sobreestimación del riesgo.

Agradecimientos

Este trabajo se financió con fondos provenientes de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, de la Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires y de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PID452). Se agradece la colaboración del Mg. Lic. Marcelo Leali por los aportes brindados.

Referencias

ANMAT. Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica Código Alimentario Argentino, 2012. Capítulo XII: "Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificada", actualizada por Res. Ministerio de Salud y Acción Social del 07/07/94, p. 60.

Barnes, D. G., Dourson, M., Preuss, P., Bellin, J., Derosa, C., Engler, R. y Zaragosa, L. 1988. Reference dose (RfD): Description and use in health risk assessments. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 8(4):471-486.

CRARM, 1997. *Risk Assesment and Risk Management in Regulatory Decision-Making*. Ed. Presidential/Congressional Commision on Risk Assesment and Risk Management, U.S.A. Final Report, Volume 2.

Decisioneering, 2007. Crystal Ball 7.1 software.

Erdal, S., y Buchanan, S. N. 2005. A quantitative look at fluorosis, fluoride exposure, and intake in children using a health risk assessment approach. *Environmental health perspectives*, 113(1):111-117.

ESRI, 1992 – 1999. ArcView GIS 3.2. Environmental Systems Research Institute, Inc.

Fuquan, N. I., Guodong, L. I. U., Huazhun, R. E. N., Shangchuan, Y. A. N. G., Jian, Y. E., Xiuyuan, L. U. y Min, Y. A. N. G. 2009. Health risk assessment on rural drinking water safety-a case study in Rain City District of Ya'an City of Sichuan Province. *Journal of Water Resource and Protection*, 1(2):128-135.

Grimaldo, M., Borja-Aburto, V., Ramirez, A., Ponce M., Rosas, M. y Diaz-Barriga, F. 1995. Endemic fluorosis in San Luis Potosi, Mexico: Identification of risk factors associated with human exposure to fluoride. *Environmental Research*, 68 (1):25–30.

INDEC, 2005. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de la República Argentina. Censo de Población, Viviendas y Hogares 2001 por Radios Censales para la ciudad de Azul, Buenos Aires. Información en soporte digital.

INDEC, 2012. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de la República Argentina Censo nacional de población, hogares y viviendas 2010, p. 22. http://www.indec.gov.ar/censo2010/Comunidad_educativa.pdf

Mascarenhas, A. K., y Burt, B. A. 1998. Fluorosis risk from early exposure to fluoride toothpaste. Community. *Dentistry & Oral Epidemiology*, 26(4):241-248.

Municipalidad de Azul, 2004-2005. Sistema de Información Geográfica de la ciudad de Azul. Convenio de cooperación con la Universidad Nacional de La Plata-Municipalidad de Azul.

Ni, F. Q., Liu, G. D., Tan, Y. S., y Deng, Y. 2010. Spatial variation of health risk of groundwater for drinking water supply in Mingshan County, Ya'an City, China. *Water Science and Engineering*, 3(4):454-466.

NRC, 1983. *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*. Ed. National Research Council. National Academic Press, Washington DC. U.S.A.

Othax, N., Peluso, F. y Usunoff, E. 2008. Los análisis de riesgo sanitario como herramientas para la gestión de los recursos hídricos en Argentina. *Revista de Gestión del Agua en América Latina*, 4(2): 39-50.

Othax, N., Peluso, F. y González Castelain, J. 2013. Riesgo a la salud integrado por fluoruros, nitratos y arsénico en agua subterránea: caso del partido de Tres Arroyos, Argentina. En prensa en la *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*.

Peluso, F., Usunoff, E. y Entraigas, I. 2003. Integración de parámetros socioeconómicos en estudios espaciales de riesgo sanitario mediante el uso de herramientas multicriterio, *GeoFocus* 3: 186-198.

Peluso F., Othax N., Usunoff E. 2010. Riesgo a la salud probabilístico y espacializado por fluoruro en Azul, Argentina. *Cuadernos del CURIHAM*, 15:43-50.

Takahashi, K. 1998. Fluoride-linked Down syndrome births and their estimated occurrence due to water fluoridation. *Fluoride* 31(2):61-73.

USEPA, 1989. *Risk assessment guidance for superfund*. Volume 1: human health evaluation manual. U.S. Environmental Protection Agency. EPA/540/1-89/002. Washington D.C., USA.

USEPA, 1992a. *Guidelines for exposure assessment*. U.S. Environmental Protection Agency. Fed. Reg. 57:22888 – 22938. Washington D.C., USA, p.126.

USEPA, 1992b. Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the Concentration Term. Intermittent Bulletin. Volume 1. Number 1.

Publication 9285.7-081. U.S. Environmental Protection Agency, p. 8.
USEPA, 2004. ProUCL Version 3.0 User Guide. EPA/600/R-04/079. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.
USEPA, 2008. IRIS (Integrated Risk Information System) Database. U.S. Environmental Protection Agency. http://www.epa.gov/iris.
Vega Gleason, S. 2001 Riesgo sanitario ambiental por la presencia de arsénico y fluoruros en los acuíferos de Méjico. http://www.cepis.opsoms.org/bvsaidis/mexico 13/104.pdf.
WHO, 2002. Fluorides. *Environmental Health Criteria* 227, World Health Organization, Ginebra. http://www.inchem.org/documents/ ehc/ehc/ehc227.html

Concentraciones anómalas de oligoelementos contaminantes en aguas subterráneas del partido de José C. Paz, provincia de Buenos Aires, Argentina

Jorge E. Rusansky[1,2], Miguel A. Gómez Peral[1], María L. Soria[3], Verónica Schamray[4] y Arturo J. Barros[1,5]

[1] Instituto de Geoquímica (INGEOQUI), Av. Ricardo Balbín 3100, (1663) San Miguel, prov. de Buenos Aires, Argentina,
[2] Escuela de Educación Secundaria N°10, José C. Paz, prov. de Buenos Aires, Argentina,
[3]Universidad Nacional de Luján, Departamento de Ciencias Sociales, División Geografía, Ruta Nacional N° 5 y Av. Constitución, (6700) Luján, prov. de Buenos Aires, Argentina,
[4] Escuela de Educación Secundaria N°5, Fragata Sarmiento y Oribe, (1665) José C. Paz, prov. de Buenos Aires, Argentina,
[5] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina

Mail de contacto: rusanskyjorge@gmail.com

RESUMEN

Los partidos del Área Metropolitana de Buenos Aires se caracterizan por un aumento sostenido en la contaminación del agua, que causa serios problemas de salud. A través de un proyecto de investigación financiado por la Fundación YPF, se aportó al conocimiento del problema en José C. Paz.

Los objetivos fueron: determinar los parámetros fisicoquímicos y composición iónica en muestras de agua; establecer concentraciones anómalas de oligoelementos, reconocer procesos para remediación e interesar a docentes y alumnos en investigaciones relevantes.

Se analizaron 102 muestras de aguas subterráneas para consumo y superficiales, 10 de ellas por oligoelementos, en un área de 50 km^2, resultando: [As]: 0,40-26,9 µg L^{-1} (mediana=15,5 µg L^{-1}); [Se]: 17,5-39,9 µg L^{-1} (mediana=27,65 µg L^{-1}) y [Hg]: 0,8-21,8 µg L^{-1} (mediana= 1,25 µg L^{-1}). Se destaca que el alto pH y los procesos de sorción y desorción en la superficie de minerales loéssicos contribuyen a la concentración de arsénico.

Palabras clave: Calidad del agua, Acuíferos de José C. Paz (prov. Buenos Aires), Hidrogeoquímica, Composición iónica mayoritaria y minoritaria, Distribución de oligoelementos.

ABSTRACT

The Buenos Aires Metropolitan Area counties are characterized by a steady growth in water pollution, generating serious health problems. Through a research project, financed by YPF Foundation, a better understanding of the problem within José C. Paz County was reached.

The objectives were to determine water-samples physicochemical parameters and ionic composition; to establish anomalous oligoelements concentrations in some selected samples, to recognize remediation processes and to interest teachers and students in relevant research.

One hundred and two drinking water samples from shallow and deep aquifers and from surface courses were analized, ten of them for oligoelements, in an area of 50 km^2; the concentrations being: [As]: 0,40-26,9 µg L^{-1} (median=15,5 µg L^{-1}); [Se]: 17,5-39,9 µg L^{-1} (median=27,65µg L^{-1}) and [Hg]: 0,8-21,8 µg L^{-1} (median= 1,25 µg L^{-1}). Noticeably, the high pH and the surface sorption and desorption processes of loessic minerals, contribute to the arsenic concentration.

Keywords: Water quality, Aquifers of José C. Paz (Buenos Aires province), Hydrogeochemistry, Major and minor ionic composition, Oligoelements distribution.

Introducción

Es bien conocido el problema de la contaminación natural con arsénico y otros oligoelementos en el agua para consumo humano dentro de la llanura chaco-pampeana, especialmente en el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA), y la gran preocupación que producen sus consecuencias. La presente contribución al estudio del problema se propuso

medir las concentraciones de dichos oligoelementos en aguas superficiales y subterráneas dentro del partido de José C. Paz. El trabajo se realizó con la activa participación de instituciones educativas de la zona como una forma de promover el interés de docentes y educandos en la realización de tareas de investigación relevantes, aplicadas a su ámbito geográfico. Así, se trató de despertar el interés por el propio ambiente y alentar, además, la elección de una futura carrera profesional.

El partido de José C. Paz tiene 265.981 habitantes (INDEC, 2010) distribuidos en casi 50 km^2 de superficie; está ubicado hacia el noroeste del AMBA, en el segundo cordón de partidos que rodean a la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) a unos 35 kilómetros de la misma.

El avance sistemático de la contaminación de las aguas superficiales y de acuíferos freáticos del Área Metropolitana de Buenos Aires ha generado gran inquietud en los últimos años razón por la cual se estudió la distribución del arsénico y otros oligoelementos asociados (Se, Mo, Hg, Sb, B, F, etc.) en aguas superficiales y en los acuíferos Pampeano y Puelche, con muestras obtenidas en perforaciones domiciliarias, en un aljibe y en arroyos del partido de José C. Paz.

Los procesos de concentración están directamente relacionados con fenómenos genéticos que serán reseñados posteriormente y para comparar se utilizaron estándares, nacionales e internacionales, que limitan su explotación para diversos usos. El límite máximo sugerido de concentración del As en aguas para consumo humano, 10 $\mu g\ L^{-1}$, actualizado por el Código Alimentario Argentino (CAA) en 2007 es coincidente con el Valor Guía provisorio (VG) establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2011) y con los datos de la United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2006).

Sistema de Información Geográfica

La realidad geográfica de la zona en estudio se muestra a través de un Sistema de Información Geográfica (SIG) que integra en forma organizada hardware, software y datos geográficos. El SIG está diseñado para capturar, almacenar, manipular, analizar y desplegar la información geográficamente referenciada con el propósito de abordar problemas complejos de planificación y gestión.

Se resume a continuación la contribución de los SIG para la elaboración cartográfica de mapas temáticos, a saber:

Mapa topográfico: resultó de la digitalización a través del modelo vectorial de un mapa base del área de José C. Paz proporcionado por la Dirección de Planeamiento de la Municipalidad del ex partido de General Sarmiento en la Región Metropolitana de Buenos Aires.

Mapa hidrográfico: se realizó con la misma metodología del mapa topográfico, utilizando líneas que representan la situación relativa de los principales cursos superficiales de agua. Se realizó, un mapa topográfico con los principales cursos de agua marcados a través de los dibujos de las curvas de nivel, metodología que, si bien es de gran utilidad para trabajos de campo, es algo más antigua que los SIG.

Mapa de suelos: el mismo muestra la configuración espacial de los suelos de la Región Metropolitana de Buenos Aires sobre un mapa base (Chiozza, 1979), utilizando nuevamente el método vectorial de los Sistemas de Información Geográfica.

Con toda esta información, se elaboró un mapa digital de José C. Paz.

Suelo y subsuelo

Desde la fundación de José C. Paz, los suelos han sido extensivamente usados para la fabricación de los ladrillos que sirvieron para levantar buena parte de la ciudad de Buenos Aires. De manera que son muy escasos los sitios donde se puede encontrar suelos originales, ya que su horizonte A fue "decapitado" para uso comercial. Además, un gran porcentaje del partido se halla urbanizado o semiurbanizado. En la Figura 1 se observa un block-diagrama del subsuelo de la región lindante con el área estudiada. Por la regularidad de la sedimentación y probada subhorizontalidad y continuidad de las capas sedimentarias, se le asignan características equivalentes.

En las áreas sin cobertura de agua de red, los acuíferos son la única fuente de abastecimiento de agua y, cuanto más humilde es el barrio, más superficial es el agua que se extrae. El partido de José C. Paz es un ejemplo de esto ya que de los 72 barrios que posee, sólo 3 tienen agua corriente. Por otra parte, la presencia de pozos ciegos, normalmente cercanos a las perforaciones de agua y el encamisado, inexistente, mal realizado o muy antiguo y oxidado, contribuyen a la mala calidad del agua consumida.

El agua subterránea que se explota en la región se encuentra alojada fundamentalmente en la Formación Pampeano o Sedimentos Pampea-

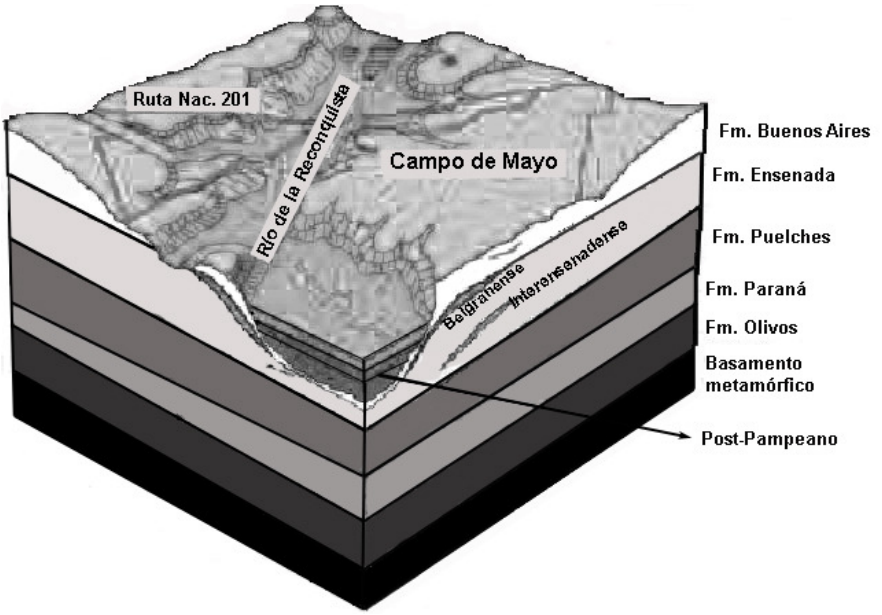


Figura 1: Esquema del subsuelo en el área estudiada (tomado y modificado de Silva Busso y Gatti, 2006)

-nos y en la Formación Puelche o Arenas Puelches; según Auge et al. (2002) la primera está formada por limos arenosos y arcillosos, denominados en conjunto "loess" y la segunda por arenas cuarzosas sueltas, medianas y finas, blanquecinas y amarillentas con estratificación gradada; contienen los acuíferos denominados Pampeano y Puelches respectivamente, que en conjunto constituyen la Sección Epiparaneana, es decir, se encuentran por encima del Acuífero Paraná.

El Post-pampeano se encuentra en las depresiones (Cuenca del Río de la Reconquista en la Fig. 1). Subyaciendo a los Sedimentos post-Pampeanos, en los sectores deprimidos del relieve y a la cubierta edáfica o al relleno artificial, en los más elevados, se disponen los Sedimentos Pampeanos, representados por las formaciones Buenos Aires y Ensenada; contienen al acuífero Pampeano que es el freático. En la figura anterior, por debajo de la capa freática, se encuentran los Acuíferos Pampeano y Puelche que, por tratarse de acuíferos multicapa de llanura, están hidráulicamente conectados. O sea, que si se explota sólo el más profundo (Acuífero Puelche), también va a repercutir en los acuíferos superiores, bajando el nivel en la freática o "arrastrando" la depresión de la misma. A la inversa, si se extrae agua de la freática va a llegar un momento en que un acuífero más profundo va a aportar agua hacia arriba disminuyendo su nivel piezométrico (Auge, 2005).

Las aguas del acuífero Puelche se usan también para riego intensivo y extensivo. El Pampeano, de menor productividad y más expuesto a la contaminación, se capta en general en zonas urbanizadas de menores recursos económicos y con escasos servicios, y en el ámbito rural para el abastecimiento doméstico y del ganado.

Muestreo

En la Figura 2 se muestra una imagen del mapa digital de José C. Paz elaborado para este trabajo, en diferentes capas superpuestas. En la misma se observan los lugares de extracción de todas las muestras (con números) y las que fueron tomadas para análisis por oligoelementos, (con letras y números).

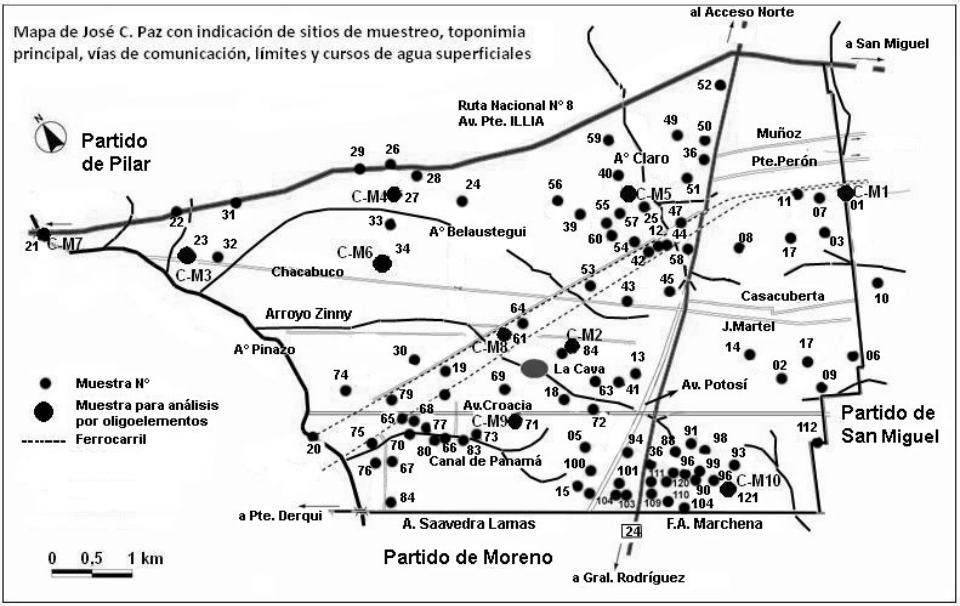


Figura 2: Imagen compuesta del Mapa Digital de José C. Paz, con indicación de los lugares de muestreo

Las muestras fueron obtenidas por los alumnos directamente de las perforaciones en las escuelas participantes del proyecto, en sus casas, o como en el caso del sector noroeste del partido, se tomaron especialmente en una salida de campo. Como se decidió aceptar todas las muestras que los alumnos ofrecieran, su número puede parecer excesivo en relación con el área o con mala distribución espacial. Aún así, se desecharon algunas por errores evidenciados en la toma de las mismas. Se consideraron 102 muestras (97 de aguas subterráneas y 5 de aguas superficiales).

Resultados obtenidos

En las Tablas 1 y 2 siguientes se presentan los resultados obtenidos en las determinaciones realizadas de los parámetros fisicoquímicos in situ (Multímetro Horiba U-10) y de los análisis de aniones y cationes mayoritarios y minoritarios, (laboratorios del Instituto de Geoquímica) además de los resultados de análisis por oligoelementos (Activation Laboratories de Ontario, Canadá)

Parámetros fisicoquímicos

Observando los parámetros fisicoquímicos se pueden encontrar ciertos valores destacables. Seis muestras de pozos dieron turbidez mayor a 3 NTU (límite máximo sugerido) con una muestra de agua de consumo (tomada en una bomba de mano) con valor de 27 NTU. Con respecto al pH, sobre el total de muestras analizadas, el valor mínimo es 6,75 y el máximo 8,40 (sin considerar aguas superficiales); de ellas, el 17,8% tienen valores superiores a 8, y el 8% son superiores a 8,2.

El valor promedio del oxígeno disuelto en la totalidad de las muestras es de 5,86 con una mediana muy próxima a este valor (5,63) siendo la desviación estándar muy baja (StD=1,58).

Al transformar la medida de conductividad eléctrica específica a mgL^{-1} de sales contenidas, se determinó que el 20% de las muestras superan 1 $mS.cm^{-1}$. De acuerdo con Nicolli et. al. (2008) una mayor conductividad eléctrica específica puede implicar un mayor contenido de arsénico, especialmente con aguas donde el sodio es mayor que calcio y magnesio y el bicarbonato es predominante. Con respecto a la dureza (en $CaCO_3$) el 54% de las muestras corresponden a aguas de consumo clasificadas como “muy duras”, el 34% son “semiduras”, el 11% “duras” y solamente el 1% “blandas”. Es decir, que el 65% de las muestras analizadas son aguas muy duras y duras con un porcentaje de $CaCO_3$ mayor a 120 mg L^{-1}.

Con referencia a los sólidos totales disueltos (STD) se determinó un contenido mínimo de

573,8 mgL^{-1} y un valor máximo de 1260,9 mgL^{-1}, con una mediana de 877,7 mg L^{-1},valores por debajo del valor máximo sugerido por el Código Alimentario Argentino (CAA, 2007).

Tabla 1. Resultados de los parámetros fisicoquímicos y de los aniones y cationes mayoritarios

PARÁMETRO	Valor mínimo	Valor máximo	Media Aritmética	Media Geométrica	Mediana
Temperatura (°C)	14,1	27,6	20,32	20,16	19,6
Turbidez (NTU)	0	27	1,5	---	0
Oxígeno Disuelto (mg L^{-1})	2,30	9,8	5,86	5,67	5,63
pH	6,75	8,40	7,58	7,57	7,55
Cond. Específica (mS cm^{-1})	0,48	1,36	0,82	0,80	0,76
Salinidad (‰)	0,02	0,06	0,03	0,03	0,03
Potencial Redox (mV)	205,50	270,10	240,97	240,49	241,60
Sólidos Totales Disueltos (mgL^{-1})	573,8	1260,9	891,1	880,2	877,7
Ca^{2+}	11,60	153,10	62,87	46,88	51,70
Mg^{2+}	5,35	64,20	22,73	18,65	18,50
Na^{+}	24,30	238,80	141,37	126,67	151,60
K^{+}	5,23	12,40	8,06	7,88	7,35
HCO_2^{-}	30,00	617,90	464,39	452,54	456,30
Cl^{-}	4,68	148,60	34,58	27,44	27,10
SO_4^{2-}	12,70	228,90	48,04	43,43	45,00
NO_3^{2-}	10,20	295,00	104,21	85,74	93,00
NO_2^{2-}	5,00	418,00	50,59	20,45	13,00
Dureza en $CaCO_3$	57,1	646,6	250,58	196,42	204,20
CO_2	4,01	139,00	31,51	22,25	22,10

Aniones, cationes, dureza y CO2 expresados en (mg L^{-1}) Muestras analizadas = 102

Aniones y cationes

Muy significativos son los valores para nitratos y nitritos. Del total de las muestras analizadas (102), el 85% contiene nitratos por encima del Valor Guía establecido por el CAA (45 mg L^{-1}). Los nitritos son sólo un 10% de las muestras presentan valores más altos que los sugeridos (100 µg L^{-1}). El ión sulfato se comporta en forma esperada, salvo en tres muestras que justamente son de pozos entre 30 y 40 m, cercanos a una ex metalurgia, a una fábrica de cerámica y de una freática a 12,5 m de profundidad, en un aljibe. Pero lo que nos debe llamar la atención es que altos contenidos de sulfato se relaciona con altos contenidos de selenio (Merino, 1990). Véanse los análisis por este elemento en la Tabla 2.

Se realizó la clasificación de las aguas a través de los Diagramas de Piper. Para los aniones, casi la totalidad de los puntos caen en el campo donde predominan los altos contenidos en bicarbonatos y carbonatos. El 87% de las muestras tienen estas características. El 13% restante tienden hacia el extremo sulfato y hacia el extremo cloruro. Analizando los números de muestras se concluye que la mayoría de las más cercanas al extremo carbonato + bicarbonato, pertenecen al sector sureste del partido de José C. Paz. Con respecto a los cationes se nota que existe una distribución aproximadamente lineal, aunque se pueden diferenciar dos poblaciones una hacia el extremo Na^{+} + K^{+} y la otra en el sector hacia la línea que va desde el Ca^{++} hacia el Mg^{++} aunque más hacia el sector del primer catión.

Al analizar el diagrama cuaternario, se observó que existen dos poblaciones marcadas, una bicarbonatada sódica y la otra bicarbonatada sódica cálcico - magnésica. De acuerdo a las características de las aguas también se puede decir, a partir de la información obtenida, que ambas poblaciones representan en forma general, los dos tipos de acuíferos estudiados: la primera al acuífero Puelche (más profundo) y la segunda al Pampeano (somero).

Oligoelementos

En la Tabla 2 se muestran los resultados de los análisis realizados por oligoelementos. Se incluyeron sólo aquellos elementos que dieron algún valor anómalo con respecto a los Valores Guía del CAA o de la OMS (2011).

Tabla 2. Resultados de los análisis químicos realizados por oligoelementos

SÍMBOLO	As	Se	Hg	Br•	B	Al	Cr	Mn	Fe	Ni	Pb	U
Unidad	µg L -1	µg L -1	µg L -1	µg L -1	µg L -1	µg L -1	µg L -1	µg L -1	µg L -1	µg L -1	µg L -1	µg L -1
Límite detección	0,03	0,2	0,2	3	3	2	0,5	0,1	10	0,3	0,01	0,001
C-M1	8,1	79,4*	1,2*	252*	221	35	<0,5	45,7	120	9,9	12,4	13,8
C-M2	0,4	18,2*	0,8	60*	527*	17	<0,5	33,8	50	3,2	1,57	15,1
C-M3	26,9*	17,5*	1,1*	86*	449	6,0	<0,5	1,7	<10	0,9	0,77	9,2
C-M4	11,8*	31,2*	1,1*	170*	226	7,0	<0,5	1,3	<10	1,3	1,62	8,4
C-M5	19,4*	37,7*	1,4*	182*	320	4,0	<0,5	1,3	<10	1,9	1,22	8,1
C-M6	12,6*	33,9*	4,8*	93*	236	212*	<0,5	27,9	240	3,1	2,81	0,7
C-M7	22,7*	32,8*	5,4*	163*	307	885*	<0,5	5,1	400*	4,7	2,62	4,8
C-M8	20,8*	24,1*	21,8*	93*	368	13	<0,5	2,0	30	1,0	1,89	13,2
C-M9	10,6*	39,9*	8,7*	230*	223	10	<0,5	13,5	<10	1,9	2,03	16,5
C-M10	18,6*	41,6*	10,5*	214*	143	32	<0,5	9,5	30	3,0	2,54	9,5
Valor máximo sugerido por el CAA	10	10	1	6	500	200	50	100	300	20	50 **	30 según OMS

• = El Código Alimentario Argentino sugiere un valor guía de 10 µg L-1 de "bromato" el cual equivale a 6,25 de Br

* = Supera el Valor Guía sugerido por el Código Alimentario Argentino

** = La Organización Mundial para la Salud brinda un Valor Guía de 10 µg L-1

El arsénico y oligoelementos asociados son los más estudiados en las aguas subterráneas y superficiales de muchas regiones del país ya que su consumo prolongado y en cantidades inadecuadas puede provocar enfermedades que van desde pequeñas erupciones cutáneas hasta HACRE (Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico) y cáncer de epitelios como en la provincia de Santiago del Estero (Nicolli et al. 2012).

Bundschuh et. al. (2008) citan que "la toxicidad del arsénico en las aguas de la provincia de Buenos Aires, anárquica en apariencia y correlacionada con altos contenidos en flúor y otros oligoelementos, está vinculada particularmente, aunque no exclusivamente, al acuífero Pampeano, en el que no se ha demostrado una correlación lineal con el sentido del flujo o con altos contenidos en sus litologías". Los sedimentos que conforman los acuíferos Pampeano y Puelche tienen contenidos en As, en promedio, entre 6,4 a 22 mg kg^{-1} para el primero y de 1,2 a 2,2 mg kg^{-1} para el segundo. Pero según los mismos autores, el acuífero Puelche presentó en localidades como Escobar y Junín, altas concentraciones de As (entre 70 y 200 µg L^{-1}).

Smedley y Kinninburgh (2002) consideran que si bien las concentraciones elevadas no se restringen a determinadas condiciones y se registran en acuíferos oxidantes y de pH alto, en acuíferos con condiciones reductoras y en acuíferos ligados a procesos antropogénicos (actividad industrial, minera, asentamientos urbanos, actividad agropecuaria, etc.), la mayor parte de los acuíferos con altos contenidos en arsénico (As) se originan a partir de procesos geoquímicos naturales. Según Nicolli et al. (2008), el contenido de As en las aguas subterráneas está relacionado con el pH, el Na^+ y el HCO_3^- y muestra poca correlación con el Al, el Fe y el Mn, excepto en aquellas muestras con altos contenidos en As. Con pH mayor a 8,2 se provoca la disolución del vidrio volcánico que es filtrado por los materiales de origen volcánico a partir del loess hacia los acuíferos. El pH alto y la alcalinidad llevan a procesos de disolución, lixiviación, sorción y desorción en sedimentos loésicos que contribuyen al enriquecimiento en

As por encima de los valores sugeridos por las organizaciones nacionales e internacionales.

Análisis de los resultados

En la citada Tabla 2, las muestras C-M6 y C-M7 corresponden a aguas superficiales (nótese el alto contenido en metales: especialmente hierro y aluminio); las demás son "aguas de consumo". Una muestra especial es la C-M1, obtenida de una perforación a 30 m de profundidad, a 50 metros de un campo de 14 Ha. donde hace años funcionó una industria metalúrgica. Los valores, especialmente en cadmio (Cd), aluminio (Al), manganeso (Mn), hierro (Fe), níquel (Ni), cobre (Cu), zinc (Zn= >250 µg L^{-1}) y plomo (Pb), son bastante más altos que el resto de las muestras, si bien no generan una anomalía pura porque están por debajo de los valores máximos sugeridos para el agua, aunque sí es una anomalía geoquímica relativa con respecto a las demás muestras.

Todas las muestras menos la C-M2, superan ampliamente los Valores Guía para As tanto del CAA como de la OMS y USEPA. Otro dato significativo es que todas las muestras analizadas, ya sean superficiales, del acuífero Pampeano o del Puelche, presentan valores anómalos de Se; esto se puede correlacionar con lo sugerido por Merino (1990) respecto a la presencia de Se y $SO_4^=$ (se calculó el coeficiente de correlación con un resultado de 0,89). También se observan valores anómalos de Br. El CAA menciona el valor guía de 10 µg L^{-1} como "bromato", es decir BrO_3^- de manera que para poder comparar, se lo transformó estequiométricamente a Br^- (=6,25 µg L^{-1}).

La muestra C-M10 que corresponde a la muestra 121 (Fig.2), fue tomada en un antiguo aljibe que se encontró en un predio frente a una de las escuelas participantes del proyecto. El agua está a 12,5 m. de profundidad y, si bien es cierto que los valores generales se mantienen dentro de parámetros razonables, volvemos a encontrar algunas cifras que son preocupantes si tenemos en cuenta que en varios lugares del partido de José C. Paz se encuentran aljibes de este tipo y perforaciones muy superficiales. Los valores de arsénico (18,6 µg L^{-1}), mercurio (10,5 µg L^{-1}) y selenio (41,6 µg L^{-1}) están muy por encima de los máximos sugeridos por el CAA.

Del análisis global de la Tabla 2 se desprende que As y Se generan las anomalías más significativas ya que son elementos geoquímicamente afines, aunque no debe dejar de prestársele atención al contenido en mercurio y bromo; con respecto al primer elemento, si bien es cierto que no tiene valores demasiado elevados (salvo las muestras C-M8 y C-M9), debe notarse que la muestra C-M8 es demasiado anómala con respecto a este metal. Se sugiere en futuras investigaciones realizar nuevos análisis para detectar alguna posible anomalía local. Del mismo modo, se debería precisar en detalle el contenido en Br que resultó ser demasiado alto en la totalidad de las muestras analizadas, ya sean aguas superficiales o de la Sección Epiparaneana.

Se debe destacar además, que varios grupos nacionales e internacionales de especialistas están llevando a cabo estudios para la remediación de la contaminación del agua subterránea especialmente referida al As. Se han desarrollando tecnologías de poco costo basadas en reacciones fotoquímicas; uno de los procesos (fotocatálisis heterogénea) usa como reactivo el TiO_2 que remueve compuestos inorgánicos. Además el uso de hierro cerovalente (nanoparticulado) permite remover el arsénico, entre otros metales y metaloides (Morgada y Litter, 2010). Se están desarrollando investigaciones para su aplicación a gran escala, con bajo costo.

Conclusiones

La geología superficial de la región está formada por sedimentos loéssicos post-pampeanos que conformaron el suelo desarrollado por encima; en la zona de estudio ha desaparecido el horizonte húmico en muchos sectores (por la fabricación de ladrillos), la mayoría de los cuales se encuentran actualmente con asentamientos humanos. La mayoría de las aguas de consumo que se extraen del subsuelo paceño son bicarbonatadas sódicas (88); algunas muestras son bicarbonatadas sódicas cálcico-magnésicas (7) y otro subconjunto (6) son cloruradas sulfatadas sódicas. Los nitratos son notablemente altos: el 84,6 % del total de las muestras analizadas sobrepasa el valor máximo recomendado por el CAA. La media aritmética es 104,21 mg L^{-1} aunque la moda es 138 mg L^{-1}, muy alejado de la mediana (93 mg L^{-1}).

Con respecto a los oligoelementos, se analizaron 2 muestras de aguas superficiales y 8 muestras de aguas de consumo. Se detectaron los siguientes valores: arsénico: Valor Máximo (Vmax): 26,9 µg L^{-1}, Valor Mínimo (Vmin) 0,38 µg L^{-1} y Valor Medio (Vmed): 15,19 µg L^{-1}; selenio: Vmax=79,4 µg L^{-1}, Vmin=17,5 µg L^{-1} y Vmed=35,61 µg L^{-1}; mercurio: Vmax= 21,8 µg L^{-1}, Vmin=0,8 µg L^{-1} y Vmed =5,69 µg L^{-1}.

También se verificaron altos valores en bromo, lo cual debe ser un llamado de atención

para futuras investigaciones. Con respecto al aluminio y el hierro, se detectaron valores muy anómalos en aguas superficiales: entre 212 y 885 µg L^{-1} para el primero y entre 240 y 400 µg L^{-1} para el segundo, como así también anomalías relativas en muestras cercanas a ex metalurgias y a una actual fábrica de cerámicos.

A la situación inicial de equilibrio de los recursos naturales en el distrito paceño, se le fue sumando un acelerado proceso de gradual deterioro de los suelos y del agua, producido por la acción de los asentamientos humanos cuyo continuo crecimiento, y el de sus necesidades, generó un gran desequilibrio. Este panorama es el resultado de desarticulaciones socio-económicas y políticas que sentaron las bases para el deterioro ecológico. En función de los resultados obtenidos se plantea la necesidad de una recomposición dinámica de los equilibrios entre la sociedad, el medio ambiente y sus necesidades de crecimiento económico.

Del trabajo participativo entre las instituciones educativas y la comunidad científica se logran realizar investigaciones sobre temas relevantes, a partir de los cuales los docentes y alumnos pueden encontrar un interés especial en su labor que contribuya a descubrir, mitigar o resolver problemas locales.

Agradecimientos

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Fundación YPF por el subsidio otorgado que, además completó equipamiento en los laboratorios escolares y a la Ing. Mónica Vera por la lectura del manuscrito. Muy especialmente a las comunidades educativas de las Escuelas de Educación Secundaria N° 3, 5 y 10, de la Escuela de Educación Secundaria Técnica N° 3 y del Instituto Superior de Formación Docente N° 36, todas ellas de José C. Paz, que brindaron su apoyo y asistencia para esta investigación.

Referencias

Auge M.P., Hernández, M. A. y Hernández, L. 2002. Actualización del acuífero semiconfinado Puelche en la provincia de Buenos Aires, Argentina. En *Groundwater and Human Development*. Boccanegra, E., Martínez, D. y Massone, H. Eds. 624-633

Auge, M. P. 2005. *Hidrogeología Ambiental I*. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Buenos Aires.

Bundschuh, J., Nicolli, H. B., Blanco, M. del C., Blarasin, M., Farías, et al. 2008. Distribución del arsénico en la región sudamericana. En Bundschuh,J., Pérez Carrera, A. y Litter, M. I. (editores): *Distribución del arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana*. Red Iberoarsen, Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED), Argentina

Chiozza, E, 1979. *El país de los argentinos, región metropolitana. Configuración espacial*. Centro Editor de América Latina. Buenos Aires, Argentina.

Código Alimentario Argentino. 2007. *Capítulo XII: Bebidas hídricas, agua y agua gasificada*. En línea: www.anmat.gov.ar

Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC) 2010. *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas.* En línea: www.indec.gov.ar

Merino, M. H.1990: Geoquímica del flúor en aguas de la cuenca del río Ctalamochita entre las localidades de Embalse y Villa María. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales. *Tesis Doctoral, Biblioteca FCEFyN*-Centro SG 179.

Morgada, M.E. y Litter, M. 2010: Tecnologías fotoquímicas y solares para la remoción de arsénico de soluciones acuosas. En: Estado del arte. En: Litter, M., Sancha A. M. e Ingalinella, A.M. (editoras) *Tecnologías económicas para el abatimiento de arsénico en aguas*. Red Iberoarsen, Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED), Argentina.

Nicolli, H.B., Blanco, M. del C., Paoloni, J.D., Fiorentino, C.E. 2008. Ambientes afectados por el arsénico. En: Bundschuh, J., Pérez Carrera, A. y Litter, M.I. Editores: *Distribución de arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana*. CYTED-IBEROARSEN 49-76

Nicolli, H.B., Bundschuh, J., Blanco, M.del C., Tujchneider, Ofelia C., Panarello, H.O., Dapeña, C. y Rusansky, J.E. 2012. Arsenic and associated trace-elements in groundwater in the Chaco-Pampean plain, Argentina: Results from 100 years of research. *Science of the Total Environment, Elsevier* 429:36-56

Organización Mundial para la Salud. 2011. *Guidelines for drinking-water quality*. 4th Ed. En línea: www.who.int/water_sanitation_health

Silva Busso, A. y Gatti, D. 2006. Aguas Subterráneas. *Atlas Ambiental de Buenos Aires*. www.atlasdebuenosaires.gov.ar

Smedley, P. y Kinninburgh, D. 2002: A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Appl. Geochem*. 17, 517-568.

United States Environmental Protection Agency, (USEPA), 2009. *National primary drinking water regulations*. En línea: www.epa.gov

Principales aspectos de la gestión del agua subterránea en un espacio periurbano del departamento Toay, La Pampa, Argentina

Carlos M. Camilletti, Eduardo E. Mariño y María Irribarra

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa, Av. Uruguay 151, Santa Rosa, La Pampa, R. Argentina.

Mail de contacto: emarinio@exactas.unlpam.edu.ar

RESUMEN

El trabajo caracteriza los principales aspectos inherentes a la gestión del agua subterránea en un espacio periurbano, con viviendas carentes de redes de saneamiento y distribución de agua potable.
Los indicadores urbanísticos muestran un sostenido proceso de ocupación, a partir de la transformación de un estilo residencial de ocupación temporaria en otro, de viviendas con uso permanente. Este escenario requiere ordenar el manejo del recurso hídrico subterráneo, para lo cual se implementó un programa de monitoreo que incluye mediciones de la fluctuación del nivel freático y toma periódica de muestras de agua subterránea.
Los registros freatimétricos muestran una profundización del nivel freático mayor a 1 m, con una componente estival, atribuible a la intensificación estacional del bombeo.
La caracterización hidroquímica muestra, dados los bajos valores de nitrato, que el acuífero aún no ha sido afectado por la disposición "in situ" de efluentes domiciliarios.
Palabras clave: agua subterránea, gestión, áreas urbanas

ABSTRACT

The paper deals with some aspects inherent to groundwater management in a peri-urban area, without water supply and sanitation system.
Urban indicators show an increasing housing development that requires an adequate groundwater planning. In that sense, began a monitoring program to obtain periodically measurements of water table fluctuations and groundwater samples.
Piezometric record shows a downward trend of groundwater level with a seasonal component, related to an intensive exploitation during summer. Hydrochemical data, specially the low concentration of nitrate, indicates that aquifer is not yet contaminated with domestic wastewater.
Keywords: Groundwater management – urban areas – Hydrological aspects

Introducción

La ocupación de un espacio periurbano, carente de redes de saneamiento y distribución de agua potable, plantea desafíos en la gestión de los recursos hídricos, ya que puede afectar la disponibilidad y calidad de las aguas subterráneas (Vazquéz Suñé et al., 1999). Por un lado, la urbanización progresiva provoca una proliferación de perforaciones, a menudo incorrectamente ejecutadas y protegidas y sometidas a regímenes de explotación inadecuados. Concomitantemente, da lugar a la aparición de potenciales focos de contaminación, a partir del vertido de efluentes y la disposición de residuos domiciliarios. Este nuevo escenario requiere implementar programas de evaluación y control que permitan comprender el funcionamiento de los denominados sistemas hídricos urbanos (Fletcher y Deletic, 2008) y planificar su explotación sustentable. Esta planificación debe contemplar aspectos hidrológicos, ambientales, socio-económicos y legales.

En ese contexto, el presente trabajo apunta a caracterizar algunos de los principales aspectos inherentes a la gestión del agua subterránea en un espacio periurbano, con una superficie aproximada de 2,5 Km^2, que se extiende entre las localidades de Toay y Santa Rosa, en la provincia de La Pampa (Figura 1).

El tipo de clima es subhúmedo–seco, con una precipitación media anual de 635,2 mm para el período 1921-2010. El relieve es una planicie con lomas y depresiones suaves y pendiente regional SW-NE. (Cano et al., 1980).

Los aspectos hidrológicos considerados se refieren un acuífero libre alojado en sedimentos

loéssicos que, en su techo, presentan una capa de tosca y están cubiertos por una capa arenosa eólica de espesor variable, que alcanza hasta 10 m de espesor. La base del acuífero está constituida por un nivel arcilloso que aparece a 80 mbbp y el nivel freático se encuentra a una profundidad entre 15 y 26 m. La transmisividad y el caudal específico son bajos, alcanzando un valor máximo de 14 m^2/día y 477 l/h.m, respectivamente. La principal zona de recarga se ubica al oeste del área de estudio y el flujo subterráneo se orienta hacia el noroeste y sur-sureste. Las estimaciones de la recarga varían entre 25 y 50 mm/año (Giai, 1992, Cavalié, 1983)

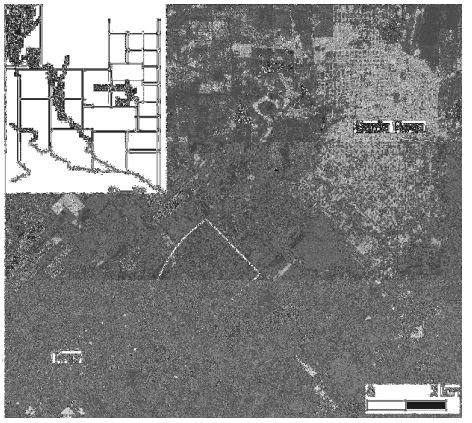


Figura 1. Ubicación y límites del área de estudio

Aspectos urbanísticos

El área de estudio se caracteriza por experimentar un proceso sostenido de urbanización, a partir de la transformación de un estilo residencial de ocupación temporaria ("casa de fin de semana") en otro, donde predominan las viviendas de uso permanente. Esto se refleja en los registros poblacionales de la localidad de Toay que experimentó una variación intercensal (2001-2010) del 44,3%, la mayor a nivel provincial.

Parte del área corresponde a los sectores donde se inició el proceso de urbanización, que ya en el año 2003 mostraban una densidad de ocupación significativa (Tabla 1). En ellos, el número máximo de casas por hectárea es de 14, ya que la subdivisión habitual es en lotes de algo más de 700 m^2. En el resto de ella, la ocupación es más reciente pero muestra un crecimiento sostenido, especialmente en los últimos 5 años, llegando a equiparar al sector más antiguo (Tabla 1). Aquí, el parcelamiento predominante es en terrenos de 1000 a 1500 m^2 de superficie, permitiendo un máximo de hasta 7 viviendas por hectárea.

Tabla 1. Indicadores urbanísticos

Sector	IRE 2003/11	IDO 2003	IDO 2011
Ocupación antigua	6,78	0,38	0,48
ocupación reciente	25,22	0,10	0,51

Mariño y Camilletti (2012) evaluaron los aspectos urbanísticos en cuatro zonas testigo, representativas de los diversos grados de ocupación que caracterizan al área. Para cada una de ellas calcularon un indicador de ritmo de edificación (IRE), que muestra el incremento anual del número de casas para un período de 9 años (enero de 2003 a diciembre de 2011) y un índice de densidad de ocupación (IDO), que resulta igual a 1, cuando se alcanza el número máximo de casas por hectárea, de acuerdo con las dimensiones de subdivisión actualmente predominantes. Los valores de ambos indicadores, totalizados para los tres sectores de ocupación reciente, se presentan en la tabla 1.

Aspectos Hidrológicos

El abastecimiento domiciliario se satisface a través de perforaciones particulares que generalmente captan agua subterránea a profundidades entre 30 y 50 m y están equipadas con bombas sumergibles capaces de extraer caudales de hasta 4 m^3/h.

El consumo neto anual de una vivienda unifamiliar fue estimado en 287,5 m^3 (Mariño y Camilletti, 2012) teniendo en cuenta los distintos usos y sus correspondientes retornos. Dicho volumen se distribuye en consumo doméstico (40%), riego de parques (53%) y llenado de piletas de natación (7%), las que están presentes en el 75% de las viviendas.

La dotación para riego está calculada para predios con un sistema automatizado, operativo durante cuatro meses y programado para aplicar una lámina diaria de 3 mm, sobre una superficie de 800 m^2. Este volumen es muy significativo y mayormente consuntivo, ya que produce un retorno al acuífero menor al 18% del total utilizado. Esta baja eficiencia está dada por las pérdidas propias del método de riego, la condición semiárida del área y el uso de especies de gramíneas con altos requerimientos hídricos.

Al potencial impacto cuantitativo de la creciente demanda de agua se agrega el

cualitativo, derivado del vertido de los efluentes domiciliarios mediante sistemas de cámaras sépticas y pozos negros.

El escenario descripto exige atender aspectos hidrológicos que permitan ordenar el manejo del recurso hídrico subterráneo. En tal sentido, se implementó un programa de monitoreo que incluye mediciones de la fluctuación del nivel freático y toma periódica de muestras de agua subterránea.

Resultados y discusión

Los indicadores urbanísticos muestran que la situación actual se corresponde con una ocupación próxima a la mitad de la superficie disponible y que el ritmo de edificación es significativo, particularmente en los sectores de ocupación reciente. Si se proyecta un incremento anual de viviendas constante por un período de 5 años, resulta que, para 2016, se llegaría a densidades de urbanización elevadas (Mariño y Camilletti, 2012).

Los registros freatimétricos obtenidos en dos puntos de control, entre septiembre de 2011 y enero de 2013, muestran una profundización del nivel freático de 1,13 y 1,34 m, respectivamente. En la figura 2 se observa que la tendencia descendente tiene una componente estival marcada, que se atribuye a la intensificación estacional de la explotación con fines de riego.

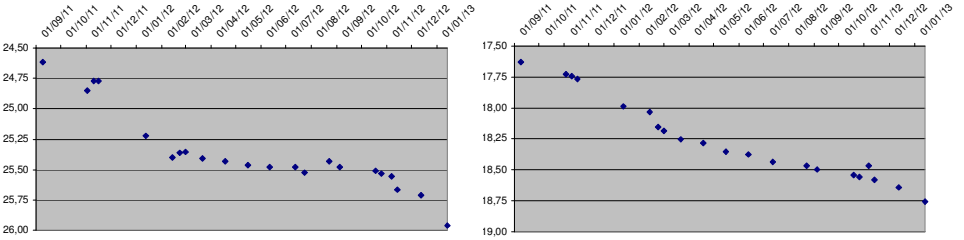


Figura 2. Profundidad del nivel freático (mbbp) en dos puntos de control.

Las evidencias de sobreexplotación detectadas en los controles freatimétricos, pueden justificarse a través de un cálculo sencillo. Si se adopta una recarga de 35 mm/año, que representa un valor medio de las estimaciones obtenidas en trabajos antecedentes (Cavalié, 1983, Giai, 1992), y se asume que tiene una distribución uniforme sobre el 80% del área de estudio, se obtendría un recurso anual de 0,7 hm^3.

Si se compara ese valor con el consumo neto por vivienda calculado por Mariño y Camilletti (2012), surge que para asegurar un aprovechamiento sustentable del acuífero, podrían abastecerse un máximo de 243 usuarios residenciales. Sin embargo, el número real de casas es muy superior, ya que, en diciembre de 2011, Mariño y Camilletti (2012) contaron 281 viviendas en las cuatro zonas testigo analizadas, que cubren sólo el 31,6% del área de estudio.

Cabe aclarar que por tratarse de perforaciones particulares, se carece de registros de extracción y, por lo tanto, los volúmenes estimados son aproximaciones basadas en el conocimiento de las características y hábitos de consumo de los usuarios de la zona.

Con el fin de detectar modificaciones hidroquímicas provocadas por la disposición "in situ" de líquidos residuales domésticos, se ejecutó una colección de muestras de agua subterránea en 17 perforaciones, la mayoría de ellas coincidentes con un trabajo previo (Echevarría et al., 2011). Los valores medios y el rango de las determinaciones de mayor interés, se presentan en la tabla 2.

Tabla 2. Promedios y rango de las variables hidroquímicas de mayor interés. Valores en mg/l, excepto arsénico (µg/l) y C.E (conductividad eléctrica en µS/cm). STD es el total de sólidos disueltos.

Variable	Promedio	Máximo	Mínimo
STD	486,5	810	330
C.E	730,2	1185	506
Dureza Total	86,0	166	50
Cloruro	17,7	54	3,5
Nitrato	2,7	12	1
Fluoruro	1,5	2,2	1,1
Arsénico	41,9	148	16

El tipo de agua predominante es bicarbonatada sódica y la principal limitante de su calidad para consumo humano es la

concentración de fluoruro, ya que 2 muestras registran valores superiores al máximo fijado por la legislación provincial. En cambio, si se aplican los términos actualmente vigentes en el Código Alimentario Argentino (Fuente: www.anmat.gov.ar), hay 10 muestras que se exceden en fluoruro y 3 de ellas, también en arsénico.

De la comparación de los valores medios de conductividad eléctrica y nitrato correspondientes al muestreo del año 2010 (Echevarría et al., 2011) con los presentados en la tabla 2, surge que la primera tuvo una escasa variación entre ambas campañas (746,5 y 730,2 µS/cm, respectivamente), mientras que la concentración de nitrato disminuyó significativamente (de 11,7 a 2,7 mg/l). Cabe aclarar que la confrontación es meramente ilustrativa, ya que tanto el laboratorio como la técnica analítica fueron diferentes. Sin embargo, en ambos casos, los bajos valores obtenidos permitirían descartar una contaminación de origen antrópico.

Conclusiones

El análisis de los aspectos urbanísticos muestra que el área está sometida a una ocupación creciente, especialmente en los últimos años, que llegaría a agudizar la problemática hidrológica.

La consideración de la situación hidrológica del área, desde el punto de vista cuantitativo, pone en evidencia que el régimen de explotación actual no sería sustentable. La profundización del diagnóstico requerirá continuar con la medición de las fluctuaciones del nivel freático, con el fin de ajustar el balance presentado en este trabajo. No obstante su carácter preliminar, esta conclusión exige adoptar preventivamente medidas de gestión, fundamentalmente vinculadas con el uso del agua, que requerirán la intervención de las autoridades municipales y de la autoridad de aplicación a nivel provincial, así como la concientización y compromiso de los usuarios.

El aspecto hidrológico cualitativo no muestra, por el momento, evidencias de contaminación derivada de la disposición in situ de efluentes domiciliarios. No obstante, es recomendable el control periódico de la calidad del agua subterránea, al menos mientras el área no cuente con red de saneamiento.

Agradecimientos

Este trabajo se desarrolló en el marco del convenio MINCyT-Municipalidad de Toay-UNLPam (Proyecto DETEM 2009).

Referencias

Cano, E., Casagrande, G., Conti, H.A., Fernández, B., Hevia, R., Lea Plaza, J.C., Maldonado Pinedo, D., Martínez, H., Montes, M.A. y Peña Zubiate, C.A. 1980. *Inventario integrado de los recursos naturales de la provincia de La Pampa*. INTA-Gobierno de La Pampa-UNLPam, Santa Rosa , 493 p.

Cavalié, C., 1983. Estudio hidrogeológico Santa Rosa-Anguil y Santa Rosa-Toay. *Actas I Jornadas de Biología y II Jornadas de Geología de La Pampa*. Santa Rosa, II:65-72.

Fletcher, T.D. y Deletic, A. 2008. *Data requirements for integrated urban water management*. UNESCO – Taylor & Francis Group, 333 p.

Echevarria, K., Mariño E. y Camilletti, C. 2011. Análisis espacio–temporal de los contenidos de nitrato en el agua subterránea en el área Santa Rosa–Toay, La Pampa, Argentina. *VII Congreso Argentino de Hidrogeología. Taller Calidad y Contaminación de Agua Subterránea*, 28-35, Salta.

Giai, S., 1992. *Provisión Agua potable Barrio FONAVI XLII Villa Parque*. Administración Provincial de Agua, Santa Rosa. Informe inédito.

Mariño E.E. y Camilletti, C.M. 2012. Evaluación del impacto de la urbanización sobre los recursos hídricos subterráneos en un espacio periurbano del departamento Toay, La Pampa. *I Jornadas Nacionales de Ambiente*. Trabajos Completos: 624-630, Tandil.

Vázquez-Suñé, E., Sánchez-Vila, X. y Carrera, J. 1999. Gestión de las aguas subterráneas en zonas urbanas. Conceptualización y modelización: aplicación a Barcelona (España). En A. Tineo (Ed.): *Hidrología Subterránea, Serie Correlación Geológica 11*:41-49.

Variabilidad 3d de las aguas subterráneas en el Delta del Río Paraná. Argentina

Dìaz, E[1].; Boschetti, N.[1]; Quintero, C.[1].; Duarte, O.[1].; Carñel, G.[1] y E. Pujato.[2]

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Entre Ríos. Oro Verde. Entre Ríos. Argentina. Tel/Fax: +54-343-4975083
[2]OSER. 25 de Mayo 300. (3100). Paraná. Tel/FAX: 0343 4207809

Mail de contacto: ediaz@fca.uner.edu.ar

RESUMEN
En los sistemas costeros, el asumir simplificaciones de que los flujos se comportan bidimensionalmente, puede llevar a obtener conclusiones que no representen el real funcionamiento del sistema natural. En el caso el Delta del Río Paraná, esta variación temporo-espacial alcanza mayor magnitud. El sistema actúa con características de flujo 3D, con mayor variabilidad en estiajes y/o crecidas prolongadas del Río Paraná, al ser esta la condición de borde temporal que tiene el mayor impacto en el sistema. La superposición de estos efectos, producen limitaciones en la productividad del sistema, por lo que es incapaz de sustentar a una población estable. El objetivo ha sido el de caracterizar el impacto de las aguas subterráneas en el sistema ambiental-productivo del Delta del Río Paraná, su vinculación con las áreas de descarga y sus efectos en la variación en vertical de la salinidad.
Palabras claves: Delta, Río Paraná, aguas subterráneas, salinidad, suelos

ABSTRACT
In coastal systems, the simplifications assume that two-dimensional flows behave can lead to draw conclusions that do not represent the actual natural system. For the Parana River Delta, the spatial-temporal variation achieves greater magnitude. The system works with 3D flow characteristics, with greater variability in droughts and / or floods prolonged Paraná River, as this is the temporal boundary condition that has the greatest impact on the system. The superposition of these effects, constraints occur in the system productivity, so is unable to sustain a stable population. The aim has been to characterize the impact of groundwater in the environmental system-productive Parana River Delta, its connection with the discharge areas and their effects on the vertical variation in salinity.
Keywords: Delta, Parana River, groundwater salinity, soils

Introducción

En los sistemas costeros, el asumir simplificaciones de que los flujos se comportan bidimensionalmente, puede llevar a obtener conclusiones que no representen el real funcionamiento del sistema natural. En el caso particular de los procesos de salinización de los suelos en zonas de descarga, en ambientes de alta evaporación, y que pueden llegar a estar afectados en períodos de excesos superficiales por inundaciones prolongadas como las del Río Paraná, la variación temporo-espacial alcanza mayor magnitud.

La transición del Río Paraná al Río de la Plata genera un comportamiento hidrogeológico basado en un delta que actúa como área de descarga de aguas subterráneas locales y regionales, con componentes tridimensionales afectados por las condiciones de borde que imponen lateralmente las áreas de recarga, los Ríos Paraná aguas arriba y del Plata aguas abajo, y las lagunas interiores de las islas que actúan como condiciones de borde de descarga localizada. La superposición de estos efectos, producen limitaciones en la productividad del sistema.

La región considerada se encuentra localizada entre las provincias de Entre Ríos, Buenos Aires y Santa Fe, como puede verse en la Figura 1, en la que se señala las unidades geomorfológicas asociado al sistema hidráulico de los ríos Paraná y Uruguay y está controlado aguas abajo por el Río de la Plata que actúa

como zona de descarga regional de los recursos superficiales y subterráneos (Díaz et al. 2012).

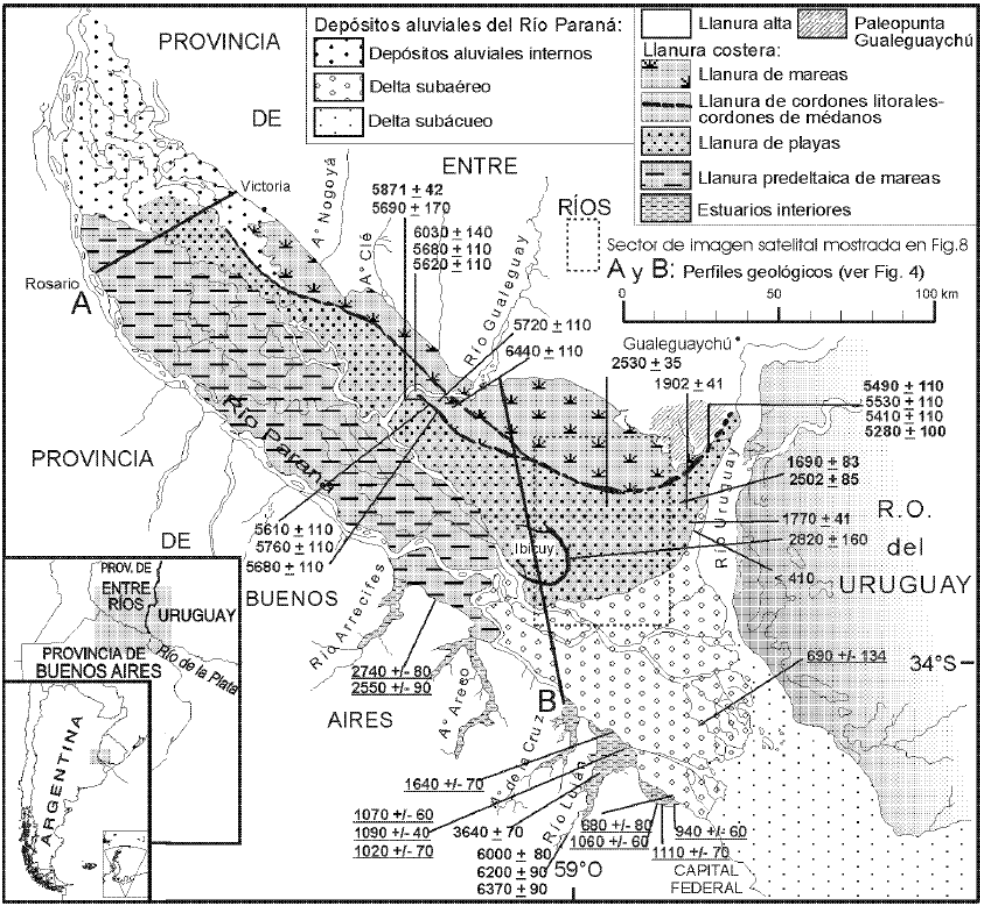


Figura 1. Zonas Geomorfológicas del Delta del Río Paraná propuesto por Cavallotto at al.(2005)

El Delta se desarrolla en dos ambientes geomorfológicos claramente definidos que responden al predominio del proceso eólico o el fluvial, que son los principales responsables del modelado. El primero está integrado por Planicie loéssica, Fajas aluviales de cursos tributarios, cubetas de deflación y lagunas, y una barranca marginal o Paleoacantilado. Mientras que el segundo constituyó las denominadas fajas de meandros, las planicies interdistributarias y las aluviales de los ríos Paraná, y Uruguay, el delta del Gualeguay, los cordones litorales marinos y los litorales estuáricos, la antigua planicie de marea y albufera, el delta actual y finalmente las dunas.

El área de llanura de mareas son planicies de muy escasa pendiente, ubicada en el centro del valle aluvial, que fueron originadas durante el Holoceno. Se trata de una antigua llanura de mareas según Iriondo y Scotta (1978). Una red de antiguos canales de marea encauza parcialmente las aguas de inundación conformando cursos de agua que disectan en una vasta extensión de bañados y esteros que ocupan las medias lomas bajas y los bajos topográficos y que, como tales, se hallan inundados en forma semipermanente a permanente. En el centro de estos últimos, usualmente se hallan pequeñas lagunas de aguas abiertas y los cursos de agua temporaria, que en períodos de sequías prolongadas actúan

como descarga preferencial de los flujos regionales del agua subterránea.

El área se encuentra topográficamente por debajo de cota de 5 m sobre el nivel del mar (Dirección Hidráulica Entre Ríos, 2001), por lo que las crecidas de medianas recurrencias afectan el sistema productivo, que se basa fundamentalmente en la ganadería extensiva y en menor medida, en la producción forestal en áreas protegidas contra inundaciones, que ocupan una superficie de118.000 has.

En los bañados o pajonales de lagunas y pantanos se desarrollaron suelos mayormente Endoacuentes típicos o aéricos y también pueden encontrarse Endoacuoles típicos o hísticos. En áreas semipantanosas se pueden observar Hidracuentes y en los albardones de arroyos y bañados Hapludoles ácuicos. Hacia las zonas de riveras de ríos o arroyos navegables, albardones altos o riveras de avance frontal del delta, se encuentran Udifluventes y Fluvacuentes típicos (Proyecto PNUD. 85/019, 1990).

Los Endoacuentes aéricos son suelos aluviales, no salinos, ni alcalinos, que están difundidos en bañados con vegetación hidrófila y prácticamente no tienen desarrollo genético. Son mal drenados y por su posición deprimida dentro del paisaje, permanecen bajo agua durante largos períodos durante al año. Presentan un perfil en capas, con una secuencia: O - A- 2C1 - 3C2 y 4 C3. Por encima del perfil mineral, se encuentra el horizonte orgánico de aproximadamente 20 cm de espesor, con predominancia de restos semi descompuestos (Epipedón hístico). Por debajo de éste se encuentra el primer horizonte mineral que es el A de un espesor entre 10-12 cm, de color negro, muy bien provisto de materia orgánica y de textura franco-limosa a franco arcillo limosa. Luego siguen capas de colores más claros y de texturas más arenosas.
Tienen una capa freática alta, cerca o sobre la superficie mineral del suelo, con baja saturación de bases y sufren inundaciones excepcionales, por ello son tierras que pueden utilizarse para ganadería extensiva en forma estacional y para forestación con sauces y álamos.

También en estos sectores de bañados con vegetación hidrófila, pueden encontrarse Endoacuoles típicos, donde la materia orgánica se ha humificado y se llega a formar un epipedón mólico. Son suelos aluviales que presentan una secuencia A_{-2} C_1 y 3 C_2 y en algunos sectores, superpuesto al horizonte mineral, tienen un horionte orgánico, de 1 a 10 cm de espesor. El epipedón mólico es de 28-40 cm, de color negro, bien provisto de materia orgánica y textura franco arcillo limosa. Luego le siguen capas de colores más claros, con disminución de la arcilla y aumento del limo. Son mal drenados y por su posición en el relieve (bordes de lagunas y sectores más deprimidos), permanecen bajo agua largos períodos del año. La capa freática se halla muy cerca de la superficie del suelo mineral o por encima de ella, lo que determina la existencia de la vegetación hidrófila característica del pajonal. Son suelos moderadamente aptos para forestación con sauces y álamos. En el caso de tener un horizonte orgánico superior a 20 cm son Endoacuoles hísticos.

En el albardón intermedio los suelos están compuestos por una serie de capas no edafizadas, donde la materia orgánica se acumula en superficial. Son Epiacuentes que muestran un marcado ascenso capilar que refleja la influencia de los niveles freáticos que satura parte del perfil. es por ello que pueden ser fuertemente salinos, con un horizonte A de poco espesor con valores de Conductividades eléctricas del orden de 20 dS m^{-1}.

En la Unidad Geomorfológica Delta Actual, los suelos tienen en común con los anteriormente descriptos, la morfología de albardón alto, pajonal y albardón intermedio. En el área de pajonal presentan horizontes orgánicos y el pH de los horizontes superficiales es medianamente ácido. La salinidad de estos suelos es en general moderada a baja. En los esteros los valores están por debajo de los 4 dS m^{-1}. Se presentan situaciones en que la salinidad es más alta en las capas superficiales indicando que ha habido un ascenso capilar y concentración de sales en superficie, como es el caso del albardón intermedio con valores alto de conductividad eléctrica (19- 20 dS/m^{-1}).

El uso Agrícola en la región es muy limitado debido a las características de los suelos y procesos de sodificación - salinización. El abastecimiento de agua para el abrevado de animales no presenta inconvenientes, debido a que el mismo se abastece de aguas superficiales de los cursos interiores o de las lagunas ubicadas en las áreas interiores de las islas protegidas por los albardones. En lo que respecta el abastecimiento de agua potable, el sistema presenta severas limitaciones debido al elevado contenido salino en algunos casos, o los elevados riesgos de contaminación por actividad entrópica. Díaz et al (2013) analizaron el impacto ambiental de las aguas subterráneas en el Delta del Río Paraná y su vinculación con el ciclo externo. El sistema actúa con características de flujo 3D, con mayor variabilidad en estiajes y/o crecidas prolongadas

del Río Paraná, al ser esta la condición de borde temporal que tiene el mayor impacto en el sistema.

Objetivos

Caracterizar el impacto de la variación vertical de la salinidad de las aguas subterráneas en el sistema ambiental-productivo del Delta del Río Paraná y su vinculación con las áreas de descarga.

Metodología

Se recopiló y analizó la información disponible y datos analíticos de calidad de las aguas de las perforaciones en las zonas de recarga, derivados de organismos oficiales de provisión de agua potable. Además se recopiló la información derivada de los trabajos publicados por los autores Padula (1972) (a su vez basados en los datos de las perforaciones de Ramírez, Nogoyá y de Gualeguay) y la Tesis Doctoral de. Silva Busso, A. (1999).

Por otro lado se tomaron un total de 28 muestras de agua correspondientes a lagunas interiores del delta del Paraná, agua subterránea poco profunda y profunda, del acuífero libre de los albardones y de aguas superficiales del río Paraná y sus afluentes. Estas muestras de agua fueron analizadas para determinar la conductividad eléctrica. Mientras que los valores de salinidad de las perforaciones de las áreas de transferencia, fueron tomadas de la bibliografía: Castellanos (1938), Dirección General de Minería Nación (1940) y de la perforación de Timbúes provincia de Santa Fe (Comunicación personal). En la Figura 2 puede verse la ubicación relativa del área de estudio y los sitios de muestreo.

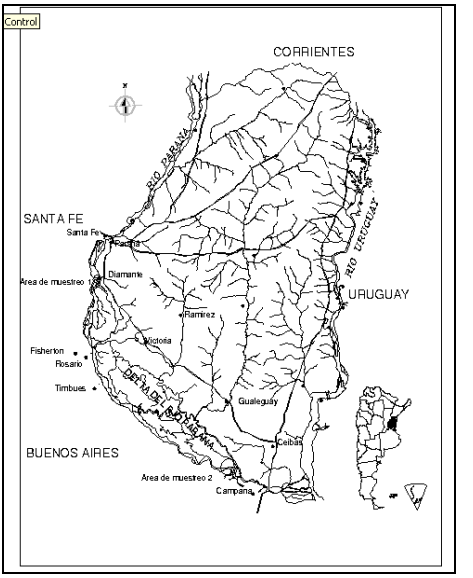


Figura 2. Ubicación relativa del área de estudio y los sitios de muestreo.

Resultados

El delta está representado por bajos con agua permanente y temporaria, desarrollados en cotas inferiores a 2 m y delimitados por albardones. Esta área emergida ha sufrido una evolución regional que ha sido descripta por Cavallotto et al. (1999) los que señalan que el Delta se encuentra separado de la llanura pampeana por los procesos marinos durante el Holoceno y presenta una compleja red de drenaje como puede apreciarse en la Figura 3.

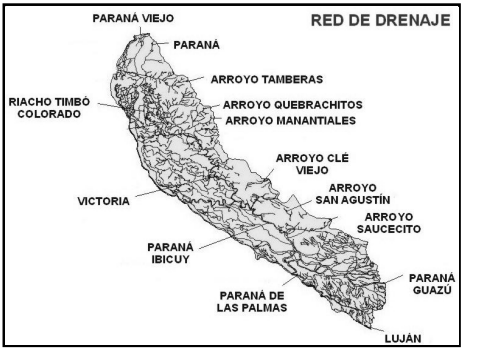


Figura 3. Red de drenaje Principal del delta. Fuente: Subsecretaria Recursos Hídricos Nación (2002).

El clima es templado húmedo con lluvias distribuidas a lo largo de todo el año. La temperatura media anual es de 17,4 ℃ y la precipitación total de 1.010 mm anuales. La estación fría se extiende desde mediados de otoño hasta fines del invierno y la cálida incluye la primavera, el verano y principios de otoño.

La hidrogeología del área de estudio y la secuencia estratigráfica ha sido caracterizada en la Provincia de Santa Fe por Fili y Tujchneider (1977), en la Provincia de Buenos Aires por Auge (1984), en Entre Ríos por Iriondo (1980) y por Amato y Silva Busso (2005). El modelo hidrogeológico responde al siguiente esquema simplificado.

La **Formación Pampeano** corresponde a depósitos de limos medianos a finos y arcillas con intercalaciones calcáreas. Son sedimentos transportados por el viento desde la cordillera que cubrió las Arenas Puelches. En el Delta, prácticamente ha sido eliminado por la erosión fluvial. El comportamiento hidrológico es de Acuífero libre que en profundidad pasa a semiconfinado, con moderada salinidad: 0.5-2 g/l. Pleistocena Limos arenosos y arcillosos c/tosca, eolo-fluviales. Acuifero libre. En prof. pasa a semiconfinado. Moderada producción. Salinidad entre 0.5-2 g/l para uso urbano, rural, riego complementario, ganadero e industrial.

Las **Formación Ituzaingó y Formación Puelches** está compuesta por arenas silíceas de grano fino a mediano y hasta gravas, de color amarillento ocráceo; rojizo y blanquecino. Los granos presentan muy buena redondez y esfericidad y alto grado de selección. Se puntualiza la importancia del óxido férrico que constituye parte de la matriz de los sedimentos. Es de origen fluvial atribuidas al río Paraná. Esta formación se expone a la superficie en diversos puntos de la provincia de Entre Ríos. Acuifero semiconfinado de media a alta productividad (30-150 m^3/h). Valores de Salinidad < 2 g/l.

La **Formación Paraná** está constituida por niveles de arcillas, arcillas arenosas y arenas y calcáreos fosilíferos. Las arcillas basales son muy plásticas. Superpuestas a las anteriores, se destacan arenas arcillosas con bancos ostreros cubiertos por bancos de arena silícea (Silva Busso, 1999). La cubierta de esta formación se compone de importantes bancos calcáreos arenosos compactos. Aflora a lo largo de la margen izquierda del Río Paraná en la Provincia de Entre Ríos. Acuícludo en la sección superior, salinidad > 5 g/l, excepcionalmente 3 g/l. Acuífero de alta producción en la sección inferior. El contenido salino varía desde 2 g/l al sur de la ciudad de Paraná y alcanza en la cercanía del Delta del Río Paraná y del Río de la Plata, valores variables de 2 a 20 g/l.

La unidad hidrogeológica que subyace es la denominada **Formación Olivos,** que posee agua de elevada mineralización con más de 5 g/l.

La perforación en Gualeguay (Entre Ríos) se encuentra ubicada en el centro del área de estudio y fue realizada por la Dirección General de Minas, Geología e Hidrología en al año 1914. La descripción indica que hasta los 157 metros de profundidad se presenta una columna predominantemente arenosa "arenas de cuarzo blanca con rodados de sílice", " arenas gruesas amarillentas", etc donde se registran 6 niveles acuíferos coincidentes con las capas arenosas y con caudales importantes (60.000 l/hora). Este tramo de la perforación puede asignárselo al acuífero Ituzaingó-Paraná con aguas de mediana salinidad. A partir de los 294 m y hasta los 356 m se cortan arenas, areniscas y conglomerados con caudales de 4.000 litros/hora, que corresponden a lo que se comporta como un acuífero intermedio. La descripción indica alto contenido de sales, con aguas cloruradas sódicas. Éste nivel constituiría el acuífero regional profundo de transferencia desde las áreas de recarga a las de descarga en la zona del Delta del Río Paraná.

En el estudio se incluyeron los datos registrados en la perforación de la localidad de Ramírez, del departamento Nogoyá, Provincia de Entre Ríos, que fue realizada en el año 1945 por la Dirección Nacional de Minas y Geología con el fin de proveer de agua potable a la ciudad. Ésta alcanzó la profundidad de 755 m que es donde se encuentra el techo de los basaltos de la Formación Serra Geral. Entre los 61 y 109 m de profundidad cortó las arenas del acuífero Ituzaingó -Paraná. Entre los 200 y 237 m se presenta un nivel de arenas acuíferas. El ensayo de bombeo arroja caudales de 1000 litros/h de agua que son descriptas como " salobres". Esta perforación correspondería al mismo sistema hidrogeológico que el de la localidad de Gualeguay.

En la localidad de Timbúes (provincia de Santa Fe) se dispone de datos de la perforación de mayor profundidad que alcanza al techo de los basaltos de la formación Serra Geral y ha permitido evaluar en profundidad los cambios de la conductividad eléctrica de los distintos acuíferos. Durante la ejecución de la perforación se monitoreó la evolución de la conductividad eléctrica del lodo de perforación de manera de determinar la presencia de tramos acuíferos portadores de agua, de diferentes contenidos

salinos. Los valores registrados entre las profundidades de 319 y 762 metros van desde 7.000 a 40.000 µS/cm. No se han considerado los tramos correspondientes a las formaciones Pampeano y Puelches, que presentan conductividades comprendidas entre 600 y 3000 µS/cm. Del registro surge que el tramo a analizado en detalle desde los 319 metros presenta aguas de elevado contenido salino, con conductividades eléctricas que alcanzan valores de 118.900 µS/cm, las que se clasifican como cloruradas sódicas-sulfatadas, que se corresponderían al mismo sistema de las perforaciones profundas de la Provincia de Entre Ríos.

El sistema en estudio (transición del Río Paraná al Río de la Plata) tiene componentes tridimensionales afectados por las condiciones de borde. Los eventos de inundación se producen cuando el nivel normal de los ríos es alterado por alguno de los siguientes factores:

a) Mareas comunes que tienen su influencia sobre el estuario del Plata y provocan oscilaciones periódicas en el nivel de agua constituyen los "repuntes" comunes o mareas.

b) Crecidas del Río Uruguay relacionadas con precipitaciones en la alta cuenca (al menos en el delta frontal).

c) Crecidas del Río Paraná relacionadas con precipitaciones en la alta cuenca, aportes de agua de los cursos que desembocan en el delta que localmente pueden producir un efecto similar aunque de menor intensidad.

d) Vientos del sector Sudeste que provocan dificultades en la evacuación del agua originando desbordes e inundado zonas anegadizas. Esta condición puede complicarse en conjunto con otros eventos meteorológicos o aportes de agua de la alta cuenca.

e) Onda oceánica: La onda de marea oceánica que llega a la desembocadura del Plata se interna en el estuario pero sufriendo deformaciones a medida que se interna en el río. Aunque el volumen de agua que descargan en el Plata sus grandes afluentes es casi constante, no lo es de forma continua pues la onda de marea levanta o baja su superficie. La onda modifica la descarga de los afluentes, creando situaciones hidráulicas en el estuario, de las cuales resultan corrientes de direcciones y velocidades variables.

Las condiciones de borde de descarga localizada puede considerarse integrada por tres grandes grupos hidrogeológicos: área de recarga, área de conducción y área de descarga. El área de descarga es la zona propiamente del Delta, que está caracterizada por tres ambientes.

Uno corresponde al agua subterránea poco profunda en la zona de albardones, vinculado con la infiltración producto de las precipitaciones locales y el vínculo con el Río Paraná. Otro ambiente es el de descarga local coincidente con los interiores de las islas (depresiones pantanosas) que están separadas por los albardones, de los niveles normales del Río Paraná y sus afluentes, los cuales excepcionalmente pueden inundarse por crecidas del río de mediana a larga duración y finalmente, el flujo regional profundo que descarga en el ambiente anterior.

A partir de la información disponible recopilada de las perforaciones de áreas de descarga subterránea surge que las agua son cloruradas-sulfatadas sódicas. Este flujo regional profundo por su elevada salinidad afecta las condiciones productivas de las pasturas naturales y la producción forestal.

La Tabla 1 presenta una síntesis de los datos analíticos de conductividades eléctricas de aguas subterráneas en los ambientes hidrogeológicos descriptos de las áreas de descarga en el Delta del Río Paraná.

Las aguas superficiales, tanto las del Río Paraná como la de sus afluentes, tienen conductividades muy bajas. Mientras que en el caso de los ríos y arroyos interiores presentan contenidos medios, quizás explicados porque la descarga regional en dichos cursos tienen velocidad de escurrimiento relativamente baja.

Los albardones presentan valores admisibles para el consumo humano y animal, con un aumento gradual en profundidad que está vinculado con los flujos locales y en algunos casos a la mezcla con los flujos regionales de profundidades mayores. Cabe remarcar que no existen condicionantes hidrogeológicos como serían niveles de baja permeabilidad que impidan el flujo vertical en zonas localizadas.

En las lagunas interiores de las islas las conductividades son altas a muy altas, relacionadas al flujo regional y a los efectos de la evapotranspiración que produce un efecto de concentración de las sales en los suelos.

Finalmente el agua subterránea del flujo de conducción incrementa su salinidad en profundidad explicada por las características de las formaciones geológicas correspondientes a las zonas estuáricas de ingresión marina del holoceno (Cavalotto et al (2005); Iriondo (1980, 2004). Esta última genera en condiciones de descarga flujos del tipo tridimensional influenciado por las condiciones de borde locales.

Conclusiones

Las aguas subterráneas en el área de descarga son cloruradas-sulfatadas sódicas, con altas concentraciones que aumentan en profundidad. Éstas hidráulicamente se comportan como un proceso tipo "pistón", es decir, que en los momentos de elevada evaporación, el agua se mueve en el sentido vertical ascendente, mientras que en situaciones de elevadas precipitaciones o ingresos de aguas superficiales por inundaciones a las lagunas interiores de las islas, el proceso se invierte.

Las aguas superficiales corresponden al tipo Bicarbonatada sódica y Clorurada sulfatada sódica, representado un 40 y 35% respectivamente de las muestras relevadas.

El Delta del Río Paraná se comporta como un caso particular en el que dominan los procesos de flujo de aguas superficiales y subterráneas tridimensionales. Ésta consideración permite entender y obtener conclusiones que representan el real funcionamiento del sistema natural. Estos aspectos toman relevancia para el caso particular de los procesos de salinización de los suelos en zonas de descarga. Se pudo determinar el impacto de los flujos locales y regionales sobre los suelos, afectando su productividad, con componentes tridimensionales dados por las condiciones de borde que imponen lateralmente las áreas de recarga, los Ríos Paraná aguas arriba y del Plata aguas abajo, y los niveles de las lagunas interiores de las islas.

El funcionamiento del sistema está marcado por la existencia de cinco componentes hidráulicos que pueden actuar en forma independiente o superponerse, en cuyo caso genera ascensos de los niveles hidrométricos y mayor permanencia en el tiempo. La superposición de estos efectos genera componentes de flujos verticales de elevada salinidad en los primeros centímetros del suelo, que produce limitaciones en la productividad del sistema y se manifiestan con mayor magnitud en condiciones hídricas de bajas precipitaciones locales y condiciones de estiaje del Río Paraná.

El Delta del Río Paraná, presenta vinculación con las áreas de descarga y sus efectos en la variación vertical de la salinidad. El sistema actúa con características de flujo 3D, con mayor variabilidad en estiajes y/o crecidas prolongadas del Río Paraná, al ser ésta la condición de borde temporal que tiene el mayor impacto en el sistema.

Tabla 1. Conductividad eléctrica de las aguas subterráneas y superficiales del Sistema Delta.

Ambiente Hidrogeológico	Característica de la muestra	Profundidad (m)	Conductividad Eléctrica (µS/cm)	Número de muestras
Agua Superficial (río)	Río Paraná	Superficial	100 a 180	4
Agua Superficial (arroyos)	Arroyos Interiores del Delta	Superficial	320 a 870	4
Agua Subterránea poco profunda	Albardón conducción	Subterránea 0.3 a 2.7 m de Profundidad	700 a 3700	9
Agua Subterránea poco profunda	Descarga Local	Subterránea > 2.7 m de Profundidad	9800 a 19000	3
Agua Subterránea profunda	Flujo Regional Profundo	Subterránea De 2 a 40 m de profundidad	13000 a 17500	2
Agua Subterránea Intermedia	Recarga Entre Ríos	Ituzaingó Paraná	980-22500 18600-15224	>100 144
Agua Subterránea Intermedia	Recarga Santa Fe	Pampeano Puelches Paraná	400-600 1500-3000 5000-15000	> 100 > 100 > 100
Agua Subterránea Intermedia	Recarga Bs. Aires	Pampeano Puelches Paraná	400-800 1200-2000 3000-6000	> 100 >100 >100
Agua Subterránea Profunda	Transferencia Regional	Subterránea ➢ 150 m	2000 a 120000	6

Agradecimientos

El presente trabajo se ha desarrollado en el marco del Proyecto PICTO 210-2009 financiado por la ANPCYT, la UNER, el INTA y la CAFESG. Se encuentra enmarcado además en el Proyecto PID UNER 2143 “Diagnostico de las condiciones del sistema socio productivo y ambiental del Delta del río Paraná “el que se encuentra financiado por la Universidad Nacional de Entre Ríos.

Referencias

Amato, S y Silva Busso, A. (2005). “Análisis de Interrelación Geológica-Hidrogeológica en el área del Delta del Río Paraná, Provincias de Entre Ríos y Buenos Aires, República Argentina”. 16º Congreso Geológico Argentino, Actas 3: 697-705, La Plata.

Auge, M. (1984). Regiones Hidrogeológicas. República Argentina y Provincias de Buenos Aires, Mendoza y Santa Fe. Edición Electrónica en la WEB.

Castellanos, A. (1938) "El subsuelo de Rosario". Separata de Anales de la Sociedad Científica Argentina, T. 127, Nº 1, 1939, pp. 3-13. Extracto de una conferencia en la Sociedad cintífica Argentina, sección Santa Fe, pronunciada en la Facultad de química industrial y agrícola el 8 de Octubre de 1938

Cavallotto, J. L., Violante, R. A. y Parker, G., (1999). Historia evolutiva del Río de la Plata durante el Holoceno. XIV Congreso Geológico Argentino, Actas, I, Salta, 508-511.

Cavallotto, J. L.; Violante, R.A. y Colombo, F. (2005). Evolución y cambios ambientales de la llanura costera de la cabecera del río de la Plata Revista de la Asociación Geológica Argentina, 60 (2): 353-367

Dirección de Hidráulica de Entre Ríos (2001).”Sistema de Información Geográfica de los recursos hídricos de Entre Ríos”. Departamento de Hidrología y Ordenamiento de Cuencas. Características físicas de las cuencas. Extraído el 05 de Junio de 2013 desde http://www.hidraulica.gov.ar/cuencas.php

Dirección General de Minería Nación (1940). Registro de perforaciones ejecutadas por la Dirección General de Minas, Geología e Hidrología. Período 1914-1945.

Díaz, E. ; Boschetti, N.; Quintero, C. ; Duarte, O. y Romero, E. (2012) “Los flujos subterráneos regionales y su influencia en la hidrogeología del delta del Río Paraná. Argentina”. XI Congreso Latinoamericano de Hidrogeología y IV Congreso Colombiano de Hidrogeología. 19 al 22 de Agosto de 2012. Cartagena de Indias. Colombia. Memorias del Congreso página 152. Extenso en CD.

Díaz, E.I.; Boschetti, N.G.; Quintero, C. E.; Duarte, O. C. y G. E. Carñel (2013). “El impacto ambiental de las aguas subterráneas en el delta del Río Paraná”. Argentina. XXIV Congreso Nacional del Agua 2013. San Juan. En prensa.

Filí, M.F. y O.C. Tujchneider (1977). Características ge hidrológicas regionales del subsuelo de la provincia de Santa Fe (Argentina). Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral n° 8: 105-113, Santa Fe.

Iriondo, M., (1980). El Cuaternario de Entre Ríos. Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral 11:125-141. Santo Tomé.Padula, E.L. (1972). Subsuelo de la Mesopotamia y regiones adyacentes. En Geología Regional Argentina. Editor: A. Leanza. p: 213-235

Iriondo, M. (2004) “The litoral complex al the Parana mouth”. Quaternary International. 143-154.

Iriondo, M. y Scotta E. (1978). The evolution of the Paraná River Delta. Proceedings of the International

Symposium on Coastal Evolution in the Quaternary: 405-418. INQUA. San Pablo

Padula, E. (1972). Subsuelo de la Mesopotamia y regiones adyacentes. En: Leanza, A. F. (Ed.) Simposio de Geología Regional Argentina: Academia Nacional de Ciencias, Córdoba, 213-235, 869 pág

Proyecto PNUD ARG. 85/019. (1990). “Atlas de Suelos de la República Argentina. Tomo I. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Centro de Investigaciones de Recursos Naturales”. Imprenta La Paz, Heredia 5832. Buenos Aires, Argentina. 677 Pp.

Subsecretaria Recursos Hídricos Nación (2002). “Cuencas Hidrográficas de la República Argentina”. Extraído el 05 de Junio de 2013 desde http://www.hidricosargentina.gov.ar/

Silva Busso, A. A. (1999). “Contribución al conocimiento de la Geología e Hidrogeología del Sistema Acuífero termal de la Cuenca Chacoparanaense Oriental Argentina. Tesis Doctoral. UBA. 1999. Tomos I y II.

Áreas de Recarga: Un estudio sobre plazas

Ronaldo Araújo[1], Camila Aguirre[2], Zélia Chrispim[3] y Aline Costa[4]

[1] Institutos Superiores de Ensino do Censa (ISECENSA / UENF), Rua Salvador Correa, 139, Centro, CEP 28035-310, Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil;
[2] Institutos Superiores de Ensino do Censa (ISECENSA);
[3] Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF), Av. Alberto Lamego, 2000, Parque Califórnia, CEP 28013-602, Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil;
[4] Univerdidade Federal do Espírito Santo, Av. Fernando Ferrari, 514, Goiabeiras, CEP 29075-910, Vitória, ES, Brasil.

Mail de contacto: r.saraujo@hotmail.com

RESUMO

Este artigo apresenta uma pesquisa sobre áreas verdes / praças em Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil. Destaca-se a importância destas áreas como espaços permeáveis importantes para recarga das águas superficiais e subterrâneas. A carência destas áreas verdes nas regiões urbanas provoca alterações nos componentes do ciclo hidrológico natural, pois reduz a infiltração, provocando a diminuição do nível do lençol freático por falta de alimentação destes aquíferos. Deste modo, modifica o escoamento subterrâneo. O objetivo deste trabalho é analisar a realidade e projeção das necessidades das áreas verdes no município estudado. Fizeram parte da metodologia utilizada as análises de aspectos legal, demográfico, ambiental e espacial. Pôde-se verificar com a pesquisa que a quantidade de áreas verdes levantada não atende à necessidade urbanístico-ambiental da região estudada.
Palavras-chave: Áreas de recarga, áreas verdes, praças, aquíferos.

RESUMEN

En este artículo se presenta una investigación sobre áreas verdes / plazas en Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil. Se destaca la importancia de estas áreas como espacios permeables importantes para la recarga de aguas subterráneas y de aguas superficiales. La escasez de estas áreas verdes en las zonas urbanas, provocan cambios en los componentes del ciclo hidrológico natural, pues reduce la infiltración, provocando una disminución en el nivel de las aguas subterráneas debido a la falta de suministro de estos acuíferos. Por lo tanto, modifica el flujo de las aguas subterráneas. El objetivo de este trabajo es analizar la realidad y proyección de las necesidades de áreas verdes en la ciudad estudiada. Formaran parte de la metodología utilizada análisis de aspectos legal, demográfico, ambiental y territorial. Se verificó con la investigación que la cantidad de áreas verdes planteada no se ajusta a la necesidad urbano-ambiental del área de estudio.
Palabras clave: Áreas de recarga, áreas verdes, plazas, acuíferos.

INTRODUÇÃO

Na região norte do estado do Rio de Janeiro a cidade de Campos dos Goytacazes está no início de um processo de expansão acentuada ocasionado pela construção do chamado Super Porto do Açu. Estima-se que a cidade de Campos, hoje com 463.731 habitantes (IBGE 2010), chegará a 700.000 em quinze anos.

O crescimento que se projeta demandará esforços dos poderes públicos no planejamento e ordenamento destes territórios. O planejamento deverá prever a ampliação dos espaços públicos (sistema viário, áreas institucionais e áreas verdes) de forma a atender as novas demandas urbanas. Atenção especial deve ser dada para as áreas verdes, tão importantes para o equilíbrio ambiental e para a qualidade de vida nas cidades. A importância destas áreas verdes como espaços permeáveis se destaca a cada dia, pois são fundamentais para recarga das águas superficiais e subterrâneas.

Segundo Tucci e Braga (2003) a ocupação do solo urbano vem modificando a cobertura vegetal provocando vários efeitos que modificam os componentes do ciclo hidrológico natural. Com está ocupação, a cobertura da bacia é em grande parte impermeabilizada com

edificações e pavimentos e são utilizados condutos para escoamento pluvial, produzindo as seguintes modificações: Diminuição da infiltração; Aumento do escoamento superficial, devido ao volume que deixa de infiltrar na superfície. Desta forma, como foram introduzidos condutos pluviais para o escoamento superficial, tornando-o mais rápido, ocorre diminuição do tempo de deslocamento. Deste modo as vazões máximas também aumentam, antecipando seus picos no tempo; Com a diminuição da infiltração, o aquífero tende a reduzir o nível da superfície freática (principalmente quando a área urbana é muito extensa) por falta de alimentação, diminuindo o escoamento subterrâneo. As redes de abastecimento, pluvial e esgoto possuem vazamento que podem abastecer o aquífero, tendo efeito inverso do citado; Devido a alteração da cobertura natural ocorre uma diminuição de evapotranspiração, de modo que a área urbanizada não retém água como a cobertura vegetal e não permite a evapotranspiração das folhagens e do solo.

Esta pesquisa visa o conhecimento da realidade e projeção de necessidades das áreas verdes, no caso, praças, no município de Campos para a demanda estimada. Esta pesquisa tem como motivação a contribuição para a qualidade de vida nas cidades objeto de estudo.

O estudo dos espaços público da Cidade de Campos dos Goytacazes deve levar em conta a dinâmica de crescimento e ocupação do solo, considerando aspectos diversos, como: legal, econômico, ambiental, espacial e político.

Esta cidade têm sido objeto de planejamento urbanístico que passa por modificações para atualização, e é importante ressaltar que a revisão de um plano diretor deve se referenciar em parâmetros urbanísticos e ambientais fundamentais para que a cidade alcance a qualidade desejada pela população; um destes parâmetros é a dotação de espaços públicos de qualidade. (ARAÚJO, 2009).

Considerando que o planejamento urbanístico passa por modificações legais e ilegais no processo de execução, as áreas verdes (praças, parques e áreas de preservação) são frequentemente suprimidas da cidade para dar lugar a áreas construídas (edificações), tanto do setor público como privado, de forma legal e ilegal (ARAÚJO, 2009). Muitas áreas destinadas a praças são objeto de mudança de uso e recebem construções diversas como equipamentos sociais públicos, e até mesmo habitações. Estas áreas também são objeto de doação para instituições privadas. Neste contexto, parâmetros de ordenamento urbano devem ser constantemente lembrados neste processo, como o interesse público e a qualidade de vida na cidade.

A Lei nº. 6.766, de 19 de Dezembro de 1979 dispõe sobre o parcelamento do solo urbano. No artigo 4º, I, com nova redação dada pela Lei 9.785/99:

As áreas destinadas a sistemas de circulação, a implantação de equipamento urbano e comunitário, bem como a espaços livres de uso público, serão proporcionais à densidade de ocupação prevista pelo plano diretor ou aprovada por lei municipal para a zona em que se situem.

O Plano Diretor do Município de Campos dos Goytacazes (Lei n. 7.972/08, Art.96) dispõe que, para o aperfeiçoamento do planejamento e gestão da cidade, deve-se:

II - Rever os critérios e parâmetros específicos para o parcelamento, a ocupação e o uso do solo, considerando as diferentes características das áreas urbanas, os ambientes naturais e culturais a preservar, as condições de fragilidade ambiental e de infra-estrutura urbana disponível, em conformidade com as diretrizes deste Plano Diretor.

Para Lima *et al* (2006, p.69) a carência de arborização interfere na qualidade de vida da população, podendo causar desconforto térmico e possíveis alterações no microclima, uma vez que a paisagem é modificada pelo crescimento contínuo das áreas urbanas comprometendo a qualidade do meio físico.

A necessidade de espaços livres públicos para o lazer e o contato com a natureza cresce cada vez mais com a verticalização das cidades. Todas as classes sociais e faixas etárias devem ser atendidas por esses espaços, com o mínimo de áreas construídas possível para minimizar os efeitos das chuvas e facilitar o escoamento das águas urbanas. Vale ressaltar que a concepção e conservação desses espaços é dever dos órgãos públicos (SOUZA, 2009, p.127).

Töws *et al* (2010, p. 137) relatam que a disponibilidade de áreas verdes nas grandes cidades é causa de preocupação de profissionais e especialistas. Todavia, faltam informações e dados sobre a proporção adequada de espaços verdes nas cidades, sobre a sua localização e suas condições de uso para a população. Para um trabalho de planejamento, essas informações são indispensáveis, pois esses espaços são analisados como elementos de uma das redes

de infraestrutura essenciais ao funcionamento sustentável do metabolismo da cidade.

Segundo Francisco (2012, p.5) o espaço público urbano é composto por formas herdadas no passado, mas também por contribuição atual, incorpora o conhecimento de cidade como algo inacabado e que seja possível de modificações em prol de acontecimentos vários e necessidades novas. Dessa forma, deve ser constantemente ajustado. Entretanto, estas modificações devem atender ao interesse público, seguindo parâmetros de ordenamento urbano (ARAÚJO, 2009).

ÁREAS VERDES PÚBLICAS EM CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

Em Campos a questão da falta de áreas verdes é uma preocupação constante por parte de urbanistas e ambientalistas. O jornal local Folha da Manhã (02/05/2012, pág.07) veiculou matéria sobre a falta destas áreas na cidade. A matéria enfatiza a falta de áreas para o lazer da população e a falta de arborização por toda a cidade, cita o Projeto de Lei federal 3188/2012 que visa instituir e regulamentar o direito à paisagem urbana, e destaca a importância do Plano Diretor da cidade.

Foto 01 – Delimitação de bairros da cidade de Campos dos Goytacazes

Delimitação de bairros – IBGE, 2010; Foto aérea - Google Earth, 2012.

Neste trabalho, o estudo das áreas verdes em Campos dos Goytacazes foi direcionado para as áreas urbanizadas. Foram levantadas, com a utilização de mapas e fotos de satélite, as áreas verdes públicas por bairros. Adotou-se como parâmetro de análise a legislação urbanística, que define porcentagem de áreas verdes para parcelamento urbano. A Lei nº 9.785/99, que modificou a Lei 6.766/79 (Art.4º, IV, § 1º), passou ao município a competência de definir a quantidade de área verde para parcelamento:

A legislação municipal definirá, para cada zona em que se divida o território do Município, os usos permitidos e os índices urbanísticos de parcelamento e ocupação do solo, que incluirão, obrigatoriamente, as áreas mínimas e máximas de lotes e os coeficientes máximos de aproveitamento.

A Lei nº 7.975/08, de parcelamento do solo, do município de Campos dos Goytacazes determina:

Art. 37 - O percentual de áreas destinadas à implantação de áreas verdes não poderá ser inferior a 6% (seis por cento) do total da gleba, excluídos o sistema viário e as faixas de domínio existentes.

Art. 41 - Não serão computados, para o cálculo das áreas verdes, os separadores medianos de vias, as rótulas viárias ou similares e as áreas localizadas entre os passeios e os alinhamentos dos lotes.

Tabela 01 – Dados de densidade e áreas verdes dos bairros de Campos dos Goytacazes

Dados de densidade e áreas verdes dos bairros de Campos dos Goytacazes - RJ - Brasil								
	Bairros	Loc	População	Área (m²)	Densidade (hab/ha)	Área Verde (m²)	Porcentagem %	Área verde/ habitante
1	Caju	MD	4198	567.573,37	73,97	510,81	0,089%	0,12
2	Centro	MD	10071	1.714.749,70	58,73	78.449,87	4,57%	7,78
3	Chácara João Ferreira	MD	2990	446.733,97	66,93	794,63	0,17%	0,26
4	Da Penha *	MD	5928	607.532,91	97,58	4746,00	0,78%	0,80
5	Horto	MD	3218	432.744,55	74,37	44.206,00	10,21%	13,73
6	IPS *	MD	2370	314.178,02	75,45	8.253,99	2,62%	3,48
7	Jardim Carioca	ME	2615	333.499,91	78,43	1.680,45	0,50%	0,64
8	Jardim Flamboyant I	MD	1506	241.969,35	62,25	11.888,14	4,91%	7,89
9	Jardim Flamboyant II *	MD	2241	322.515,13	69,48	861,49	0,26%	0,38
10	Jardim Guarus	ME	3761	329.143,03	114,28	0	0,00%	0
11	Jardim Maria Queiroz	MD	1690	283.425,02	59,63	13.426,21	4,73%	7,94
12	Jardim Residencial Planície	ME	2107	183.410,64	114,88	0	0,00%	0
13	Lapa	MD	1350	168.466,77	97,54	3.853,36	2,28%	2,85
14	Parque Alberto Torres	MD	3167	237.623,69	133,29	283,28	0,11%	0,08
15	Parque Alvorada	ME	2848	255.532,95	111,46	215,71	0,080%	0,075
16	Parque Aurora *	MD	3928	513.839,86	76,44	0	0,00%	0
17	Parque Bandeirantes *	ME	3537	294.906,46	119,93	0	0,00%	0
18	Parque Barão do Rio Branco *	ME	3515	626.495,84	56,11	13.151,22	2,09%	3,74
19	Parque Bela Vista *	MD	3113	517.683,05	60,14	0	0,00%	0
20	Parque Benta Pereira *	MD	1641	211.536,59	77,58	405,25	0,19%	0,24
21	Parque Bonsucesso	ME	659	143.610,89	45,89	0	0,00%	0
22	Parque Califórnia	MD	1411	142.404,99	99,08	674,83	0,47%	0,47
23	Parque Carlos Lacerda	MD	908	106.684,13	85,17	0	0,00%	0
24	Parque Cidade Luz	ME	3126	569.201,70	54,91	0	0,00%	0
25	Parque Conselheiro Tomaz Coelho	MD	5051	860.081,68	58,73	1244,44	0,14%	0,24
26	Parque Corrientes	MD	3377	308.404,43	109,50	3.649,83	1,18%	1,08
27	Parque do Prado *	MD	2365	436.826,65	54,14	6098,66	1,39%	2,57
28	Parque Dom Bosco *	MD	763	181.672,68	42,01	314,03	0,17%	0,41
29	Parque dos Rodoviários *	MD	331	78.501,44	42,16	0	0,00%	0
30	Parque Dr. Beda	MD	1796	221.995,19	80,93	0	0,00%	0
31	Parque Eldorado *	ME	3658	407.604,40	89,74	0	0,00%	0
32	Parque Esplanada *	MD	3342	377.764,67	88,48	4.948,34	1,30%	1,48
33	Parque Fazenda Grande *	MD	6302	762.869,59	82,61	4.783,29	0,62%	0,75
34	Parque Fazendinha	MD	1908	224.922,38	84,83	0	0,00%	0
35	Parque Fundão	ME	4227	357.576,46	118,23	0	0,00%	0
36	Parque Guarus	ME	12820	1.498.160,10	85,57	7.513,91	0,50%	0,58
37	Parque João Maria *	MD	5517	667.849,27	82,61	2.168,01	0,32%	0,39
38	Parque João Seixas *	MD	3806	568.772,87	66,92	487,84	0,085%	0,12
39	Parque Jóckey Club *	MD	4824	903.375,10	53,40	0	0,00%	0
40	Parque José do Patrocínio	MD	1652	223.276,74	74,01	0	0,00%	0
41	Parque Julião Nogueira *	MD	2050	1.164.805,64	17,59	1129,02	0,096%	0,55
42	Parque Leopoldina *	MD	1092	450.181,57	24,26	0	0,00%	0
43	Parque Niteroi *	ME	6180	901.286,10	68,57	1548,47	0,17%	0,25
44	Parque Nossa Senhora do Rosário	MD	1152	169.346,94	68,04	6736,01	3,97%	5,84
45	Parque Nova Brasília *	MD	5317	397.699,62	133,72	10.529,29	2,64%	1,98
46	Parque Novo Mundo *	ME	6984	688.599,74	101,43	5183,16	0,75%	0,74
47	Parque Oliveira Botelho	MD	1989	275.594,14	72,19	0	0,00%	0
48	Parque Pecuária	MD	3892	553.321,31	70,34	5.226,44	0,94%	1,34
49	Parque Prazeres	ME	6696	945.749,91	70,80	0	0,00%	0
50	Parque Presidente Vargas *	ME	2749	251.582,31	109,30	809,07	0,32%	0,29
51	Parque Riachuelo	MD	2852	300.135,68	95,03	0	0,00%	0
52	Parque Rosário *	MD	1765	246.396,99	71,66	0	0,00%	0
53	Parque Rui Barbosa *	MD	5369	481.158,01	111,59	1833,92	0,38%	0,34
54	Parque Salo Brand *	MD	2849	445.370,96	63,97	32094,20	7,20%	11,26
55	Parque Santa Rosa *	ME	2728	254.290,44	107,31	2.131,21	0,83%	0,78
56	Parque Santo Amaro *	MD	3377	490.179,27	68,90	4.107,14	0,83%	1,21
57	Parque Santo Antônio	ME	2108	509.549,80	41,37	6.123,39	1,20%	2,90
58	Parque São Benedito *	MD	3684	438.115,69	84,09	0	0,00%	0
59	Parque São Caetano *	MD	2199	269.641,45	81,56	0	0,00%	0
60	Parque São Clemente	MD	1559	169.370,46	92,08	0	0,00%	0
61	Parque São Domingos *	ME	2816	257.289,13	109,48	1296,82	0,50%	0,46
62	Parque São José	ME	1456	151.249,16	96,29	0	0,00%	0
63	Parque São Lino *	MD	1485	184.173,66	80,66	0	0,00%	0
64	Parque São Mateus	ME	2266	208.639,17	108,62	0	0,00%	0
65	Parque São Salvador *	MD	1897	236.392,34	80,27	5.503,53	2,32%	2,90
66	Parque São Silvestre *	ME	2594	42.415,68	61,16	0	0,00%	0
67	Parque Tamandaré	MD	2961	287.689,70	102,95	908,80	0,31%	0,30
68	Parque Tarcísio Miranda	MD	1990	304.041,74	65,37	5.849,32	1,92%	2,93
69	Parque Turf Club *	MD	5462	632.209,23	86,39	0	0,00%	0
70	Parque Vera Cruz	ME	4462	524.449,85	85,08	6.103,36	1,16%	1,36
71	Parque Vicente Gonçalves Dias *	ME	8843	1.027.101,74	86,09	5.286,68	0,51%	0,59
72	Parque Vista Alegre	MD	1619	201.091,03	80,59	0	0,00%	0
73	Parque Zuza Mota *	ME	1419	150.728,05	94,16	0	0,00%	0
74	Pelinca *	MD	4610	427.224,95	107,91	656,39	0,15%	0,14
75	Sumaré	MD	1348	214.330,77	62,90	701,50	0,32%	0,52
76	Vila Industrial *	ME	5157	566.234,82	91,08	11.580,15	2,04%	2,24
								Fonte: ARAÚJO e AGUIRRE, 2012
Legenda: * Projetos de loteamentos analisados nos arquivos da Prefeitura de Campos dos Goytacazes - RJ.								
ME - Margem Esquerda do Rio Paraíba do Sul (Guarús) / **MD** - Margem Direita								

Para a elaboração da tabela de densidade e áreas verdes dos bairros de Campos foram utilizados dados do IBGE do número de habitantes por bairro do CENSO de 2010. Com a utilização de mapa da cidade em AutoCAD de 2004 com a divisão dos bairros, pode-se constatar que faltaram alguns bairros na listagem do IBGE. Portanto foram citados na tabela apenas aqueles bairros que fazem parte da listagem fornecida pelo IBGE. Com a utilização do mapa da cidade foram calculadas as áreas dos bairro em m² com a construção de poliline no programa AutoCAD. Com os números de população e áreas dos bairros foi possível calcular as densidades, habitantes por hectare bruto. A identificação das áreas verdes públicas, praças e parques, foram identificadas com a utilização do mapa de Campos e das imagens de satélite do programa Google Earth. Não fazem parte desta relação as áreas de preservação permanente nem os canteiros e rotatórias constantes no sistema viário. Os mesmos procedimentos de cálculo das áreas dos bairros, com uso do AutoCAD, foram utilizados para o cálculo das áreas verdes. Os resultados destes cálculos foram utilizados para calcular as porcentagens de áreas verdes públicas e quantidade de metro quadrado destas áreas por habitante em cada bairro.

Analisando os resultados dos cálculos apresentados nas tabelas pode-se verificar que a quantidade de áreas verdes existente na cidade de Campos dos Goytacazes está abaixo dos parâmetros recomendados pela OMS – Organização Mundial de Saúde (12 m² / hab).

Comparando os resultados dos cálculos de áreas verdes em Campos dos Goytacazes com a lei nº 7.975/08 de parcelamento do solo do município, pode-se verificar a carência destas áreas por toda a cidade. A lei de parcelamento estabelece um percentual mínimo de 6% (seis por cento) de áreas destinadas à implantação de áreas verdes, excluídos o sistema viário e as faixas de domínio existentes. O Centro, que é o bairro com maior percentual de áreas verdes 4,41% (com excessão do bairro Horto, que tem o horto da cidade, que atinge 10,74% incluído o sistema viário), é o único que quase atinge o percentual exigido pela lei pois excluindo o sistema viário resulta num total de 5,87 % de área verde pública, no caso, praças. A maior parte dos bairros analisados não dispõem de nenhuma área verde (praça ou parque), resultando 39,47%. Outra parte considerável de bairros dispõem de menos de 1% (um por cento) de áreas verdes, resultando em 60,52%. Muitos destes bairros são bairros populares e têm alta densidade demográfica. Um aspecto curioso em Campos é que a grande maioria dos bairros são denominados como Parque ou Jardim, mas em geral a quantidade de áreas verdes são insuficientes.

Em relação à qualidade desses espaços, nota-se que as praças que estão localizadas no eixo central da Cidade, apresentam qualidade superior à dos bairros periféricos, com mais mobiliários e manutenção dos espaços.

De acordo com Ferreira (p.3) quanto maior é a concentração de população nas áreas urbanas, maior deveria ser as áreas verdes, entretanto, observamos que esta relação não se confirma nos casos estudados, pelo contrário, quanto maior a concentração dos habitantes, menor são os espaços destinados ou preservados de áreas verdes.

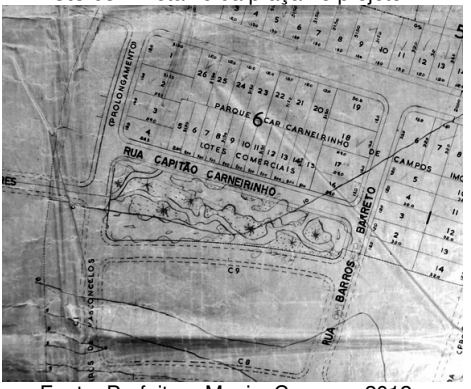
MODIFICAÇÕES NO PLANEJAMENTO URBANÍSICO EM CAMPOS

Campos dos Goytacazes, a exemplo de outras cidades, também passa por modificações no planejamento urbanístico, são modificações legais e ilegais. No caso específico das áreas verdes, podem-se verificar modificações na destinação de uso em várias praças da cidade. Praças foram utilizadas para construções de equipamentos públicos. No Bairro João Maria, por exemplo, a Praça Melvin Jones desapareceu para dar lugar a uma escola (ver fotos 02, 03 e 04). Na Tabela 01 pode-se verificar que o bairro João Maria apresenta densidade 82,61 hab/m² e porcentagem de área verde (praça) de 0,32 %. O cálculo de área verde por habitante é de 0,39 m². Este resultado demonstra uma quantidade muito baixa de área verde, e que a modificação da destinação de área de praça para área de equipamento urbano prejudica a qualidade urbanística e ambiental da cidade.

Foto 02 – Delimitação do bairro Parque João Maria

Fonte: Delimitação do bairro – IBGE, 2010; Foto aérea - Google Earth, 2012.

Foto 03 – Detalhe da praça no projeto



Fonte: Prefeitura Munic. Campos, 2012

Foto 04 – Edificação construída na praça

Fonte: Google Earth, 2012

Conforme os dados expostos na Tabela 1, o bairro Parque Bandeirantes apresenta densidade populacional de 119,93 hab/m² e 0% de área verde. Portanto, o loteamento deste bairro, analisado nos arquivos da Prefeitura constatava área destinada à praça, porém não é o que se pode ver de acordo com a imagem aérea do Google Earth. Vale ressaltar que houve mudança no uso dessa praça, passando a ser loteada e prejudicial à qualidade urbanística e ambiental da cidade.

Foto 05 – Delimitação do bairro Parque Bandeirantes

Fonte: Delimitação do bairro – IBGE, 2010; Foto aérea - Google Earth, 2012

Foto 06 – Detalhe da praça no projeto

Fonte: Prefeitura Munic. Campos, 2012

Foto 07 – Edificações construídas na praça

Fonte: Google Earth, 2012

CONCLUSÕES

Na análise dos dados tabulados de quantitativos das áreas verdes públicas, no caso as praças de Campos dos Goytacazes, foram verificadas baixas quantidades, tanto em relação às áreas dos bairros como em relação à quantidade de habitantes residentes. Foi verificado que em muitas áreas destinadas a praças foram construídos vários tipos de edificações, diminuindo as áreas verdes públicas na cidade. Este processo de modificação no planejamento urbanístico que suprime áreas de praças sem compensação de outras, acarreta na diminuição da qualidade ambiental e, consequentemente, na qualidade de vida na cidade.

A carência destas áreas verdes nas regiões urbanas provoca alterações nos componentes do ciclo hidrológico natural, pois reduz a infiltração, provocando a diminuição do nível da superfície freática por falta de alimentação destes aquíferos. Deste modo, modifica o escoamento subterrâneo.

A preocupação com a questão ambiental no mundo tem sido nas últimas décadas, tema frequente nas discussões de decisões políticas. É importante que a cidade de Campos tome medidas em relação a este tema, para garantir qualidade neste processo de crescimento acelerado que se projeta para os próximos anos. A cidade deve ser planejada com áreas verdes públicas (praças, parques e jardins) suficientes para atender a população com qualidade. Áreas verdes para o lazer da população e em benefício do meio ambiente.

Em Campos dos Goytacazes pode-se perceber que a população, mercado imobiliário e poder público, ainda não associaram qualidade de vida com áreas verdes. Isso se deve principalmente à precariedade de boas referências na cidade. Os espaços públicos de lazer, como praças e parques, são elementos importantes no espaço urbano, pois cumprem diferentes finalidades seja na estética, no lazer ou na qualidade ambiental. Contudo, pode-se observar a carência desses espaços nas cidades de estudo. Assim, é necessário proporcionar um habitat sustentável dotado de qualidade ambiental dos espaços públicos para que se tornem espaços adequados e de estabelecimento das relações sociais. O processo do planejamento urbano para a dotação de áreas verdes é fator fundamental para a cidade de Campos dos Goytacazes nos próximos anos. Portanto, é necessário que o poder público passe a utilizar as técnicas de planejamento para proporcionar mais qualidade de vida na cidade. Em Campos dos Goytacazes será necessária a criação de inúmeras praças e de parques urbanos de grandes dimensões.

Com os recursos tecnológicos e de informação disponíveis atualmente, e com o nível de conscientização dos gestores públicos e privados, é de se esperar uma resposta satisfatória no que tange à expectativa da sociedade em relação a sustentabilidade da cidade, onde as áreas verdes são fundamentais.

REFERÊNCIAS

Araujo, Ronaldo de Sousa. Modificações no planejamento urbanístico: teoria e método de análise. São Paulo: Nobel, 2009.

Brasil. Lei nº. 6.766, de 19 de Dezembro de 1979. Parcelamento do Solo Urbano. Brasília, 1979.

Campos dos Goytacazes. Plano Diretor. Lei 7.972, de 31 de março de 2008. Campos dos Goytacazes: Câmara Municipal, 2008.

_____. Lei n. 7.975, de 31 de março de 2008. Lei de Parcelamento do Solo. Campos dos Goytacazes: Câmara Municipal, 2008.

Ferreira. Cássia de Castro Martins. As áreas verdes: uma análise qualitativa e quantitativa para a cidade de Juiz de Fora. UFJF. Eixo temático 5. Disponível em: http://www.geo.ufv.br/simposio/simposio/trabalhos/comunicacao_coordenada/003.pdf. Acesso em: 19/04/2012.

Francisco, Marlene Duarte. Espaço público urbano: oportunidade de identidade urbana participada. Disponivel em: http://www.apgeo.pt/files/docs/CD_X_Coloquio_Iberico_Geografa/pdfs/053.pdf. Acesso em: 19/04/2012.

IBGE CIDADES. Rio de Janeiro. Disponível: http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm. Acesso: 06-12-2011.

JORNAL FOLHA DA MANHÃ. Áreas verdes cada vez menores.Campos dos Goytacazes, 02/05/2012, pág.07.

Lima, Valéria et al. A importância das áreas verdes para a qualidade ambiental das cidades. Revista Formação, nº 13. 2006.

Souza. Jane Ilce Barreto. Qualidade Ambiental em cidades médias: estudo de caso da cidade de Campos dos Goytacazes. Boletim do observatório ambiental Alberto Ribeiro Lamego. V.3, N.1, p. 117-134, Janeiro/Junho. Campos dos Goytacazes. 2009.

Töws, R.L. et al. Reflexões teóricas sobre algumas tendências da geografia urbana: Temas para o ensino e para pesquisa. Geoingá: Revista do Programa de Pós-Graduação em Geografia Maringá, v. 2, n. 1 , p. 130-139, 2010 ISSN 2175-862X (on-line).

Tucci, C. E. M; Braga, B. Clima e Recurso Hídricos no Brasil. Porto Alegre: ABRH, 2003.

As Águas Subterrâneas da Região Litorânea de São Francisco de Itabapoana-RJ, Brasil

Zélia Chrispim[1], Maria da Gloria Alves[1], Gerson Cardoso[2], Thais Rocha[1] y Vinicius Cristo[2]

[1] Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF), Alberto Lamego, nº 2000, Parque Califórnia, CEP 28013-602, Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil.
[2] Univerdidade Federal do Rio de Janeiro, Campus Ilha do Fundão (Cidade Universitária) CEP 21.949-900, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Mail de contacto: zeliachrispim@terra.com.br

RESUMO

Este trabalho foi realizado no município de São Francisco do Itabapoana, Norte do Estado do Rio de Janeiro. Teve como objetivo investigar a qualidade das águas subterrâneas. A metodologia utilizada consistiu na realização de um cadastro georreferenciado de um conjunto de poços rasos, mensurações de características físicas e químicas no campo, seleção de alguns poços representativos, para análise físico-química em laboratório. Os resultados demonstraram que a condutividade elétrica apresentou alguns valores elevados. O diagrama de Piper 10 amostras apresentaram classificação como sulfatadas ou cloretadas sódicas e uma como bicarbonatada sódica. Os valores de pH variou de 4,7 a 10. Foi verificado que todas as amostras apresentaram valores acima do permitido em pelo menos um parâmetro analisado. De forma geral, esta água é utilizada para todos os fins pela população, o que representa risco à saúde humana, pois a condutividade alta e parâmetros fora dos padrões de potabilidade podem gerar problema a saúde da população.

Palavras-chave: Poços rasos, físico-químicas, condutividade elétrica.

RESUMEN

Este trabajo se llevó a cabo en el municipio de São Francisco do Itabapoana, norte del estado de Rio de Janeiro. Tiene como objetivo investigar la calidad de las aguas subterráneas. La metodología utilizada consistió en un registro de un conjunto pozos superficiales georeferenciados, las mediciones de las características físicas y químicas fuerón realizadoas en campo y laboratorio, Los resultados demuestran que los valores de conductividad electrica presentan algunos elevados. El diagrama de Piper de 10 muestras se clasificarón como sódica clorada o sulfatado, como bicarbonato de sodio. Los valores de pH varían entre 4,7 y 10. Fue verificado que todas las muestras tenían valores superiores a los permitidos. En por lo menos un parámetro analizado. En general, esta agua es utiliza para todos los fines de la población, lo que representa un riesgo para la salud humana, debido a la alta conductividad y parámetros fuera de los limites estándares, los cuales pueden causar problemas de salud pública.

Palabras clave: Pozos poco profundos, físico-químico, conductividad eléctrica.

Introdução

São Francisco do Itabapoana se apresenta como o maior produtor de maracujá, abacaxi, goiaba e mandioca, assumindo a segunda posição na produção de cana-de-açúcar. O turismo se desenvolve sobre tudo no litoral na época de verão. Seu extenso litoral favorece a indústria pesqueira. A indústria nuclear do Brasil possui uma unidade de processamento físico de mineral pesada denominada Usina da praia, próximo à comunidade de Buena, cuja matéria-prima é a areia monazítica.

A beleza natural de São Francisco de Itabapoana faz com que o município tenha um significativo potencial turístico, tanto histórico com seus casarões coloniais, quanto ecológico com suas praias exuberantes, destacando as Regiões de Lagoa Doce, Santa Clara, Praia de Manguinhos e Barra do Itabapoana.

Grande parte da população do Município não é abastecida por água superficial, sendo por este motivo, dependente da captação de águas subterrâneas. Os moradores de cidades como Barra de Itabapoana e Guaxindiba, etc., são abastecidos por poços profundos; já nas

vilas e nas áreas rurais predominam os poços domiciliares do tipo cacimbas.

O trabalho de Lauria (1999) encontrou concentrações anormais de Ra-226 e Ra-228 no sistema lagunar da região de Buena. Losano (2004) realizou análise Hidroquímica e bacteriológica para averiguar a qualidade da água subterrânea no entorno do Brejo Buena. O resultado da pesquisa indicou que, alguns parâmetros não estavam apropriados para o abastecimento doméstico.

A contaminação dos recursos hídricos geralmente está associada à ação antrópica, mas a composição da água subterrânea também é influenciada pelo material geológico na qual se insere. As características químicas das águas subterrâneas dependem, inicialmente, da composição das águas de recarga e, em seguida, de sua evolução química, influenciada diretamente, pelas litologias atravessadas.

Objetivo

O presente trabalho tem como objetivo investigar a qualidade das águas subterrâneas do município de São Francisco de Itabapoana na Região Norte Fluminense-RJ /Brasil.

Área de Estudo

O Município de São Francisco do Itabapoana está localizado no extremo norte fluminense (Figura 1). Limita-se ao norte com o estado do Espírito Santo, a leste com Oceano Atlântico, ao sul com São João da barra e a oeste com Campos dos Goytacazes. A coordenada geográfica da sede do município é Latitude - 21° 28'588''; Longitude - 41° 06'506''.

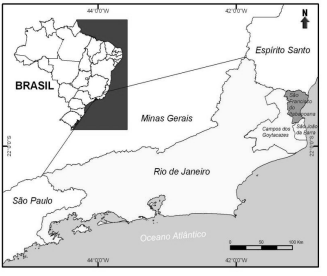


Figura 1: Localização da Área de Estudo

Geologia

Segundo Reis *et al.* (1982), o município é composto pelas rochas do Pré-Cambriano (Granulitos e Migmatitos). Depósitos do Terciário – Formação Barreiras, que ocorrem alongados em uma faixa diagonal de direção NE-SW, interpondo-se entre o domínio das rochas Pré-cambrianas e os Sedimentos Quaternários. Depósitos Quaternários representados pelos Sedimentos Paludais e Sedimentos Litorâneos e Fluviais. Os Sedimentos Paludais são formados pelos depósitos de lagos com uma argila plástica de coloração cinza-negra, com alto conteúdo de matéria orgânica. Neste ainda encontram-se os depósitos de pântanos ou brejos, caracterizados por turfa. Os Sedimentos Litorâneos são constituídos por areias quartzosas litorâneas, de coloração esbranquiçada, por vezes amarelada a acastanhada. Sedimentos Fluviais que se compõem por argilas, argilas-siltíticas e siltes, de planície de inundação, geralmente micáceos, apresentam-se nas cores castanho-amarelado a cinza-escuro. Ocorrem também em areias quartzosas, de coloração branco-amarelada, granulometria variada.

Recursos Hídricos

O município é banhado pelos Rios Itabapoana, Paraíba do Sul e Guaxindiba. Em seu território observa-se a presença de Córregos como: Baixa do Arroz, Santa Luzia e Valão Seco; além de canais, lagoas e brejos.

Segundo o Mapa de Favorabilidade Hidrogeológica do Estado do Rio de Janeiro (Barreto *et al.*, 2001), na área de estudo ocorrem aquíferos do tipo fissurado e sedimentar. Na região onde afloram rochas do cristalino, o aqüífero fissurado foi classificado como de favorabilidade média a alta, o que implica em vazões de 1 a 5 m3/h, ou maiores em alguns locais. Apresenta solos com espessuras variáveis e permeabilidade média a elevada.

O aquífero sedimentar é composto basicamente pelos depósitos da Formação Barreiras. Nestes sedimentos, os aquíferos são livres, pouco produtivos, com vazões máximas na ordem de 2 m3/h e capacidade específica média de 0,33 m3/h (Silva & Cunha, 2001).

Estão sendo realizados estudos sobre os aquíferos e o potencial hídrico subterrâneo do município. O aquífero livre é representado pelos Sedimentos da Formação Barreiras e os Sedimentos Quaternários, no qual será alvo de estudo deste trabalho. Já em relação aos aquíferos profundos, existem diferentes definições. Adotando-se a definição de CPRM/RJ (2001) na região são encontrados: Aquífero Barreiras, Aquífero São Tomé I, São Tomé II. Apesar dos aquíferos sedimentares da porção emersa da Bacia Campos ter sido alvo de vários estudos, ainda existem dúvidas

quanto à sua divisão e compartimentação, devido à falta de consenso de sua estratigrafia.

Metodologia

A metodologia utilizada consistiu na realização de um cadastro georreferenciado de um conjunto de poços rasos na região de São Francisco de Itabapoana. Em seguida foram realizadas mensurações de características físicas e químicas no campo, seleção e coleta de água de alguns poços representativos, para realização da análise físico-química em laboratório. A seleção das amostras para análise laboratorial foi norteada a partir de suas unidades geológicas.

Resultados

○ Levantamento e cadastro dos Poços Rasos e Distribuição Espacial dos Dados

Inicialmente foi realizado um cadastro e um levantamento de parâmetros físicos em 77 poços no aquífero sedimentar livre (cacimba e tubulares) de profundidade em torno de 3 metros. Estes dados dos poços foram digitados em planilha do Excel (dbf) e inseridos no ambiente GIS, para serem espacializados, podendo ser vistos na Figura 2.

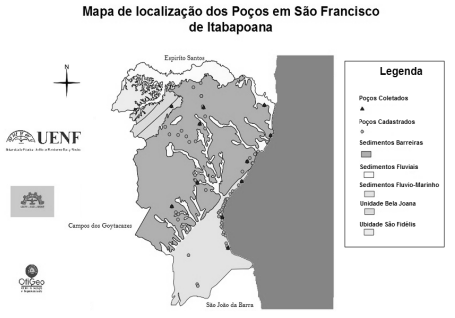


Figura 2: Localização dos poços rasos - RJ.

○ Qualidade das águas subterrâneas do Município de São Francisco do Itabapoana

Dos 77 poços rasos cadastrados foram realizadas análises físico-químicas em 11 deles. Os dados foram inseridos no Sftware Qualigraf para a geração dos diagramas a seguir.

De acordo com o diagrama de Piper obtemos a classificação das águas, sendo que das 11 amostras 10 apresentaram classificação como sulfatadas ou cloretadas sódicas e uma como bicarbonatada sódica, conforme apresentado na Figura 3.

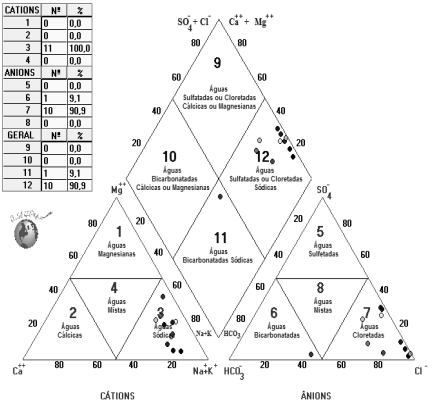


Figura 3: Diagrama de Piper das amostras de água analisadas dos poços rasos de São Francisco de Itabapoana.

Observou-se resultados de condutividade elétrica (CE) variando entre 114 e 3999 µS/cm. Nos pontos, em que a condutividade apresentou valores máximos, foram coletadas amostras para análise laboratorial, onde foram detectados valores de até 7000 µS/cm. Pode-se verificar que a CE, das 77 amostras analisadas, 19 apresentaram valores acima de 1.000 µS/cm, indicando forte presença de sais.

A Figura 4 mostra a partir dos valores encontrados de sólidos totais dissolvidos (STD) que: 62,3% das amostras são classificadas como doces, 28,6% como salobras e 9,1% como salgadas.

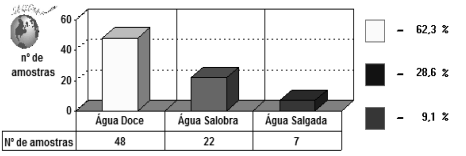


Figura 4: Diagrama de classificação de acordo com os valores de Sólidos Totais Dissolvidos (STD).

Os valores para o potencial hidrogeniônico (pH) variaram de 4,7 a 10,1, foi observado que os cadastros realizados próximos as litoral obtiveram em sua maioria valores de pH dentro do normal (6,00-9,00) estabelecido pela VMP (Port. 2914/11) e no interior do município foram registrados valores abaixo do permitido para

consumo. A temperatura variou entre 21,8 ºC a 31,3 ºC.

Foi verificado que todas as amostras apresetaram valores acima do permitido em pelo menos um parâmetro analisado.

Conclusão

A água é um patrimônio da humanidade e deve ser conservada para as gerações futuras. A Bacia de Campos possui a maior reserva hídrica do Estado e mesmo assim a Região Norte Fluminense sofre no que se refere a disponibilidade de água, quer seja em função da pluviometria (com períodos de seca) ou pela inadequada utilização dos recursos hídricos superficiais ou subterrâneos.

Das 77 amostras analisadas 19 apresentaram valores acimade 1000 µS/cm, sendo que em alguns poços foram encontrados valores de condutividade de até 7000 µS/cm indicando forte presença de sais. Predomina na região águas classificadas como sulfatadas ou cloretadas sódicas. Foi verificando que todas as amostras apresentam valores acima do permitido, em pelo menos um parâmetro analisado. De uma forma geral, esta água é utilizada para todos os fins pela população, o que representa risco à saúde humana, pois a condutividade alta e parâmetros fora dos padrões de potabilidade podem gerar podem gerar problema a saúde da população. A avaliação dos resultados obtidos demonstra, que, de uma forma geral, águas subterrâneas, dos poços rasos, do município de São Francisco de Itabapoana não apresentam qualidade adequada para o consumo humano, sendo desejável tratamento prévio ou restrições, em alguns casos.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Laboratório de Engenharia civil – LECIV e ao Laboratório de Hidrogeologia da UFRJ pelo apoio ao desenvolvimento deste trabalho. A CAPES e CNPQ pelo apoio financeiro referente à bolsa de estudos.

Referências

Barreto,A.B.C.; Monsores,A.L.M.; LEAL, A.S. & Pimentel, J. Hidrogeologia do Estado do Rio de Janeiro. texto explicativo do mapa geológico do Estado do Rio de Janeiro. Brasília: CPRM, CD-ROM. 2001.

BRASIL, Ministério da Saúde. Portaria nº 2914. Dispõe sobre o padrão de qualidade das águas. Brasília (DF),2011.

Caetano, L. C. 2000. Água Subterrânea em Campos dos Goytacazes – RJ: uma opção para o abastecimento. 112p. Dissertação (Mestrado em Geociências). Programa de Pós-Graduação em Administração e Política em Recursos Minerais. Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Geociências - Campinas,SP.

Capucci, E. B. 2003. Água Subterrânea na Baixada Campista. I Simpósio de Hidrogeologia do Sudeste. Petrópolis, RJ. Anais. ABAS.

Cetesb - Companhia Estadual de Tecnologia e Saneamento Ambiental. 2001. Variáveis de qualidade das Águas. São Paulo; Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Água/> Acesso em: 15 janeiro 2011.

CPRM - Companhia de Pesquisa e Recursos Minerais. Ministério das Minas e Energia /Secretaria de Minas e Metalurgia / Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. Projeto Rio de Janeiro, CD-ROM. 2001. Brasília.

DNPM - Fonseca, M. J. G. et al. 1998, Mapa Geológico do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral. 141p.

Ferrari, A. L.; Melo, E. F.; Vaz, M. A. A.; Dalcomo, M.T.; Brenner, T. L.; Silva, V. P.; Nassar, W. M. 1981. Projeto Carta Geológica do Rio de Janeiro – Bloco Campos - Relatórios Técnicos, volume I 1981 – DRM – Geomitec, Geologia e Mineração Trabalhos Técnicos Ltda. 172p.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2009. http://www.ibge.com.br.

Martins, A. M.; Capucci, E.; Caetano, L. C.; Cardoso, G.; Barreto, A. B. C.; Monsores, A. L. M.; Leal, A. S.; Viana, P. 2006. Hidrogeologia do Estado do Rio de Janeiro – Síntese e estágio atual do conhecimento. In: XIV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Curitiba. Anais. Paraná. Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, 2006. p.1-17.

Reis, A. P.; Castro; H. O.; Dalcolmo, M. T.; Ferrari, A. L.; Melo, E. F.; Neces, L. F. L.; Vaz, M. A. A.; Silva, V. P.; Nassar, W. M. Geologia das folhas de Morro do Coco, Barra Seca, tabapoana, Travessão, São João da Barra, Campo, Mucurepe, Lagoa Feia e Farolde São Tome – RJ. In: SBG, Congresso Brasileiro de Geologia, 32, Salvador, Bahia.1: 1982.

Santos, A. C. 1997. Noções de hidroquímica. in: hidrogeologia: conceitos e aplicações. CPRM LABHID – UFPE. 1ª Ed. p. 81-108. Fortaleza.

Silva, L. C. & Cunha, H. C. S. Geologia do Estado do Rio de Janeiro: texto explicativo do mapa geológico do Estado do rio de Janeiro. Brasília: CPRM, CD-ROM. 2001.

TEMAS EMERGENTES EN HIDROGEOLOGÍA

Aplicación de una ecuación de flujo subterráneo equivalente para medios heterogéneos. Avances preliminares

Andrea A. Gómez[1,2], Pablo A. Cello[1], Leticia B. Rodríguez[1], Jesús Carrera[3], Luis Vives[4]

[1]Centro de Estudios Hidroambientales, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral, CC 217, 3000. Santa Fe, Argentina.
[2]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina.
[3]Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (IDAEA-CSIC), España.
[4]Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (UNCPBA – CIC – Municipalidad de Azul), República de Italia 780, (B7300) Azul, Buenos Aires, Argentina.
Mail de contacto: aagomez@fich1.unl.edu.ar

RESUMEN

En este trabajo se evaluó numéricamente la aplicabilidad de un modelo matemático de flujo equivalente en medios saturados basado en una formulación de no equilibrio mediante un término adicional de transferencia de masa a tasa múltiple (Multi-Rate Mass Transfer, MRMT). En campos de transmisividad generados a partir de modelos geoestadísticos estacionarios se simularon numéricamente ensayos de bombeo resolviendo la ecuación de flujo clásica en régimen transitorio, cuyos resultados fueron considerados la respuesta "observada". Luego se resolvió la ecuación de flujo radial equivalente mediante un código escrito en Fortran 90 donde el término de transferencia de masa o Función de Memoria considera conceptualmente N zonas inmóviles acopladas a cada celda del dominio de cálculo. Ajustes preliminares del modelo equivalente a los descensos observados demuestran que la formulación de no equilibrio podría constituir una buena alternativa para representar el drenaje diferido asociado a la estructura de la variabilidad espacial de la transmisividad de acuíferos.
Palabras claves: ecuación de flujo equivalente, heterogeneidad, drenaje diferido, transferencia de masa a tasa múltiple.

ABSTRACT

In this paper, the applicability of an equivalent groundwater flow equation, based on non-equilibrium formulation by an additional term of Multi-Rate Mass Transfer (MRMT), was numerically evaluated. Pumping tests in transmissivity fields generated from stationary geostatistical models were numerically simulated by solving the classical transient flow equation and the results were considered the "observed" response. On other hand, it was solved the equivalent radial flow equation by a code written in Fortran 90 where the mass transfer term memory function considers conceptually N immobile zones coupled to each cell in the computational domain. Preliminary adjustments of the equivalent model to the observed drawdowns show that non-equilibrium formulation could be a good alternative to represent delayed drainage associated with associated with the aquifer transmissivity spatial variability.
Keywords: equivalent groundwater flow equation, heterogeneity, delayed drainage, multi-rate mass transfer.

Introducción

La implementación de modelos numéricos de flujo subterráneo se ha convertido hoy en una práctica común para analizar diversos problemas en una gran variedad de ambientes y escenarios naturales.

Uno de los principales inconvenientes de la modelación es la selección de los valores de los parámetros asociados al fenómeno modelado y la caracterización de su variabilidad espacial (y temporal si se aplica), acorde a la escala de modelación. Los ensayos hidráulicos en pozos son utilizados por los hidrogeólogos para estimar los parámetros característicos del movimiento del agua, es decir transmisividad hidráulica (T) y coeficiente de almacenamiento (S). La interpretación de los resultados se realiza más comúnmente mediante el modelo de Theis (1935), o la aproximación lineal de Cooper-Jacob (Cooper y Jacob, 1946), que

asume flujo radial, medio confinado, homogéneo e isotrópico, estrato horizontal, pozos totalmente penetrantes y dominio infinito. Sin embargo, las hipótesis sobre las que se basa la solución de Theis rara vez se satisfacen en la práctica. La presencia de acuitardos en contacto con el acuífero tanto en su base como en su techo; la interferencia de conos de abatimiento; la presencia de bordes hidrogeológicos tales como ríos/lagos y bordes impermeables, entre otros, producen una respuesta en los ensayos que difiere del comportamiento teórico de Theis.

Las ecuaciones clásicas de flujo y transporte en medios porosos saturados que resuelven estos modelos asumen equilibrio local en el tiempo en un volumen elemental de análisis. Pero, como se mencionó, a menudo se observa un fenómeno de no equilibrio que se manifiesta como un drenaje diferido o una transferencia de masa retrasada desde zonas menos conductivas a zonas más transmisivas del medio poroso/fracturado.

En este trabajo, que es una continuación de los resultados alcanzados por Gómez (2012), se evaluó numéricamente la aplicabilidad de un modelo matemático de flujo equivalente en medios saturados, que presenta una formulación de no equilibrio mediante un término adicional de transferencia de masa a tasa múltiple (Multi-Rate Mass Transfer, MRMT) que permite capturar el efecto del drenaje diferido.

Hipótesis y objetivo

Todo el análisis supone que la respuesta observada del flujo mostrando un drenaje diferido en respuesta al bombeo se debe sólo a la influencia de un tipo particular de la heterogeneidad del medio.

Sobre esta hipótesis se plantea modificar la ecuación clásica de flujo en medios porosos saturados (Freeze y Cherry, 1979), adoptando una formulación no local en el tiempo del tipo de transferencia de masa a tasa múltiple (MRMT), de aquí en adelante denominada en forma simplificada como función de memoria (FM), y analizar su aplicabilidad en casos prácticos para capturar los efectos del drenaje diferido. La ecuación resultante es una ecuación de flujo equivalente en el sentido que el término adicional de transferencia de primer orden "equivale" al efecto que la heterogeneidad produciría en el comportamiento del flujo subterráneo a diferentes escalas, que se manifestaría como un drenaje diferido.

Modelo conceptual

Existe una amplia gama de trabajos que representan la condición de no equilibrio basándose en aproximaciones no locales en el tiempo, esto es que la movilización o transferencia de agua almacenada en el acuífero no depende solamente de los niveles actuales, sino también de la variación de los niveles en tiempos precedentes. En la práctica estas formulaciones involucran la adición de un término fuente-sumidero (Carrera et al., 1998) o un término de almacenamiento adicional (Haggerty y Gorelik, 1995) a la ecuación clásica de flujo subterráneo.

Generalmente estos términos de almacenamiento simulan un proceso de transferencia de masa en donde el sistema acuífero se representa conceptualmente por un conjunto de regiones móviles e inmóviles acopladas que intercambian masa (solutos y solventes) entre sí, como se esquematiza en la Figura 1. La zona móvil tiene alta capacidad de conducir agua mientras que la zona inmóvil solo tiene capacidad para transmitir el agua en ella almacenada. Para simular este intercambio, por lo general se utilizan aproximaciones de primer orden respecto a niveles o concentraciones, ya sea que se trate de ecuaciones de flujo o de transporte, respectivamente.

Siguiendo la formulación de Silva et al. (2009), se plantea un modelo matemático para simular el flujo de agua subterránea afectado por el drenaje diferido que pudiera ocasionar la heterogeneidad del medio poroso, reemplazando el medio continuo convencional por una región continua móvil y una inmóvil que intercambian masa linealmente entre sí. Para ello se incorporan funciones de transferencia de masa lineales a la ecuación clásica de flujo subterráneo.

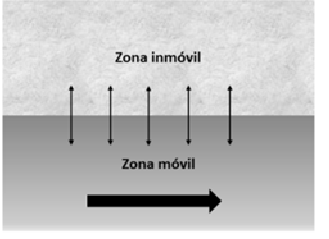


Figura 1. Conceptualización de dos medios continuos acoplados (modificado de Carrera et al., 1998).

Se parte de la clásica ecuación que modela el flujo en medios porosos saturados (Freeze y

Cherry, 1979):

$$S\frac{\partial h}{\partial t} = -\nabla . \boldsymbol{q} + W' \quad (1)$$

donde S [adim.] es el coeficiente de almacenamiento, h [L] es el nivel piezométrico, t es el tiempo, $\boldsymbol{q} = \boldsymbol{T}.\nabla h$ [L^2t^{-1}] es el flujo estimado mediante la Ley de Darcy, con T [L^2t^{-1}] la transmisividad hidráulica, y W' [Lt^{-1}] es el término fuente/sumidero distribuido superficialmente (recarga/extracción).

Si se considera que el medio poroso se compone de zonas móviles e inmóviles entre las cuales existe transferencia de masa, la ecuación de flujo puede modificarse de manera de simular tal transferencia mediante un término adicional de almacenamiento de la forma:

$$S_m \frac{\partial h}{\partial t} + \sum_{j=1}^{N} S_{im,j} \frac{\partial h_{im,j}}{\partial t} = -\nabla . \mathbf{q} + \mathrm{W}' \quad (2)$$

donde el sufijo m se refiere a la zona móvil, y el sufijo im a las zonas inmóviles, N es el número de zonas inmóviles, $S_{im,j}$ es el coeficiente de almacenamiento para la j-ésima zona inmóvil y $h_{im,j}$ es el nivel piezométrico de la j-ésima zona inmóvil. De ahora en adelante el coeficiente de almacenamiento S de la zona móvil se denota como S_m, por coherencia de notación con la conceptualización elegida. Se aclara que se usa indistintamente h para el nivel piezométrico en la ecuación clásica y para el nivel en la zona móvil en la ecuación equivalente.

La transferencia de masa entre cada zona inmóvil y la zona móvil puede modelarse en forma matemáticamente análoga al término comúnmente utilizado para simular el flujo de interacción entre un río y el acuífero adyacente (Prudic, 1989), en este caso proporcional a la diferencia de nivel piezométrico entre la zona móvil e inmóvil y expresado como:

$$\frac{\partial h_{im,j}}{\partial t} = \alpha_j \left(h - h_{im,j}\right) \quad (3)$$

donde α_j [t^{-1}] es un coeficiente de transferencia de masa de primer orden. Reemplazando en la ecuación (2) resulta el modelo:

$$S_m \frac{\partial h}{\partial t} + \sum_{j=1}^{N} S_{im,j} \frac{\partial h_{im,j}}{\partial t} = -\nabla . \mathbf{q} + \mathrm{W}' \quad (4)$$

En la ecuación de flujo modificada (4) los parámetros $S_{im,j}$ y α_j deben calibrarse ajustando los resultados numéricos a modelos teóricos o a datos observados. Existen en la bibliografía algunos métodos para construir la FM e inferir sus parámetros. La mayoría de ellos se aplica al transporte de contaminantes, donde los coeficientes son estimados a partir de la curva de llegada de soluto (breakthrough curves) tal como lo descripto en la aplicación de Willmann et al. (2008), pero son escasos los antecedentes en problemas de flujo.

En forma genérica la grilla numérica hipotética se puede representar como se muestra en el esquema de la Figura 2, donde a cada celda m de la zona móvil pueden aportar N zonas inmóviles, además de los nodos adyacentes de la zona móvil.

.

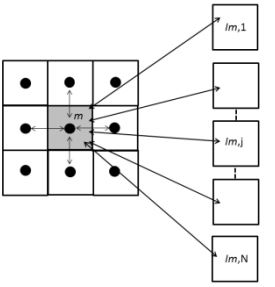


Figura 2. Conceptualización de celdas móviles/inmóviles (extraído de Silva et al., 2009).

Metodología

La metodología consistió en los siguientes pasos: a) generación de campos heterogéneos de transmisividad a partir de modelos geoestadísticos estacionarios; b) simulación numérica de ensayos de bombeo resolviendo la ecuación de flujo clásica en régimen transitorio utilizando los campos heterogéneos generados. Los descensos resultantes de los ensayos fueron considerados la respuesta "observada" para cada modelo geoestadístico representando la heterogeneidad espacial; c) obtención de curvas de variación de almacenamiento mediante balance de masa en volúmenes de control concéntricos a la celda de bombeo; d) interpretación de las curvas de variación de almacenamiento a los fines de parametrizar la FM; e) resolución de la ecuación de flujo radial equivalente mediante un código escrito en Fortran 90 y comparación entre los resultados de este modelo y la respuesta "observada" para el campo heterogéneo correspondiente.

Generación de campos geostadísticos

Para generar los campos representando la variabilidad espacial de la transmisividad *T(x)* se utilizó el algoritmo de Simulación Secuencial

Gaussiana SGSIM de la librería GSLib (Deutsch y Journel, 1992) bajo la interface SGeMS, que genera campos normales (0,1) de lnT(x).

Los campos fueron condicionados con un valor de T relativamente alto ubicado en la celda central de la grilla, donde se localiza el pozo de bombeo, con el propósito de obtener una zona de alta transmisividad en dicho punto y su entorno.

El tipo de campos generados fue el Gaussiano Multivariado (GMV) que es el modelo paramétrico más ampliamente utilizado (Samper y Carrera, 1990). El mismo fue implementado con un semivariograma exponencial de la forma:

$$\gamma(h) = \left(1 - e^{-\left(3h/a\right)}\right) \quad (5)$$

donde h es la distancia, y "a" es el rango o la distancia a partir de la cual la correlación entre dos puntos es nula, o sea que los valores de la variable son independientes entre sí. El valor del variograma para h > a es igual a la varianza total.

Simulaciones numéricas

Para cada campo geoestadístico se realizaron simulaciones de un ensayo de bombeo mediante el uso de MODFLOW (Harbaugh et al., 2000) bajo la interface GMS (GMS v.8, 2011), para visualizar la respuesta al bombeo. El dominio de cálculo consistió en una grilla de 503 m x 503 m y celdas de tamaño uniforme de 1 m x 1 m. En la celda central de la grilla se ubicó un pozo de bombeo con una extracción a una tasa constante de 2.28×10^{-4} m^3/s. Se simuló un acuífero confinado de 4.4 m de espesor. El coeficiente de almacenamiento S fue 9.4×10^{-4} (adim). Las condiciones de borde fueron de nivel constante e igual a 0 m, lo mismo que la condición inicial para todo el dominio, por lo que los resultados fueron directamente los descensos en cada celda de cálculo.

Con el fin de capturar adecuadamente el fenómeno simulado, y prevenir los efectos de borde, se realizaron pruebas preliminares con diferentes discretizaciones temporales. Como resultado, se estableció una discretización telescópica con un tiempo total de simulación de 121000 s, 39 pasos de tiempo y un multiplicador de 1.3.

Por otro lado, en cada uno de los campos se llevó adelante una simulación del flujo regional en estado estacionario que permitió estimar la transmisividad equivalente del sistema heterogéneo a partir de la ecuación de Darcy para el flujo estacionario simulado.

Estimación de los parámetros de la Función de Memoria (FM)

Las tasas de transferencia de masa de primer orden, los coeficientes de almacenamiento de las zonas móvil/inmóviles, así como el número de zonas inmóviles N, fueron los parámetros de calibración a los fines de capturar el no equilibrio "observado".

Respecto al número de zonas inmóviles se llevó a cabo un análisis de sensibilidad que demostró que a N mayores a 10 las respuestas prácticamente no variaban, por lo que N=20 se consideró un número aceptable.

Siguiendo la metodología utilizada por Willmann et al. (2008) se parametrizó la FM mediante una ley de potencias en el tiempo, de la forma:

$$\log \alpha_j = -\log t_1 - \frac{(m-1)}{(N-1)} \log\left(\frac{t_2}{t_1}\right) \quad (6)$$

Donde t_1 y t_2 son dos tiempos característicos de corte en cuyo intervalo la curva de variación de almacenamiento se comportaría como una ley de potencia, y *m* es un contador. El resto de los parámetros ya fue definido previamente

A partir de la ecuación anterior se pueden estimar los pesos de los coeficientes de las zonas inmóviles:

$$b_j^* = \alpha_j^{pendiente-1} \quad (7)$$

Donde b_j^* es el peso sin ponderar para los coeficientes de la j-ésima zona inmóvil y $pendiente$ refiere a la recta que se obtiene cuando se grafica en escala logarítmica la curva de variación de almacenamientos, que sigue la ley de potencias utilizada. Los pesos se normalizan mediante las siguientes ecuaciones:

$$b_{total}^* = \sum_{j=1}^{N} b_j^* \quad (8)$$

$$b_j = \frac{b_j^*}{b_{total}^*} \quad (9)$$

Y el coeficiente de almacenamiento para cada zona inmóvil se estima mediante la ecuación que sigue:

$$S_{im,j} = b_j . S_{im,\,TOTAL} \quad (10)$$

Donde $S_{im,\,TOTAL}$ es el almacenamiento total atribuible a todas las zonas inmóviles y se estima como un porcentaje del almacenamiento utilizado en los ensayos de bombeo de los

campos heterogéneos:

$$S_{heterogéneo} = S_m + S_{im,\,TOTAL} \qquad (11)$$

Los parámetros t_1, t_2 y *pendiente* de la ley de potencias se obtienen a partir de curvas de variación de almacenamiento o flujos observados en los medios heterogéneos ensayados a lo largo del tiempo en escala semi logarítmica. Dichos flujos se obtuvieron mediante balance de masa en volúmenes de control concéntricos al pozo de bombeo.

En la Figura 3 se muestra una curva típica de variación de almacenamiento en el volumen de control concéntrico en el campo heterogéneo respecto a la respuesta de un medio homogéneo equivalente. El tiempo t_1 es el tiempo a partir del cual se identifica que comienza la ley de potencias, y el tiempo t_2 donde termina, representando el tiempo para el cual las zonas inmóviles entrarían en equilibrio con la zona móvil.

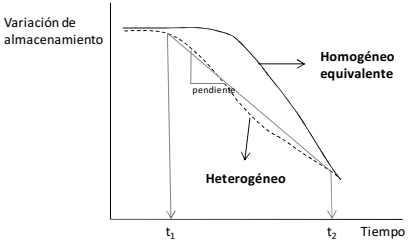


Figura 3. Esquema típico de variación de almacenamiento para un campo heterogéneo y su homogéneo equivalente, utilizada para la estimación de parámetros de la función de memoria.

Aplicación de la ecuación de flujo equivalente

Seguidamente, se resolvió la ecuación de flujo radial equivalente mediante un código de diferencias finitas escrito en Fortran 90 para N zonas inmóviles asociadas a cada celda del dominio de cálculo.

La formulación matemática se llevó a coordenadas radiales ya que por simetría axial el problema a resolver se convierte en unidimensional reduciendo substancialmente los tiempos de cálculos. La ecuación de gobierno en función del radio, r, con el término adicional de almacenamiento queda de la forma:

$$S_m \frac{\partial h}{\partial t} + \sum_{j=1}^{N} S_{im,j} \frac{\partial h_{im,j}}{\partial t} = T\left[\frac{\partial^2 h}{\partial r^2} + \frac{1}{r}\frac{\partial r}{\partial h}\right] \qquad (12)$$

Esta ecuación se discretizó en diferencias finitas y el sistema discreto de ecuaciones se resolvió mediante el algoritmo directo de Thomas para el caso de matrices tridiagonales (Pinder y Gray, 1977).

Resultados

Validación de la formulación equivalente con la solución analítica de Boulton

Boulton (1955) desarrolló una solución analítica para flujo radial no estacionario de un pozo de bombeo que evidencia un drenaje diferido desde el almacenamiento, donde el drenaje diferido proviene de una capa compresible de material fino intercalado dentro de un acuífero artesiano que se encuentra confinado por capas impermeables horizontales.

Partiendo de la ecuación clásica de flujo en coordenadas radiales, utilizando una serie de hipótesis y herramientas matemáticas como Transformada de Laplace y funciones de Bessel, Boulton (1955) arribó a la solución analítica:

$$s_1 - s = \frac{Q}{4\pi T}\left[\ln \eta + \mathrm{Ei}(-\alpha t) - \mathrm{Ei}(-\eta \alpha t)\right] \qquad (13)$$

donde $(s_1 - s)$ representa la corrección a ser sustraída del descenso teórico estimado mediante la solución de Theis, utilizando los parámetros T y S, para obtener el descenso correcto s, provocado en la situación con drenaje diferido. η es la relación del coeficiente de almacenamiento total efectivo al coeficiente de almacenamiento asociado con un drenaje instantáneo = $\frac{S_m + S_{im}}{S_m}$. Ei es la función exponencial integral que se resuelve mediante rutinas desarrolladas en FORTRAN (Zhang y Jin, 1996). Y α es una constante empírica que equivale a la tasa de transferencia de primer orden.

El código numérico se testeó con N=1 para diferentes valores de α indicados en la Figura 4, donde se puede observar que el ajuste fue satisfactorio. La ecuación (13) es una aproximación para radios de observación pequeños, por lo que se implementó la misma para un radio de 0.5 m, respecto al pozo de bombeo.

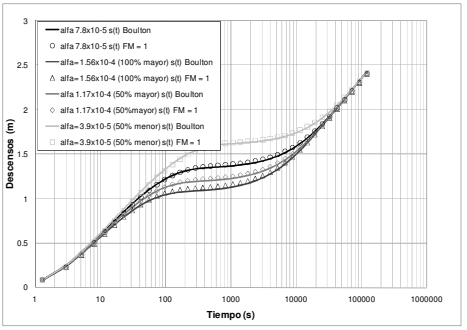


Figura 4. Validación del código numérico que incluye la formulación equivalente con la solución analítica de Boulton para diferentes valores del parámetro alfa (α).

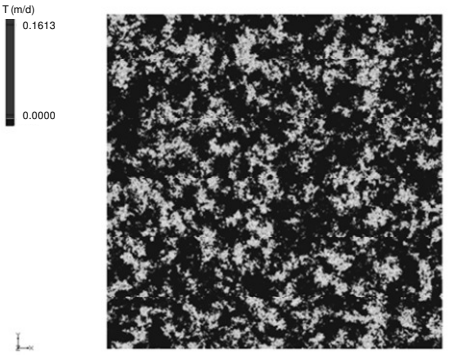


Figura 5. Campo de transmisividad generado a partir de modelos guassianos multivariados, de escala integral 7 y varianza 4.

Campos simulados y respuestas observadas

Se generaron 6 campos, para tres escalas integrales diferentes (I=7, 10 y 30 m, donde I=a/3), y dos valores de varianzas (2 y 4) para cada uno de ellos. A mayor escala integral se obtiene una mayor continuidad espacial y a mayor varianza, mayor variabilidad de la T(x) respecto al valor medio. El campo de escala integral 7 y varianza 4 se muestran en la Figura 5.

Se colocaron puntos de observación equidistantes del pozo de bombeo a diferentes radios (7, 14, 21, 35 y 70 m). La Figura 6 muestra el abanico de respuestas típicas de los descensos observados en el medio heterogéneo para algunos de los puntos ubicados en el perímetro de un círculo de radio de 21 m y la respuesta de un medio homogéneo equivalente (línea negra de mayor espesor). En la misma figura se presenta un esquema de distribución de los puntos de observación respecto del pozo de bombeo.

Dependiendo de la ubicación del pozo de observación y la conectividad que presenta con el pozo de bombeo, los descensos se ven acelerados o desacelerados respecto de la respuesta del campo homogéneo con una transmisividad equivalente, a causa del drenaje diferido y/o conectividad que provoca la heterogeneidad. Al final de la simulación, los descensos máximo, promedio y mínimo observados fueron 1.53 m, 1.35 m y 0.93 m, respectivamente. Este tipo de respuestas son las que se quieren evaluar con la formulación equivalente a los fines de clarificar si el grado de conectividad generado por la heterogeneidad del medio estaría relacionado con el fenómeno de drenaje diferido.

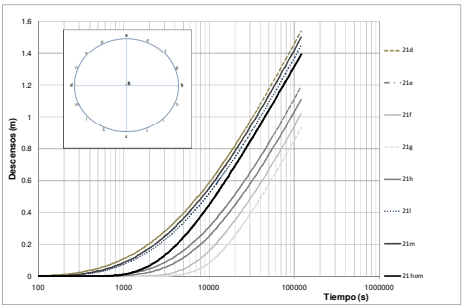


Figura 6. Descensos en algunos puntos de observación para el campo heterogéneo I=7 y varianza = 4, a un radio de 21 m del pozo de bombeo. La línea negra de mayor espesor representa el descenso teórico de un campo homogéneo con una transmisividad equivalente.

Estimación de parámetros y aplicación de la formulación equivalente

Debido a la limitante de extensión de este trabajo, solo se muestra la aplicación a un campo en particular, el generado con una escala integral de 7 m y una varianza de 4 (I=7, var=4).

El valor resultante de la transmisividad equivalente para dicho campo fue de Teq = $4.7x10^{-5}$ m^2s^{-1} la que fue utilizada como transmisividad del modelo de flujo equivalente. Como coeficiente de almacenamiento total se mantuvo el utilizado en la simulación del campo heterogéneo ($9.4x10^{-4}$), prorrateando un 10% a la zona móvil y un 90 % a la zona inmóvil.

Los tiempos t_1 y t_2 que marcan el inicio y final del período de drenaje diferido se infirieron a partir de la curva de la Figura 7. En este caso, el t_1 fue aproximadamente 100 s y el t_2 30000 s, con una pendiente de -1.6764. Con dicha información se estimó la distribución de parámetros de la FM según el método explicado con anterioridad.

Una vez obtenida la estimación previa de todos los parámetros involucrados en la formulación con FM se realizó el cálculo. La Figura 8 muestra los descensos calculados mediante el modelo equivalente en la zona móvil y en algunas de las 20 zonas inmóviles, a un radio de 21 m. El descenso máximo calculado fue de 1.31 m, el descenso promedio 1.29 m, y el descenso mínimo 1.17 m.

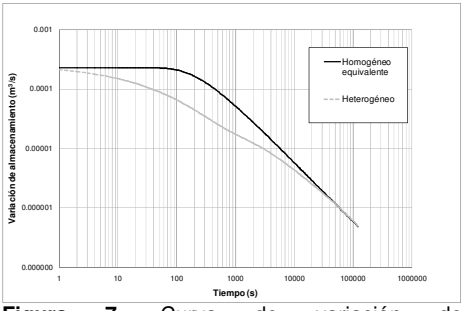


Figura 7. Curva de variación de almacenamiento vs. tiempo para el campo l=7 y varianza=4. La línea negra corresponde al campo homogéneo con una transmisividad equivalente.

Conceptualmente, a tiempos prolongados, el modelo de MRMT tiende a un nuevo equilibrio en el sistema, cuando los niveles en la zona móvil son similares a los de las zonas inmóviles y las tasas de transferencia disminuyen. Se puede decir que tiende a un escenario de medio homogéneo equivalente y es lo que se evidencia en las curvas de descensos de la Figura 8, donde todas tienden a coincidir con el comportamiento asintótico del descenso para el caso homogéneo equivalente con transmisividad T_{eq} y almacenamiento $S_{heterogéneo}$.

Además, los descensos calculados son menores al homogéneo equivalente aunque dentro del mismo orden del promedio de los descensos observados. En contrapartida, los descensos observados en el campo heterogéneo para el mismo radio (Figura 6) son mayores al caso homogéneo equivalente para algunos puntos y menores para otros, y todos tienden a un comportamiento asintótico que es siempre paralelo (y no coincidente) al obtenido para el caso homogéneo equivalente. De ello se inferiría que los puntos de observación con mayores descensos respecto al caso homogéneo equivalente estarían más conectados al pozo de bombeo y no estarían afectados por drenaje diferido; por el contrario, los puntos cuyos descensos son menores al homogéneo equivalente, dada la falta de conectividad con el pozo de bombeo, estarían afectados por un drenaje diferido desde las zonas menos permeables entre el pozo y tales puntos, situación que el modelo de flujo equivalente reproduce bien.

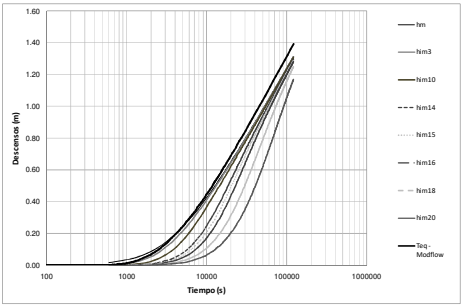


Figura 8. Descensos obtenidos mediante el modelo equivalente para la zona móvil y algunas zonas inmóviles, a un radio = 21 m, y descenso obtenido mediante Modflow en un campo homogéneo con la Teq del campo heterogéneo testeado.

Si bien el modelo de flujo equivalente tiende a capturar en cierta medida el espectro de curvas de descensos observadas es evidente que aún resta optimizar la parametrización del modelo equivalente, ya que resulta muy difícil capturar fehacientemente las curvas de descensos de cada uno de los puntos de observación.

Conclusiones

Ajustes preliminares del modelo equivalente demuestran que la formulación de no equilibrio podría constituir una buena alternativa para representar el drenaje diferido asociado a ciertas estructuras de la heterogeneidad espacial.

Sin embargo, aún resta optimizar la parametrización utilizada para el término de FM. La ley de potencias que se implementó en este trabajo fue utilizada en problemas de transporte mediante las curvas de llegada de solutos, por

lo que quizás no sea la adecuada para problemas de flujo radial.

Se debe resaltar que las simulaciones abordadas en este trabajo intentan reproducir una situación real con campos de transmisividad de relativa complejidad y ensayos de bombeo de duración suficiente para "testear" un amplio espectro de escalas espaciales de la heterogeneidad de los campos generados. Por ende, el análisis del drenaje diferido, a partir del ajuste del modelo equivalente a los descensos "observados" constituye un desafío que ha tenido pocos precedentes en la literatura especializada y resulta promisorio tanto para investigaciones futuras como para aplicaciones de la práctica ingenieril.

Por último, en la actualidad se está analizando la aplicabilidad del modelo equivalente en régimen de flujo regional, donde no hay limitaciones de dominio a simular ni efectos por condiciones de borde, esperando obtener una metodología más apropiada para la estimación de los parámetros, o eventualmente formular un modelo equivalente más certero.

Referencias

Boulton, N.S.1955. Unsteady radial flow to a pumped well allowing for delayed yield from storage, International Association of Scientific Hydrology, pub.37.

Carrera, J., X. Sánchez-Vila, I. Benet, A. Medina, G. Galarza, J. Guimera. 1998. On matrix diffusion: formulations, solution methods and qualitative effects, Hydrogeology Journal, 6(1), 178-190.

Cooper, H., Jacob C. 1946. A generalized graphical method for evaluating formation constants and summarizing well-field history. Eos Trans., AGU, 27(4), 526-534.

Deutsch, C., Journel, A. 1992. GSLIB. Geostatistical Software Library. Oxford University Press, New York.

Freeze A., Cherry, J. 1979. Groundwater. Prentice Hall.604 pp.

GMS V 8.0. 2011. Brigham Young University.Aquaveo Inc., USA.

Gómez, A. 2012 Ecuación de flujo equivalente para medios porosos saturados heterogéneos. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Litoral.

Haggerty, R., Gorelick, S.M. 1995. Multiple-rate mass transfer for modelling diffusion and surface reactions in media with pore-scale heterogeneity. Water Resources Research 31(10), 2383-2400.

Harbaugh, A.W., E.R., Banta, M. Hill y M. Mc Donald. 2000. MODFLOW 2000-The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model-User Guide to Modularization Concepts and The Ground-Water Flow Process. U.S. Geological Survey, open-file report 00-92.

Pinder, G.F. and Gray, G. 1977. Finite element simulation in surface and subsurface hydrology, Academic Press, New York, p.295.

Prudic D.E. 1989. Documentation of a computer program to simulate stream-aquifer relations using a modular, finite difference, ground-water flow model: U.S. Geological Survey Open-File Report 88-729, 113 p.

Samper, F.J., J. Carrera. 1990. Geostadística. Aplicaciones a la Hidrogeología Subterránea. Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería. Universitat Politécnica de Catalunya. Barcelona.

Silva, O.; Carrera, J.; Dentz, M.; Kumar, S.; Alcolea, A.; Willmann, M. 2009. A general real time formulation for multi-rate mass transfer problems.Hydrology and Earth System Sciences, 13: 1 - 13.

Theis, C. 1935. The relation between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using groundwater storage. Trans. American Geophysical Union, 2: 519 – 524.

Willmann, M., Carrera, J., Sánchez-Vila, X. 2008. Transport upscaling in heterogeneous aquifers: what physical parameters control memory functions? Water Resources Research, 44, doi: 10.1029/ 2007WR006531.

Zhang, S. y Jin, J. 1996. Computation of special functions. University of Illinios at Urbana-Champaign.John Wiley & Sons, Inc.

Permeabilidad hidráulica y permeabilidad sísmica de medios porosos altamente heterogéneos

Leonardo B. Monachesi[1,2] , J. Germán Rubino[3] y Luis Guarracino[1,2]

[1] Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas, Paseo del Bosque s/n, 1900, La Plata, Tel: 0221-4236593.
[2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Av. Rivadavia 1917, C1033AAJ, Ciudad de Buenos Aires, Tel: 011-5983-1420.
[3] Instituto de Geofísica, Universidad de Lausanne, Amphipole – CH-1015 Lausanne, Suiza, Tel +41216924400.

Mail de contacto: lmonachesi@fcaglp.unlp.edu.ar

RESUMEN

En el presente trabajo se realiza un análisis comparativo entre las curvas de atenuación y dispersión de muestras de roca con heterogeneidades mesoscópicas y las curvas que se obtienen al reemplazar el campo de permeabilidad heterogéneo por un campo homogéneo equivalente. Las curvas de atenuación y dispersión son estimadas utilizando un test de compresión, considerando una roca altamente heterogénea con heterogeneidades de tipo fractal. Para los campos homogéneos equivalentes se utilizan la media aritmética y la media armónica calculadas a partir del campo de permeabilidad, así como también la permeabilidad hidráulica efectiva estimada mediante un experimento numérico de flujo (test hidráulico). El análisis propuesto permite concluir que la permeabilidad hidráulica efectiva coincide con la permeabilidad sísmica en el rango de bajas frecuencias, lo que constituye un aporte importante ya que permite relacionar parámetros sísmicos con propiedades hidráulicas de medios porosos altamente heterogéneos.
Palabras clave: Permeabilidad hidráulica, permeabilidad sísmica, geofísica, heterogeneidades mesoscópicas.

ABSTRACT

In the present work we perform a comparative analysis between the attenuation and dispersion curves of rock samples having mesoscopic heterogeneities and the curves obtained when the heterogeneous permeability field is replaced by an equivalent homogeneous permeability field. The attenuation and dispersion curves are estimated for a rock sample having fractal heterogeneities. As equivalent homogeneous permeability values the arithmetic and harmonic means computed from the heterogeneous permeability field are used, and also the effective hydraulic permeability obtained using a flow numerical experiment (hydraulic test). The proposed analysis allows to conclude that the effective hydraulic permeability coincides with the seismic permeability in the low frequency range, which is an important contribution because it allows to relate seismic parameters and hydraulic properties of highly heterogeneous porous media.
Keywords: Hydraulic permeability, seismic permeability, geophysics, mesoscopic heterogeneities.

Introducción y objetivos

Recientemente se ha demostrado que la permeabilidad de medios porosos heterogéneos está estrechamente vinculada con los mecanismos de atenuación y dispersión de ondas sísmicas. Cuando una onda sísmica se propaga a través de un medio poroso saturado que presenta heterogeneidades mesoscópicas (esto es, heterogeneidades de tamaño mayor que la escala poral pero menores que la longitud de onda sísmica) se establecen gradientes de presión locales que inducen flujo a través de los límites de las heterogeneidades.

Este mecanismo es el denominado *Flujo Inducido por Ondas (WIFF)* y es uno de los mecanismos más importantes en el estudio de la atenuación y dispersión de ondas sísmicas en medios porosos con heterogeneidades mesoscópicas (Müller et al., 2010). La existencia de este mecanismo establece un vínculo entre la respuesta sísmica y la permeabilidad del medio, lo que ha llevado a la definición de un nuevo concepto de permeabilidad. Se define la *permeabilidad sísmica* como la permeabilidad efectiva (es decir, representativa del medio heterogéneo) que logra predecir la atenuación y dispersión sufrida por las ondas sísmicas en dicho medio.

Desafortunadamente no existe en la actualidad un método que permita estimar la permeabilidad sísmica para este tipo de medios. Una alternativa viable consiste en reemplazar el campo de permeabilidad por un campo homogéneo equivalente que logre predecir las mismas curvas de atenuación y dispersión observadas para el medio heterogéneo. Dado que la permeabilidad hidráulica efectiva es una cantidad representativa del flujo que puede desarrollarse en una muestra, es razonable suponer que la misma esté vinculada con la permeabilidad sísmica, y es por ello que su determinación resulta de interés en este tipo de estudios.

El análisis que se presenta en este trabajo consiste en comparar las curvas de atenuación y dispersión de una muestra de roca heterogénea con las curvas que se obtienen al reemplazar el campo de permeabilidad heterogéneo por un campo homogéneo equivalente. Como valores equivalentes se utilizarán la permeabilidad efectiva κ^{ef} calculada mediante un experimento hidráulico, y los valores que se obtienen del promedio aritmético κ_A y el promedio armónico κ_H del campo de permeabilidad. Las curvas de atenuación y dispersión para los distintos campos de permeabilidad son calculadas utilizando un test de compresión desarrollado por Rubino (2008).

Metodología

Test de compresión

Rubino et al. (2009) propusieron un método de upscaling basado en la simulación numérica de un test de compresión oscilatorio sobre muestras representativas de roca. Este test permite obtener el módulo complejo equivalente de onda plana, el cual contiene la información de la atenuación y de la dispersión de velocidades debidas a la presencia de heterogeneidades de escala mesoscópica. Dado que el mecanismo de flujo inducido por ondas está controlado por difusión de presión en el fluido, es posible despreciar los términos inerciales en las ecuaciones de Biot (1941), las cuales se reducen a:

$$\nabla \cdot \sigma = 0, \tag{1}$$

$$i\omega \frac{\eta}{\kappa} w = -\nabla p_f, \tag{2}$$

donde σ es el tensor de esfuerzo, ω es la frecuencia angular, η es la viscosidad del fluido, κ es la permeabilidad de la roca, w es el desplazamiento relativo medio del fluido por unidad de volumen y p_f es la presión del fluido.

Para calcular los efectos producidos por el flujo inducido por ondas consideremos una muestra rectangular de roca con heterogeneidades mesoscópicas, sujeta a una compresión armónica de amplitud constante de la forma $\Delta P \exp(i\omega t)$ en su cara superior y a esfuerzos de corte nulos en las cuatro caras de la muestra. El sólido no puede moverse en la cara inferior de la muestra y los desplazamientos horizontales son nulos en las caras laterales. El fluido por su parte no puede fluir a través de las caras de la muestra (ver Fig. 1).

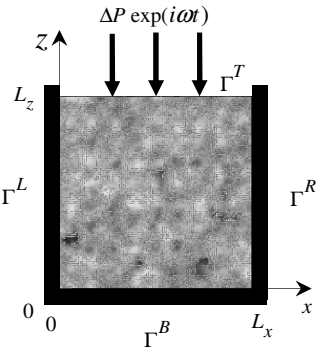


Figura 1. Representación esquemática de una muestra de roca heterogénea sometida a un test de compresión oscilatorio.

Denotando como V al volumen original de la muestra, su cambio volumétrico $\Delta V(\omega)$ nos permite definir el módulo complejo de onda plana Mc (ω) mediante la relación:

$$\frac{\Delta V(\omega)}{V} = -\frac{\Delta P}{M_c(\omega)}, \tag{3}$$

Con el objeto de estimar el cambio en el volumen de la muestra debido al cambio de presión impuesto sobre su cara superior, las ecuaciones (1) y (2) son resueltas utilizando condiciones de borde apropiadas. De este modo es posible obtener el cambio volumétrico ΔV para cada frecuencia ω, y a partir de (3) obtener el módulo complejo de onda plana.

La velocidad de onda P compresional correspondiente podrá calcularse mediante:

$$V_{pc}(\omega) = \sqrt{\frac{M_c(\omega)}{\rho_b}}, \qquad (4)$$

donde ρ_b es la densidad media de la muestra de roca. La velocidad de fase compresional equivalente $V_p(\omega)$ y el inverso del factor de calidad $Q_p(\omega)$ estarán entonces dados por:

$$V_p(\omega) = \left[\mathrm{Re}\left(\frac{1}{V_{pc}(\omega)} \right) \right]^{-1}, \qquad (5)$$

$$\frac{1}{Q_p(\omega)} = \frac{\mathrm{Im}(V_{pc}(\omega)^2)}{\mathrm{Re}(V_{pc}(\omega)^2)}. \qquad (6)$$

Las relaciones (5) y (6) permiten obtener respectivamente las curvas de dispersión y atenuación de la muestra de roca, y predecir así su comportamiento sísmico para todo el rango de frecuencias.

En la sección siguiente se presenta un test hidráulico mediante el cual es posible obtener el valor efectivo de permeabilidad hidráulica de la muestra heterogénea.

Permeabilidad hidráulica efectiva

El flujo estacionario en una muestra de roca saturada se describe localmente por el vector de flujo $\dot{w}$, la presión del fluido p_f, la viscosidad η y la permeabilidad κ, Estas variables están relacionadas a través de la ecuación de continuidad y la Ley de Darcy:

$$\nabla \cdot \dot{w} = \nabla \cdot \left(-\frac{\kappa}{\eta} \nabla p_f \right) = 0. \qquad (7)$$

Un valor efectivo de la permeabilidad puede obtenerse a partir de resolver la ecuación (7) con condiciones de borde tales que simulen los experimentos de laboratorio que se emplean usualmente para determinar las permeabilidades hidráulicas. En este sentido, y siguiendo a Desbarats (1992), se somete a la muestra a un gradiente de presión externo a partir de imponer valores constantes de presión del fluido en las caras superior Γ^T e inferior Γ^B, e imponiendo una condición de flujo nulo en las caras laterales Γ^L y Γ^R de la muestra. Estas condiciones de borde pueden expresarse del siguiente modo (ver Fig. 2):

$$p_f = p_1, \quad (x,z) \in \Gamma^B, \qquad (8)$$

$$p_f = p_2, \quad (x,z) \in \Gamma^T, \qquad (9)$$

$$\dot{w} \cdot \nu = 0, \quad (x,z) \in \Gamma^L \cup \Gamma^R, \qquad (10)$$

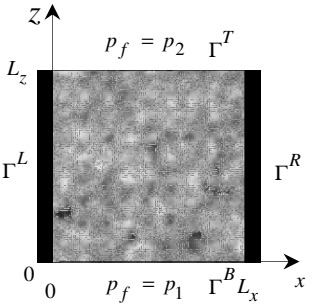


Figura 2. Representación esquemática de una muestra de roca heterogénea sometida a un test hidráulico.

La solución numérica del problema diferencial (7)-(10) nos permite calcular el flujo total Q a través de la muestra de roca, inducido por la diferencia de presión externa $\Delta p_f = p_2 - p_1$,

$$Q = \int_{\Gamma^B} \dot{w} \cdot \nu dx. \qquad (11)$$

Luego, según la Ley de Darcy aplicada a la escala de la muestra, la permeabilidad efectiva vendrá dada por:

$$\kappa^{ef} = \frac{\eta Q L_z}{L_x \Delta p_f}, \qquad (12)$$

expresión válida para cualquier Δp_f.

Ejemplo numérico

En esta sección estudiaremos los efectos que produce la presencia de contrastes fuertes de permeabilidad (asociados a contrastes fuertes de porosidad) sobre la permeabilidad sísmica efectiva de una muestra de roca. Asumiremos que la matriz de la roca está compuesta por granos de cuarzo, y se encuentra completamente saturada de agua. Utilizaremos la ecuación de Kozeny-Carman para relacionar la porosidad y la permeabilidad de la roca, mientras que para relacionar la porosidad con las propiedades elásticas de la matriz de la roca utilizaremos el modelo de Krief et al. (1990).

Para el análisis propuesto se ha considerado una muestra con un alto grado de heterogeneidad en el campo de permeabilidad. Se supone que el medio es de tipo binario, es decir, constituido por dos tipos de textura: una matriz de baja permeabilidad y una distribución de heterogeneidades de alta permeabilidad. Las heterogeneidades son de tipo "patchy" (manchas) distribuidas según un patrón de tipo fractal. Para generar esta distribución se ha utilizado una función espectral de tipo von-Karman (Russo and Bouton,1992; Russo et. al.,1997; Wierenga et. al., 1991).

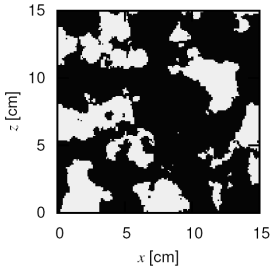


Figura 3. Muestra de roca con heterogeneidades tipo "patchy".

En la Fig. 3 se ha representado una muestra de 15 cm de lado, discretizada mediante una malla regular de 150x150 elementos. Las regiones de color negro corresponden a la matriz de baja permeabilidad y las de color blanco a las manchas de alta permeabilidad. Las permeabilidades de la matriz y las manchas son 2.69×10^{-3} Darcy y 3.458 Darcy, respectivamente. Notar que la permeabilidad de las manchas es tres órdenes de magnitud mayor que la permeabilidad de la matriz.

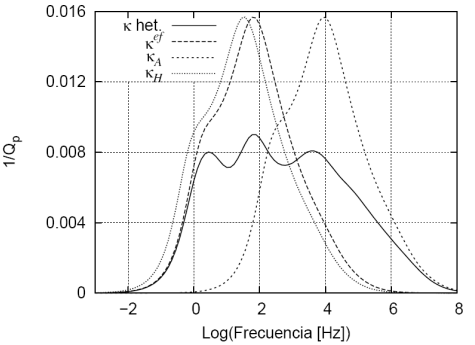
Utilizando el test hidráulico propuesto se obtuvo para la muestra una permeabilidad hidráulica efectiva κ^{ef} de 7.648×10^{-3} Darcy. Por otra parte, se obtuvieron los valores equivalentes que resultan de la media aritmética y la media armónica del campo de permeabilidad, esto es:

$$\kappa_A = \frac{\int_0^{L_z}\int_0^{L_x} \kappa(x,z)\,dxdz}{L_x L_z}, \qquad (13)$$

$$\kappa_H = \left(\frac{\int_0^{L_z}\int_0^{L_x} \kappa^{-1}(x,z)\,dxdz}{L_x L_z} \right)^{-1}. \qquad (14)$$

Para los valores de la media aritmética y la media armónica de los campos de permeabilidad se obtuvo $\kappa_A = 1.0738$ Darcy y $\kappa_H = 3.903 \times 10^{-3}$ Darcy.

La muestra heterogénea fue sometida al test de compresión, obteniéndose las curvas de atenuación y dispersión. Luego, el campo de permeabilidad es reemplazado por un campo homogéneo, considerando para dichos campos los valores equivalentes κ_A y κ_H y el valor efectivo de permeabilidad hidráulica κ^{ef} obtenido mediante el test hidráulico. En la Fig. 4 se muestran las curvas en función de la frecuencia obtenidas en cada caso. La curva de atenuación está expresada en términos del valor inverso del factor de calidad dado por la ecuación (6) y la curva de dispersión en términos de la velocidad de fase V_p (ecuación (7)).



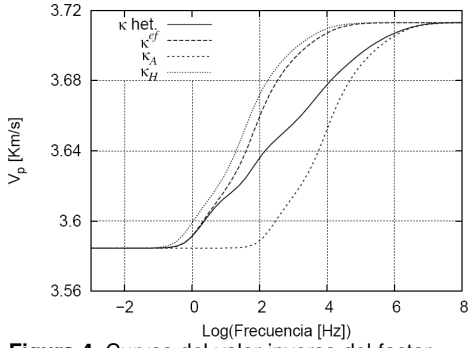


Figura 4. Curvas del valor inverso del factor de calidad $1/Q_p$ (arriba) y velocidad de fase V_p (abajo) como función de la frecuencia para la muestra heterogénea de la Fig. 3 (κ het) y para los campos de permeabilidad homogénea κ^{ef}, κ_A y κ_H.

Como puede observarse en la Fig. 4, no existe un valor de permeabilidad equivalente que permita reproducir el comportamiento sísmico de la muestra en todo el rango de frecuencias. Este hecho permite concluir que la permeabilidad sísmica es un parámetro dinámico, es decir dependiente de la frecuencia de las ondas sísmicas (Müller et al., 2007). Sin embargo, en el rango de bajas frecuencias la permeabilidad efectiva calculada con el test hidráulico reproduce en forma adecuada la atenuación y dispersión de la muestra heterogénea. De este resultado se desprende que la permeabilidad hidráulica efectiva coincide con la permeabilidad sísmica en este rango de frecuencias. Este resultado constituye un aporte importante al estudio de medios porosos con heterogeneidades mesoscópicas, ya que permite vincular parámetros sísmicos con propiedades hidráulicas del medio.

Conclusiones

En este trabajo se ha analizado el comportamiento sísmico e hidráulico debido a la presencia de heterogeneidades en el campo de la permeabilidad en rocas con heterogeneidades de escala mesoscópica. Este análisis se llevó a cabo mediante la comparación de las curvas de atenuación y dispersión de una muestra de roca con heterogeneidades mesoscópicas y las correspondientes curvas que se obtienen al reemplazar el campo de permeabilidad heterogéneo por un campo homogéneo equivalente. Para los campos homogéneos equivalentes se utilizaron la media aritmética y la media armónica calculadas a partir del campo de permeabilidad, así como también la permeabilidad hidráulica efectiva, estimada mediante un test hidráulico. Para obtener las curvas de atenuación y dispersión se utilizó un test de compresión oscilatorio. A partir del análisis de las curvas de atenuación y dispersión obtenidas se pudo verificar que no existe un valor de permeabilidad equivalente que permita reproducir el comportamiento sísmico de la muestra en todo el rango de frecuencias. Este hecho permite concluir que la permeabilidad sísmica es un parámetro dinámico, es decir dependiente de la frecuencia de las ondas sísmicas. Sin embargo, a partir del análisis del ejemplo considerado se ha podido observar que en el rango de bajas frecuencias la permeabilidad efectiva calculada mediante el test hidráulico reproduce en forma adecuada la atenuación y dispersión de la muestra heterogénea. Este resultado permite concluir que la permeabilidad hidráulica efectiva coincide con la permeabilidad sísmica en el rango de bajas frecuencias, lo que constituye un aporte importante ya que permite vincular parámetros sísmicos con parámetros hidráulicos de medios porosos que presentan heterogeneidades.

Referencias

Biot, M. 1941. General theory of three-dimensional consolidation. *J. Appl. Phys.,* 12: 155-164.

Desbarats, A., 1992. Spatial averaging of hydraulic conductivity in three-dimensional heterogeneous porous media. *Mathematical Geology.,* 24: 249-267.

Krief, M., Garat, J., Stellingwerff, J. and Ventre, J. 1990. A petrophysical interpretation using the velociies of P and S waves (full waveform inversion). *The Log Analyst,* 31: 355-369.

Liu, H.H. and Bodvarsson, G.S., 2001. Constitutive relations for unsaturated flow in fracture networks. *Journal of Hydrology*, 252:116-125.

Müller, T. Gurevich, B. and Lebedev M., 2010. Seismic wave attenuation and dispersion resulting from wave-induced flow in porous rocks- A review. *Geophysics*. 75, 75A147-75A164.

Rubino, J. G., 2008. Atenuación y dispersión de ondas sísmicas en medios porosos altamente heterogéneos. PhD thesis. Universidad Nacional de La Plata.

Rubino, J. G., Ravazzoli, C. and Santos, J., 2009. Equivalent viscoelastic solids for

heterogeneous fluid-saturated porous rocks. *Geophysics*. 74, N1-N13.

Russo, D. and Bouton M., 1992. Statistical analysis of spatial variability in unsaturated flow parameters. *Water Resour. Res.* 28, 1911-1925.

Russo, D., Russo, I. and Laufer A. On the spatial variability of parameters of unsaturated hydraulic conductivities. *Water Resour. Res.* 33, 945-956.

Shapiro, S. and Muller, T., 1999. Seismic signatures of permeability in heterogeneous porous media. *Geophysics*. 64, 99-103.

Wierenga, P.J., Hills, R.G. and Hudson, D.B., 1991. The Las Cruces trench site: Characterization, experimental results, and one-dimensional flow predictions. *Water Resour. Res.* 27, 2695-2705.

Estimación de la recarga natural a los acuíferos del Norte de Gran Canaria a partir del balance de cloruros

María del Carmen Cabrera[1], Gema Naranjo[1], Pilar Hernández-Quesada[1], Annetty Benavides[1], Esmeralda Estévez[1], Tatiana Cruz-Fuentes[1], Luis Fernando Martín[2] y Emilio Custodio[3]

[1] Dpto. de Física. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Campus de Tafira. 35017 Las Palmas de Gran Canaria. España.
[3] Dpto. de Ingeniería Civil. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Campus de Tafira. 35017 Las Palmas de Gran Canaria. España.
[3] Dpto. de Ingeniería del Terreno y Cartográfica/ FCIHS. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona. España.

Mail de contacto: mcabrera@dfis.ulpgc.es

RESUMEN

La zona Norte de Gran Canaria se considera la de mayor recarga del acuífero insular debido a que en ella se producen los mayores registros pluviométricos de la isla y que en superficie se sitúan los materiales más jóvenes y permeables y los suelos menos retentivos, con vegetación de moderada densidad. Dentro del proyecto REDESAC se han instalado a diferentes cotas 10 colectores abiertos de agua de lluvia para muestrear mensualmente la deposición seca y húmeda. A partir de estos datos y la estimación de la concentración de cloruros del agua de recarga se ha aplicado el método del balance de cloruro para evaluar la recarga natural. Los resultados revelan que la recarga media multianual estimada supone aproximadamente un 30% de la precipitación y se incrementa al aumentar la altitud. Esto supone un incremento sobre las estimaciones previas, aunque aún está en discusión el efecto de la escorrentía superficial.
Palabras clave: Precipitación, Recarga natural, balance de cloruros, Gran Canaria, Islas Canarias.

ABSTRACT

The northern part of Gran Canaria is considered the largest source of aquifer recharge in the island. It is due to the greatest rainfall records of the island are located in this zone, the surface materials are younger and permeable, and the soils are less retentive, with vegetation of moderate density. Within the project REDESAC 10 open rainwater collectors were installed at different heights to sample monthly bulk (dry+wet). From these data and the estimation of the chloride concentration of recharge water, the chloride balance method was applied for evaluating natural recharge. The results show that the multi-year average recharge estimation represents approximately 30% of precipitation and increases with increasing altitude. This means an increase over previous estimates, although the effect of surface runoff is still under discussion.
Keywords: Rainfall, Natural recharge, Chloride balance, Gran Canaria, Canary Islands.

Introducción

El cálculo de la recarga a los acuíferos por la precipitación es esencial para la evaluación de las aguas subterráneas, para su conservación y gestión, y para mantener su papel ambiental. La recarga es un fenómeno natural muy complejo que entraña una notable incertidumbre, por lo que hay que abordar su evaluación a nivel regional mediante la utilización de diversas técnicas simultáneas, lo más independientemente posible entre sí.

En Gran Canaria se ha seleccionado el norte de la isla para llevar a cabo la estimación de la recarga a partir del balance de cloruros. Esta zona se considera la de mayor recarga del acuífero insular debido a que tiene las mayores pluviometrías de la isla y en superficie afloran los materiales más jóvenes y permeables y los suelos menos retentivos, con vegetación de moderada densidad. El objetivo es afinar la cuantificación de este parámetro y comparar los grados de incertidumbre de los diversos métodos. La presente publicación presenta una estimación de la recarga media multianual mediante el balance de cloruros de aportación atmosférica en el área y actualiza los valores ya publicados en Cruz et al. (2012) y Naranjo et al. (2013).

La zona de estudio

La isla de Gran Canaria (Islas Canarias, España) presenta una morfología cónica, cuya cota máxima se localiza a 1.949 m s.n.m., y una orografía irregular formada por una serie de profundos barrancos radiales que nacen en el centro de la isla y desembocan en el mar. El área de estudio tiene una extensión de 312 km^2 y se localiza en el sector noreste de la isla, incluyendo las zonas N3, N4 y parte de la zona N2 de la zonificación hidrológica de Gran Canaria (Fig. 1).

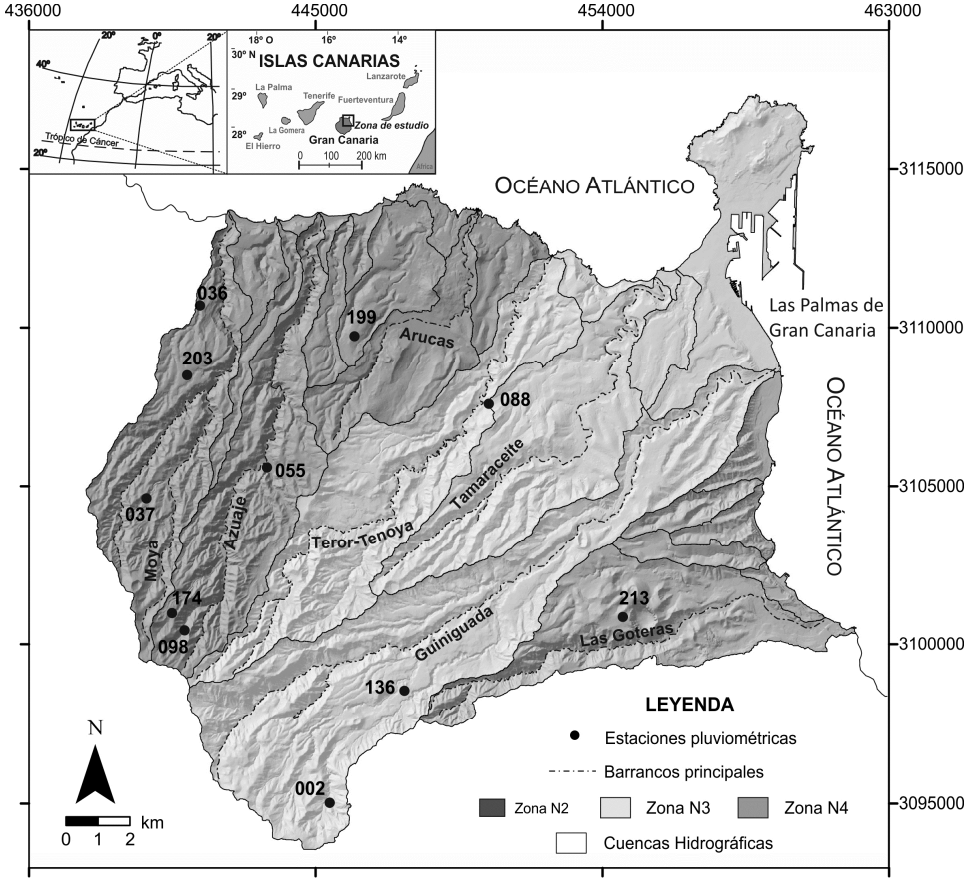


Figura 1. Localización de la zona de estudio. Se sitúan los colectores de agua de lluvia pertenecientes a la red de control, que coinciden con las estaciones pluviométricas de la red de pluviómetros del Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria.

Los límites norte y este están definidos por el Océano Atlántico y los límites oeste y sur coinciden con las divisorias de las cuencas hidrográficas que conforman dichas zonas. El clima de la zona es variable debido al gradiente altitudinal y al efecto de los vientos alisios. Predominan las condiciones climáticas características de la zona norte insular, húmeda y nubosa. La precipitación media de la zona varía entre 800 mm/a en las zonas altas y 115 mm/a en la zona de costa, con una precipitación media de 412 mm/a para el conjunto de las estaciones pluviométricas de la zona. Las lluvias se concentran en los meses de noviembre y abril y se producen en gran medida en las zonas de medianías (entre los 300 y 800 m s.n.m), donde es mayor la influencia de los vientos alisios y tiene lugar la formación del característico mar de nubes. La temperatura media anual varía desde 12ºC en las zonas

altas a 22 ºC en la costa, con una temperatura media de 18ºC.

La geología de la isla tiene su origen en un vulcanismo intraplaca de punto caliente, definiéndose tres etapas de evolución: juvenil (14,5-8,0 Ma), inactividad volcánica (8,0-5,0 Ma) y rejuvenecimiento (desde 5,0 Ma a la actualidad) (Pérez-Torrado, 2008). En la zona de estudio afloran fundamentalmente lavas e ignimbritas de los grupos Roque Nublo y Post Roque Nublo, pertenecientes a la etapa de rejuvenecimiento y sedimentos de la Formación Detrítica de Las Palmas, de la etapa de inactividad volcánica. La geología profunda revela que la mayoría de los pozos de la zona explotan los materiales del grupo Roque Nublo y los materiales fonolíticos-traquíticos infrayacentes, pertenecientes a la etapa juvenil.

El funcionamiento hidrogeológico de Gran Canaria se caracteriza por la existencia de un acuífero único insular, con una superficie piezométrica en forma de domo que alcanza máximos en el centro de la isla. La recarga natural se produce por infiltración de la lluvia en las zonas de cumbre y medianías, circulando preferentemente por los materiales volcánicos más recientes. La descarga se produce al mar y por las extracciones de pozos y galerías, que han ido sustituyendo a las descargas naturales intermedias por manantiales (nacientes) que existían donde afloran materiales menos permeables o en valles profundos (SPA-15, 1975; Custodio, 1978; Custodio y Cabrera, 2008).

Metodología

El método de balance de cloruro atmosférico para estimar la recarga media multianual se basa en la comparación de la deposición atmosférica respecto al contenido de cloruro de la recarga al acuífero, suponiendo que no existe otro aporte de cloruro (Custodio et al., 1997; Custodio, 2010). Para ello se requiere conocer la aportación como deposición atmosférica media de cloruro y la salida como recarga y escorrentía. El balance medio plurianual es:

$$R * C_R = A_p - E * C_E$$

donde R es la recarga para una precipitación P que supone una deposición Ap de cloruro atmosférico y E la escorrentía con sus respectivas concentraciones de cloruro C_R y C_E. Ap se obtiene de las acumulaciones de las aportaciones de cada muestreo. Debido a la falta de datos de escorrentía, y a que ésta solo se produce de forma puntual asociada a la existencia de temporales esporádicos que descargan el agua al mar o se retiene en las presas, este término no se ha tenido en cuenta en esta primera aproximación, aunque ello conlleva una sobrevaloración de la recarga en los años en que el agua corre por los barrancos. Se ha llevado a cabo una estimación de la incertidumbre según el método de propagación de errores para cada una de las estaciones pluviométricas, realizando luego una ponderación para toda la superficie de estudio.

Las muestras de lluvia se han obtenido en 10 colectores colocados a distintas altitudes, coincidiendo con estaciones pluviométricas para disponer de los datos de cantidad de lluvia (Fig. 1). Para evitar la evaporación durante el muestreo se añade una lámina flotante de vaselina y para evitar la destrucción de las muestras por parte de animales se cubren con una malla de plástico. El muestreo comenzó en octubre de 2008 en las cuencas de los barrancos de Moya y Azuaje y fue posteriormente ampliada hacia las cuencas de Guiniguada, Tenoya, Tamaraceite y Las Goteras en febrero de 2010. Debido a la sequía que ha caracterizado el año hidrológico 2011-2012, se ha tomado la decisión de prolongarla hasta octubre de 2013, con el fin de obtener la mayor información posible para una mejor estimación de la recarga. Se han tomado muestras mensuales en los meses lluviosos y se ha acumulado el agua suficiente para su análisis en los meses menos lluviosos. Los análisis químicos en laboratorio incluyen la determinación de los iones mayoritarios, más la sílice ocasionalmente. A partir de los análisis del agua de lluvia (que integra la deposición atmosférica húmeda y seca), se ha estudiado su evolución espacial y la deposición atmosférica total con su componente de aerosol marino y de polvo local y sahariano.

Resultados

Caracterización del agua de lluvia

La Fig. 2 muestra los diagramas de Stiff modificados del agua de lluvia en la zona. De la figura se desprende que es de tipo clorurada-sódica y que la concentración de sales disminuye con la altura, lo que es característico de zonas costeras con gran relieve y una importante componente de viento. La concentración también varía según que la ubicación de los colectores esté en fondo de barranco o en divisoria, o en la zona de sotavento o barlovento. De forma generalizada, las mayores concentraciones se encuentran en las muestras localizadas a menores cotas y tomadas durante los meses de marzo y octubre, que coinciden con los meses de menor

pluviometría. Los diagramas de Stiff modificados del agua de lluvia para agosto y septiembre de 2010 (secos) y enero de 2011 (húmedos) ponen de manifiesto la diferencia de concentraciones de los iones mayoritarios en la lluvia en los meses de verano e invierno y su variación según la localización del colector.

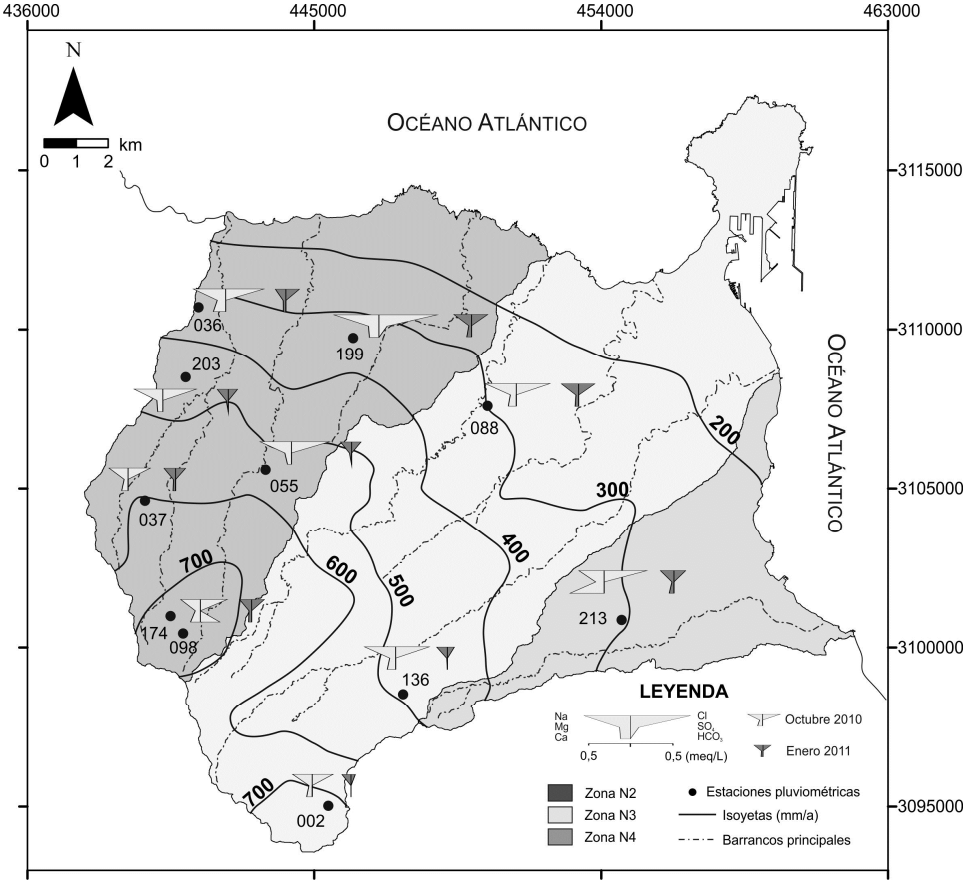


Figura 2. Diagramas de Stiff modificados del agua de lluvia para los muestreos de octubre de 2010 (mes seco) y de enero de 2011 (mes húmedo). Se muestra la distribución de las isoyetas medias (mm/a) para el periodo 1970-2011.

En la tabla 1 se muestran los valores utilizados para llevar a cabo los cálculos de recarga para el periodo de muestreo de octubre de 2008 a diciembre de 2011. Para cada colector se incluye la cota, el número de días de muestreo, la precipitación media, la concentración media ponderada de Cl en la precipitación, el cálculo de aportación de Cl, la concentración de Cl en el agua de recarga considerada para el cálculo de la recarga, los resultados de recarga y el ratio recarga/precipitación. Los resultados de la aportación media atmosférica de cloruro en cada colector varían desde 3,7 $g \cdot m^2 \cdot a^{-1}$ a cota 1365 m hasta 11,5 $g \cdot m^2 \cdot a^{-1}$ a cota 443m.

Tabla 1. Cálculo de la aportación de Cl del agua de lluvia y resultados obtenidos en la estimación de la recarga media por el método del balance del ión cloruro en cada colector. A_P= aportación media de cloruro atmosférico en el periodo estudiado. Cl_P= concentración media ponderada de Cl de la precipitación en el periodo estudiado. Cl_R=concentración de Cl en el agua de recarga.

Zona	Estación	Cota (msnm)	n Nº días	Precipitación P, mm/a	Cl_P mg/L	$A_P = \frac{1}{n}\sum Cl_{Pi} \times P_i$ g·m^{-2}·año^{-1}	Cl_R mg/L	Recarga R, mm/a	R/P (%)
N2	036	375	1127	269	19,6	5,86	200	39	15
	199	443	678	368	27,1	11,51	100	153	42
	055	577	1062	576	11,4	8,59	40	245	43
	203	645	1075	469	15,7	8,60	80	143	31
	037	990	1138	603	9,2	5,95	25	238	40
	098-174	1400	1075	739	6,1	4,41	20	271	37
N3	088	315	673	297	18,3	5,21	200	26	9
	136	841	673	494	14,1	5,81	50	166	34
	002	1365	584	730	5,0	3,68	15	245	34
N4	213	485	1100	312	27,8	10,55	400	26	9

Caracterización del agua de recarga

El contenido en Cl del agua de recarga se ha estimado a partir del de las aguas subterráneas de la zona, representado por el mapa de isocloruros (Fig. 3). Este mapa se ha elaborado con las medianas de los análisis de 177 muestras correspondientes al año 1997, eliminando los pozos con concentraciones de nitratos superiores a 10 mg/L para evitar la influencia del aporte de cloruros no atmosféricos procedentes de retornos de riego. Esta forma de proceder puede suponer cierto sesgo, con efectos que pueden ser mayores a cotas menores por contribuciones de agua de procedencia más alta (Custodio, 2010), pero en este caso se considera poco significativo para los pozos canarios ya que son poco penetrantes.

Estimación de la Recarga por balance de Cl

Los porcentajes de recarga estimados para cada colector oscilan entre 9% y 43% de la precipitación media y dependen de la altitud y la cuenca donde se localizan (Tabla 1). A partir de los cálculos de recarga realizados para cada estación pluviométrica, se ha llevado a cabo la estimación de la recarga en toda la zona, teniendo en cuenta las superficies de influencia para cada estación (Tabla 2). Esta superficie se ha estimado a partir del mapa de isoyetas realizado con pluviometrías anuales 1970-2011 y las divisorias de cuenca.

Para variables X_i normalmente distribuidas y caracterizadas por su valor medio $\overline{X_i}$ y su desviación tipo s_{Xi}, la regla de propagación de errores para una función $X = f(X_i)$ es

$$s_X^2 = \sum (\partial f(X_i)/\partial X_i)^2 S_{Xi}^2$$

Considerando que la escorrentía superficial sea despreciable, $\overline{R} = \overline{A}/\overline{C}$ ($\overline{R}$ = recarga media; $\overline{A}$ = aportación media de cloruro atmosférico; $\overline{C}$ = concentración media de cloruro en la recarga local), y midiendo el error por el coeficiente de variación, se obtiene que $CV_R^2 = CV_A^2 + CV_C^2$.

En el área de estudio los valores de la desviación (S) son aún poco conocidos, pero con la experiencia local existente (cierta estabilidad debida a la deposición seca) y la comparación con estaciones de varios años de la Península Ibérica se puede establecer una primera aproximación, aunque hay variaciones de un lugar a otro aún por definir: CV_C = 0,2 con CV_{CVC} (coeficiente de variación de CV_C) = 0,3; CV_A = 0,20 con CV_{CVA} = 0,5. Así resulta CV_R = 0,28 (28%) con una incertidumbre CV_{CVR} = 0,58 (58%).

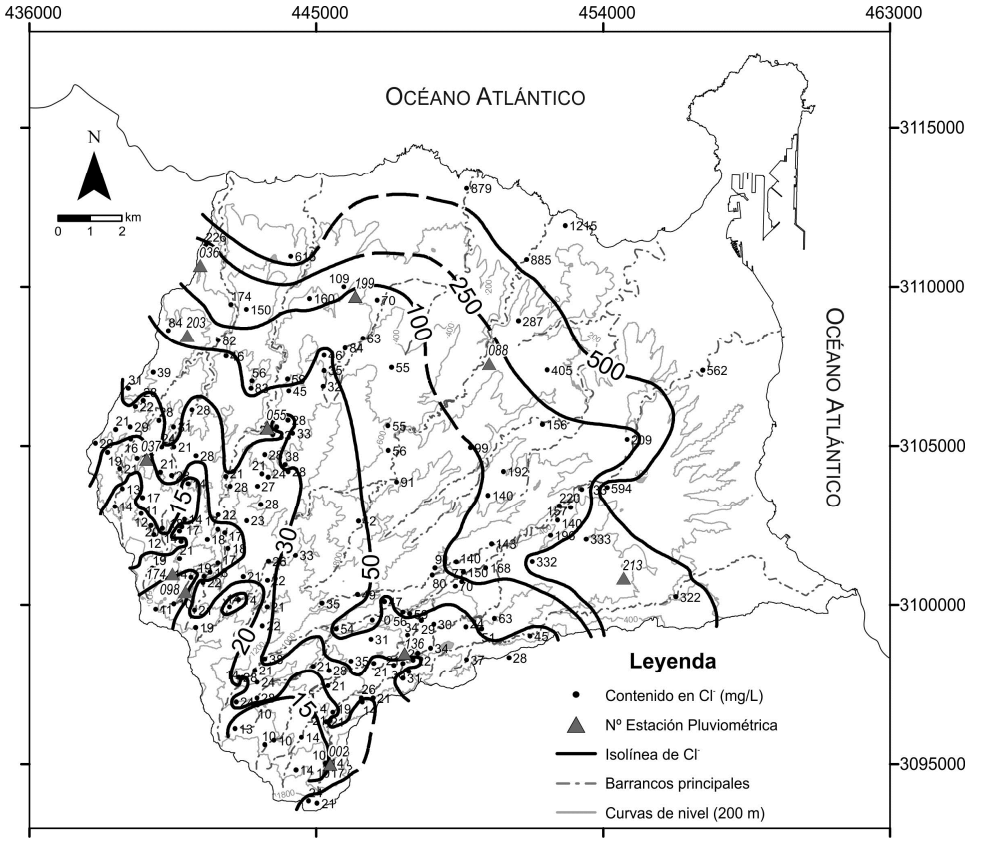


Figura 3. Mapa de isocloruros (mg/L) de las aguas subterráneas de la zona según inventario de 1997, eliminando los pozos con contenidos en nitratos superiores a 10 mg/L

Discusión y conclusiones

El agua de lluvia en la zona de estudio es de composición clorurada-sódica, lo que es característico de zonas costeras con alta influencia marina. Se observa una marcada variación estacional en la concentración, siendo mayor durante los meses de verano debido a la disminución de las precipitaciones y el aumento de la deposición seca, ya que son los meses con mayor predominio de los vientos alisios, de procedencia marina directa y de mayor evaporación.

Los valores de aporte de cloruro a los colectores están muy influenciados por la distancia de estos al mar y su ubicación. En general, los valores más altos corresponden a las muestras tomadas en los colectores situados a cotas más bajas, los cuales presentan una concentración elevada de cloruro debido a la gran deposición seca, de la que una parte importante es aerosol marino (Cruz, 2008). Estos valores están en consonancia con los obtenidos en otros estudios en Gran Canaria, entre 4 y 5 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ en las cumbres y 20 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ en las áreas de costa (Gasparini et al., 1990; Custodio, 1993; Muñoz, 2005). Así, el aporte atmosférico de cloruro y de otros elementos químicos juega un papel importante en la salinización de las aguas subterráneas.

Tabla 2. Precipitación media anual y recarga media anual estimada (mm/a y hm^3/a) (2009-2011) para la zona norte de Gran Canaria. El área baja se localiza por debajo de la isoyeta de 400 mm/a, el área media desde la isoyeta de 400 mm/a hasta la isoyeta de 600 mm/a y el área alta por encima de la isoyeta de 600 mm/a. Los valores indicados son significativos en sus dos primeras cifras.

ZONA	AREA	S (km^2)	PRECIPITACION		RECARGA		$\%R/P_{total}$	%R en el área
			mm/a	hm^3/a	mm/a	hm^3/a		
N2	Baja	49,9	239,5	12,2	69,5	4,0	3,4	23,6
	Media	33,7	522,5	17,8	194,4	6,7	5,8	39,9
	Alta	21,6	671,0	14,2	299,6	6,2	5,3	36,4
	Total:	**105,3**	**477,7**	**44,2**	**187,8**	**16,9**		**100,0**
N3	Baja	77,4	232,3	18,1	20,4	1,6	1,4	10,1
	Media	48,3	522,0	25,1	175,3	8,4	7,3	53,5
	Alta	25,7	690,0	17,1	231,6	5,7	4,9	36,4
	Total:	**151,4**	**481,4**	**60,3**	**142,4**	**15,8**		**100,0**
N4	Baja	40,5	237,3	10,5	26,7	1,2	1,0	76,9
	Media	2,1	494,0	1,1	166,0	0,4	0,3	23,1
	Total:	**42,7**	**365,7**	**11,6**	**96,4**	**1,5**		**100,0**
MEDIA TOTAL			**441,6**	**116,1**	**142,2**	**34,2**	**29,5**	

Según los resultados obtenidos, que coinciden con los esperables, la recarga producida en la parte media-alta de la zona de estudio es la principal entrada de agua al acuífero. Según los cálculos realizados con los datos presentados, el volumen de recarga media total estimado asciende aproximadamente a 34,2 hm^3/a (142,2 mm/a), lo que constituye casi el 30% de la precipitación media. Existen notables incertidumbres en la concentración de cloruros en la deposición dado el corto período de observación en el momento actual. Dado que la red de muestreo está aún operativa, la incertidumbre debida al periodo de observación será menor cuando se procesen el total de los datos obtenidos.

Por otra parte, una primera aproximación al cálculo de la escorrentía se ha llevado a cabo a partir de los datos del Proyecto SPA-15 (1975), donde se estimó que los coeficientes de escorrentía estaban entre el 6-9% de la precipitación para la cuenca del barranco de Azuaje, en torno al 18% en la cuenca del barranco de Tenoya y entre el 3-14% en la del barranco Guiniguada. Estimando una escorrentía media para toda la zona entre el 5% y el 10% de la precipitación, la sobrevaloración de la estimación de la recarga puede estar entre el 10 al 25% con respecto a la estimada considerando un flujo másico de escorrentía nulo o despreciable. Para reducir esta incertidumbre se está realizando la estimación de la escorrentía por el método superficial del número de curva en los años de muestreo de forma más precisa.

Los resultados presentados en este trabajo deben considerarse como una primera aproximación, que hay que revisar y validar con series más largas de muestreo y con la aplicación de otros métodos hidrogeológicos, hidrogeoquímicos e isotópicos, teniendo en cuenta la escala temporal y espacial que les afecte. En este sentido, los trabajos del proyecto continúan, teniendo en cuenta además que el periodo de muestreo incluye un año hidrológico 2011-12 especialmente seco.

La primera evaluación presentada en este trabajo, independiente de los métodos de balance de agua en el suelo e hidrodinámicos, sirve para contrastar los resultados de la Planificación Hidrológica, donde se estima la recarga en un 19% de la pluviometría (PHGC 1999). Esta planificación tiene que ser revisada cada 6 años según lo establecido en la Directiva Marco del Agua Europea (DMA), tal como se recoge en el actual Texto Refundido de La Ley de Aguas. A la autoridad del agua (Consejo Insular de Aguas) le corresponde mantener la red de observación necesaria y las condiciones para una aplicación del método que contribuya a reducir las incertidumbres.

Agradecimientos

El presente trabajo se enmarca en el proyecto REDESAC (CGL2009-12910-C03-02) y el Programa CONSOLIDER-TRAGUA (CSD2006-00044) del Ministerio de Ciencia e Innovación de España.

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.

Cruz, T., Benavides, A., Naranjo, G., Cabrera, M.C., Hernández-Quesada, M.P., Estévez, E., Martín, L.F. y Custodio, E. 2012. Estimación de la recarga natural en la zona Noreste del acuífero insular de Gran Canaria (Islas Canarias, España) mediante el balance de cloruros atmosféricos. En L.J. Lambán, T. Carceller, M. Valverde y C. Fernández-Jaúregui (eds): *Las aguas subterráneas: desafíos de la gestión para el siglo XXI*. Asoc. Intern. Hidrogeólogos – Grupo Español.

Custodio, E. 1978. *Geohidrología de terrenos e islas volcánicas*. Centro de Estudios Hidrográficos. Publicación 128, Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Madrid: 1-303

Custodio, E. 1993. Coastal aquifer salinization as a consequence of aridity: the case of Amurga phonolitic massif, Gran Canaria island. En: Custodio, E. y Galofré, A. (eds.). *Study and Modeling of Saltwater Intrusion into Aquifers*, CIMNE-UPC, Barcelona: 81-98.

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. y Samper, J. 1997. *La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica*. AIH-GE/IGME. Madrid. 1-455.

Custodio, E. y Cabrera, M.C. 2008. Síntesis de la hidrogeología de las Islas Canarias. *Geo-Temas*. Vol. 10. 785-788.

Gasparini, A., Custodio, E., Fontes, J.Ch., Jimenez, J. and Núñez, J.A. 1990. Exemple d'étude géochimique et isotopique de circulations áquiferes en terrains volcanique sous climat semi-aride (Amurga, Grande Canarie, Iles Canaries). *Journal of Hydrology*, 114:61-91.

Muñoz, J. 2005. Funcionamiento hidrogeológico del acuífero de La Aldea (Gran Canaria). Tesis Doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 310 pp. + Anejos.

Naranjo. G., Cruz-Fuentes, T., Benavides, A., Cabrera, M.C., Hernández-Quesada, P., Estévez, E., Martín, L.F. y Custodio, E. 2013. Los trabajos del Proyecto REDESAC en el Norte de Gran Canaria: estimación de la recarga natural media mediante el balance de cloruros atmosféricos. En J.C. Santamarta (ed): *Avances en la Investigación de los Recursos Hídricos en Islas y Terrenos Volcánicos*. Univ. de La Laguna, Sta. Cruz de Tenerife: 37-48.

Pérez-Torrado, F.J. 2008. Geología de Gran Canaria. En: F.J. Pérez-Torrado, y M.C. Cabrera, (eds.): *Itinerarios geológicos por las Islas Canarias. Gran Canaria*. Sociedad Geológica de España, Geo-Guías, 5: 27-39.

PLAN HIDROLÓGICO DE GRAN CANARIA (PHGC) (1999). Boletín Oficial de Canarias 73, 08/06/1999. Decreto 82/1999.

SPA-15, 1975. *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.

Recarga natural al acuífero de Alcadozo (España) mediante balance de cloruro atmosférico y balance de agua en el suelo

Jorge Hornero[1], Marisol Manzano[2], Lucía Ortega[2] y Emilio Custodio[3]

[1] Instituto Geológico y Minero de España, Avda. Miguel de Cervantes 45-5ºA, 30009, Murcia. 0034-968245012.
[2] Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII 52, 30203, Cartagena. 0034-968345343
[3] Universidad Politécnica de Cataluña, C/Jordi Girona 1-3, Campus Nord, Edificio D2, 08034, Barcelona.

Mail de contacto: j.hornero@igme.es

RESUMEN

Evaluar la recarga a los acuíferos con precisión es fundamental para proponer planes de gestión realistas y efectivos. En zonas de clima semiárido las variaciones espaciales y temporales de los factores involucrados en la recarga natural generan incertidumbres que se deben cuantificar para conocer la confiabilidad de los valores de recarga. En la Masa de Agua Subterránea Alcadozo (cuenca del Segura, SE España) se ha cuantificado la recarga de forma regionalizada. La recarga media interanual (R) calculada mediante balance de cloruro atmosférico varia entre 21 $mm \cdot a^{-1}$ y 151 $mm \cdot a^{-1}$, con una incertidumbre en el entorno de 0,25. La relación entre la recarga y la precipitación disminuye de NW a SE, entre 0,28 y 0,06. R también se ha evaluado mediante balance de agua en el suelo con el código VISUAL BALAN, obteniéndose valores entre 26 $mm \cdot a^{-1}$ y 39 $mm \cdot a^{-1}$. El uso simultáneo de métodos independientes contribuye a disminuir la incertidumbre.Palabras clave: Recarga, balance de cloruro, balance de agua en el suelo, cuenca del Segura.

ABSTRACT

To perform realistic and effective groundwater management programs accurate recharge values must be used. In semiarid climate areas, the factors involved in groundwater recharge display a natural variability whose uncertainty should be estimated in order to know how reliable are the recharge values calculated. In the Alcadozo Groundwater Body (Segura River basin, SE Spain) the regional distribution of groundwater recharge values has been estimated. Mean interannual recharge values (R) estimated using the atmospheric chloride mass balance method range from 21 $mm \cdot y^{-1}$ to 151 $mm \cdot y^{-1}$, and their estimated uncertainty is around 0.25. The recharge/precipitation ratio decreases from NW to SE, from 0.28 to 0.06. The R values have also been estimated by the soil water balance with the code VISUAL BALAN; the values thus obtained vary between 26 $mm \cdot y^{-1}$ and 39 $mm \cdot y^{-1}$. The use of several independent methods contributes to lower the uncertainty of R.Keywords: Recharge, chloride mass balance, soil water balance, Segura River Basin

Introducción

La estimación de la recarga natural es esencial en el análisis de un sistema hidrogeológico y debe proporcionar información confiable para el uso sostenible de los recursos hídricos como parte de una adecuada planificación hidrológica. La Directiva Marco de Aguas de la Unión Europea (DMA, 2000) requiere calcular los balances hídricos de las Masas de Agua Subterránea (MAS, término legal equivalente, a efectos de este trabajo, a sistema acuífero) para cumplir determinados objetivos, entre ellos valorar los recursos disponibles que permitan establecer cuáles pueden ser los niveles de garantía para los distintos usos del agua y estimar el índice de explotación óptimo para cumplir con el objetivo del buen estado de la masa de agua.

Los métodos de evaluación de la recarga incorporan los efectos de actuaciones locales y regionales (sobreexplotación, perturbación de la calidad natural) que con frecuencia se traducen en una elevada variabilidad espacial y temporal y en una notable imprecisión de las estimaciones. También los procesos atmosféricos y físicos que intervienen varían espacial y temporalmente. Por ello, la

estimación fiable de la magnitud de la recarga natural es de gran dificultad. La incertidumbre de la recarga, medida en términos de error relativo, nunca es inferior a la incertidumbre de los datos y variables utilizados para su evaluación, por lo que dichas incertidumbres deben ser incluidas en las técnicas de estimación (De Vries and Simmers, 2002).

En zonas de clima húmedo las incertidumbres en el cálculo del balance de agua son pequeñas debido a la magnitud relativa de la componente de recarga, pero en zonas semiáridas y áridas las estimaciones regionales de recursos de agua a partir de balances de agua van a menudo acompañadas de una notable incertidumbre. En estas regiones la recarga ha sido estimada mediante una variedad de técnicas físicas, químicas, isotópicas y de modelización que han sido descritas en diversas publicaciones (Lerner et al., 1990; Hendrickx y Walker, 1997; Scanlon et al., 2002; 2006; Custodio et al, 1997; Custodio, 2010). El objetivo de cada estudio y los datos disponibles condicionan el método que se debe utilizar para estimarla y la escala de trabajo. Entre los factores que más influyen en la elección están la escala espacial y temporal, el rango y la fiabilidad de las estimaciones (Sophocleous, 2004).

Para contrastar el rango de valores de la recarga se suelen utilizar varias técnicas simultáneamente. Uno de los métodos más utilizados para calcular la recarga media multianual neta difusa es el balance de masa de cloruro atmosférico (BMC). Se han efectuado numerosas aplicaciones del método en diferentes lugares del mundo (Scanlon et al., 2006; Zagana et al., 2007; Gee et al., 2005; Sami y Hughes, 1996; Alcalá y Custodio, 2008). La principal incertidumbre está asociada al conocimiento de la variabilidad espacial y temporal de la deposición atmosférica total de cloruro. Con frecuencia se limita a periodos cortos (1 a 3 años), lo que aumenta la incertidumbre de la estimación de los valores medios, pero de manera acotable (Alcalá y Custodio, 2012; Scanlon et al., 2006).

Otro tipo de métodos muy usados consiste en calcular el balance de agua de precipitación infiltrada en el suelo (BAS). Son métodos de carácter regional que permiten cuantificar la recarga media en áreas extensas. Pueden ser calibrados a partir de la evolución de los niveles piezométricos o caudales de descarga del sistema usando modelos sencillos de respuesta.

Aquí se presentan los trabajos de cuantificación de la recarga en una zona de clima semiárido, la MAS Alcadozo (SE España). Se están usando dos métodos alternativos: el método de BMC considerando la incertidumbre asociada a la estimación debido a la variabilidad natural de las variables (Custodio, 2010; Alcalá y Custodio, 2012) y el método de BAS con el código VISUAL BALAN (Samper et al. 1999), como parte del proyecto REDESAC.

Área de estudio

La MAS Alcadozo (500 km^2) está localizada en las Cordilleras Béticas, sobre la margen izquierda del río Mundo y en la cuenca del río Segura (Fig. 1). Es un acuífero principalmente carbonatado de edad jurásica. Las formaciones permeables principales son dolomías con niveles de calizas del Dogger, con potencias cercanas a los 300 m, y dolomías y calizas del Lías Inferior, con potencias entre 100 m y 150 m. En ambos casos su elevada permeabilidad es debida a la intensa fracturación. Otras formaciones permeables de menor interés hidrogeológico son los conglomerados, arenas y calizas del Cretácico, y las areniscas y conglomerados del Mioceno; ambos pueden originar pequeños acuíferos colgados de interés local. Todos estos materiales se encuentran sobre arcillas y yesos del Triásico que constituyen la base impermeable regional (IGME-CHS, 2010).

La explotación de agua subterránea es poco significativa y el acuífero funciona en régimen próximo al natural. El flujo regional tiene una dirección preferente desde el NO hacia el E y SE. Las principales descargas naturales se producen en las inmediaciones del río Mundo (borde sur de la MAS) de forma concentrada a través de manantiales (Ayna y Liétor, Fig. 1). Hipotéticamente también podría haber descarga difusa al río (se está estudiando mediante aforos diferenciales y balance de masa de actividad de ^{222}Rn; ver Ortega et al., 2013). Asimismo, se sabe que existe una descarga notable al túnel de Talave (NE de la MAS), que es una infraestructura hidráulica construida entre 1969 y 1978 para trasvasar agua desde la cuenca del río Tajo (NE de España) a la del río Segura. El túnel funciona como un gran dren artificial y actualmente se está empezando a evaluar su influencia sobre el flujo regional.

La MAS Alcadozo presenta un relieve accidentado, con sus mayores altitudes en el sector occidental (1400-1600 m s.n.m.) que disminuyen paulatinamente hacia el E y el S (950-1200 m s.n.m.). La MAS está dentro del ámbito climático Mediterráneo, donde el

principal rasgo es la existencia de una acentuada sequía estival, pero en su extremo occidental hay una marcada influencia continental, con una elevada amplitud térmica anual, estacional e incluso diaria motivada por su situación orográfica aislada de la influencia costera. También hay un fuerte gradiente en la precipitación media anual, entre 350 mm/año en el sector oriental y 700 mm/año en el sector occidental de notable relieve montañoso. En este último sector se producen las lluvias más intensas debido al efecto barrera que produce la elevada orografía sobre la entrada de masas de aire húmedo de origen atlántico.

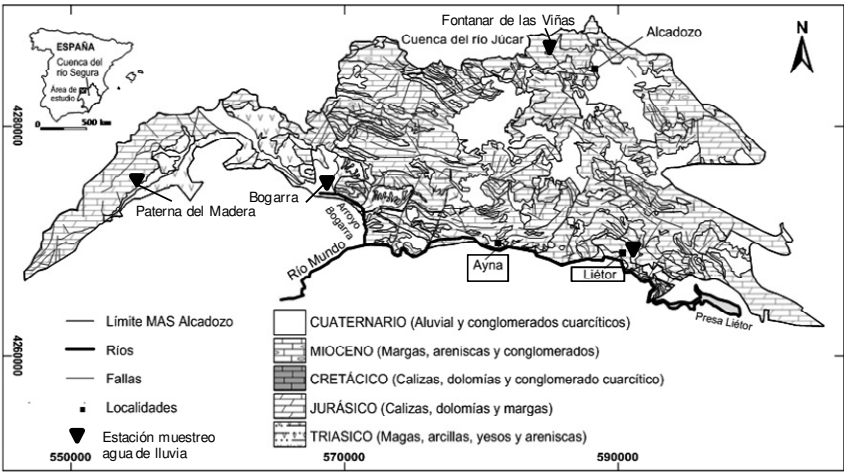


Figura 1. Localización y geología simplificada de la MAS Alcadozo.

Métodos usados para la estimación de la recarga

A) Balance de masa de cloruro atmosférico

El balance de masa de cloruro atmosférico se basa en el balance de la deposición atmosférica total de cloruro para calcular la recarga media multianual en condiciones estacionarias (Allison y Hughes, 1978; Custodio, 2010; Alcalá y Custodio, 2012). Los requerimientos para la aplicabilidad del método son que el contenido de Cl en el agua freática (Cl_r) proceda únicamente de la lluvia y no haya otros aportes por el terreno o de carácter antrópico. A largo plazo, la vegetación asimila Cl a igual tasa que la que lo libera (vegetación muerta). Por tanto, utilizar el Cl para calcular el balance de masas entre el agua de lluvia y el agua freática implica que el valor de la recarga media interanual queda determinada por la siguiente expresión:

$$A_P = A_E + A_R \quad (1)$$

donde A_P es la deposición total de cloruro, A_E es el flujo de salida de cloruro por escorrentía superficial y A_R es el flujo de entrada de cloruro por agua de recarga. Todos los términos se expresan en $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ y responden a valores medios o se corresponden con el periodo controlado. La recarga se puede calcular como:

$$R = (P \cdot Cl_P - E_S \cdot Cl_E) / Cl_r \quad (2)$$

donde R es la infiltración media ($mm \cdot año^{-1}$), P es la precipitación media anual ($mm \cdot año^{-1}$), Cl_p es el contenido medio en cloruro en el agua de lluvia ($mg \cdot L^{-1}$) y Cl_r es el contenido en cloruro en el agua de recarga ($mg \cdot L^{-1}$), E_S es la escorrentía directa ($mm \cdot año^{-1}$) y Cl_E es su contenido medio en cloruro ($mg \cdot L^{-1}$). Si la escorrentía superficial directa E_S es despreciable, la recarga media multianual será:

$$R = P \cdot Cl_P / Cl_r \quad (3)$$

El cociente entre Cl_p y Cl_r determina la tasa de infiltración como fracción de la precipitación.

La evaluación de la recarga con este método conlleva una incertidumbre que procede de la variabilidad de los parámetros que intervienen en el BMC. Para incrementar el nivel de confianza en los cálculos realizados es preciso calcular la incertidumbre natural de cada variable. La incertidumbre en la estimación de la recarga está basado en la propagación lineal del error de cada variable y se puede calcular a partir de la desviación estándar de cada término

que interviene en BMC. La incertidumbre en la estimación de la recarga es (Alcalá y Custodio; 2012):

$$\sigma^2_R = (\sigma^2_{Ap} + \sigma^2_{AE} + R^2 \cdot \sigma^2_{Clr}) / Cl^2_r \qquad (4)$$

donde $\sigma_{R,}$ $\sigma_{Ap,}$ σ_{AE} y σ_{Clr} son las desviaciones estándard del valor medio multianual de las variables R, A_P, A_E y Cl_r.

La incertidumbre en términos relativos se puede expresar por el coeficiente de variación,

$$CV_R = \sigma_R / R \qquad (5)$$

Alcalá y Custodio (2008; 2012) han considerado la regionalización de las variables y su incertidumbre a diferentes escalas para la estimación de la recarga.

Adquisición de datos

Los valores de tasa de deposición total atmosférica de cloruro sobre el acuífero (AP) necesarios para evaluar la recarga mediante BMC se han obtenido a partir de análisis de lluvia recogida en 4 estaciones (Fig. 1): Liétor (L), Bogarra (B), Paterna del Madera (PM) y Fontanar de las Viñas (FV). Se trata de datos mensuales del año hidrológico 2008/2009 para las 4 estaciones y datos semestrales ponderados de los años naturales 2011 y 2012 para las estaciones L, B y FV. Estas estaciones son puntos de observación meteorológica de la AEMET (Agencia Estatal de Meteorología) salvo FV, donde se ha instalado un pluviómetro como estación propia del proyecto. Hasta la actualidad se dispone de 3 años con datos semestrales procedentes de la integración mensual de las muestras.

Los valores de cloruro en el agua de recarga (Clr) se han obtenido a partir de análisis de 23 manantiales y 21 sondeos distribuidos por toda la zona de estudio (64 muestras en total) muestreados en dos campañas (años 2008/2009 y 2011/2012). Los valores de Clr usados proceden de aguas no modificadas ni por aportes litológicos ni antrópicos. Con esos valores se ha elaborado un mapa de distribución de contenidos medios en Clr en la MAS que refleja la variabilidad natural ocasionada principalmente por la existencia o no de suelo y su espesor.

B) Balance de agua en el suelo

El balance de agua en el suelo se ha realizado con el código VISUAL BALAN (Samper et al., 1999), que es una mejora del modelo hidrológico agregado BALAN (Samper y García Vera, 1992) para la estimación de la recarga en acuíferos. El programa resuelve las ecuaciones del balance hidrológico de forma agregada en el suelo edáfico, la zona no saturada y en el acuífero a partir de un determinado número de parámetros. Además permite realizar un análisis de sensibilidad, así como la estimación automática de parámetros mediante la minimización de los errores de ajuste a datos disponibles de niveles piezométricos y caudales. Se requiere que el acuífero se encuentre en régimen natural.

Adquisición de datos

Los datos de precipitación y temperatura necesarios para usar el método BAS han sido obtenidos de la estación 7092 CHS-Liétor (Fig. 1); los datos de caudal proceden de los aforos realizados en los manantiales de Liétor y Ayna (Fig. 1) entre diciembre de 2008 y octubre de 2009. Los valores usados proceden de información propia de campo y gabinete, de datos existentes en áreas de estudio inmediatas (DGOH-MOPU, 1988) o se han obtenido de bibliografía específica. Estos valores han sido revisados y en algún caso posteriormente ajustados en el proceso de calibración.

Resultados

A) Método BMC

Los datos de precipitación media y de deposición total media de cloruro atmosférico en las cuatro estaciones de control se muestran en la Tabla 1. La precipitación media medida en los 3 años de control se ajusta bien al rango histórico de valores definido por las isoyetas medias en este sector de la cuenca hidrográfica (CHS, 1998), el cual varía entre 372 y 570 mm y muestra una tendencia creciente de E a W (Fig. 2).

Tabla 1. Valores medios medidos de P ($mm \cdot a^{-1}$) y estimados de Ap ($g\ m^{-2}$ $año^{-1}$) y Cl_P ($mg \cdot L^{-1}$) en las cuatro estaciones de control.

Estación	Altitud (m)	P	Cl_P	Ap
FV	1008	439	1,2	0,53
L	641	372	1,1	0,40
B	880	410	1,4	0,57
PM	1133	570	1,3	0,73

La tasa de deposición media A_P oscila entre 0,4 y 0,8 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$, con un gradiente aproximado de 0,008 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1} km^{-1}$. Esta evolución muestra espacialmente un incremento en la tasa de deposición de cloruro de SE (cotas más bajas y

menor pluviometría) a NW (área montañosa con pluviometría más elevada) (Fig. 3).

Fontanar de las Viñas) y entre 20 y 30 mg·L^{-1} en el sector oriental (área situada entre Liétor y los límites norte y este de la MAS), con un gradiente próximo a 0,5 mg·L^{-1}·km^{-1} (Fig. 4).

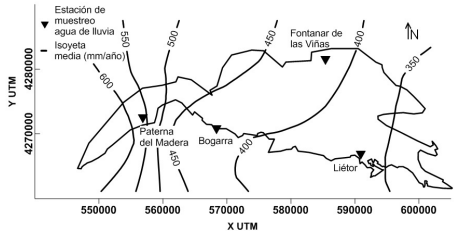


Figura 2. Mapa de isoyetas medias (mm·a^{-1}) en la MAS Alcadozo.

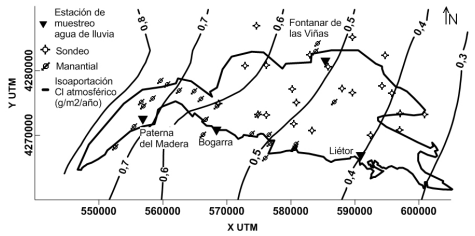
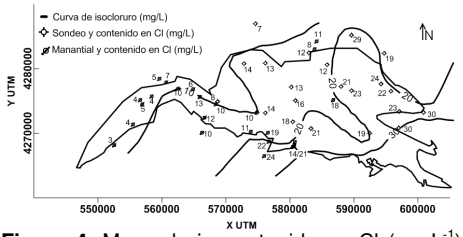


Figura 3. Mapa de isoaportaciones medias de cloruro atmosférico (g·m^{-2}·a^{-1}) en el área de estudio, con la ubicación de las estaciones de muestreo de aporte atmosférico de Cl y de los manantiales y sondeos usados para caracterizar el Cl del agua de recarga.

Para calcular la tasa de recarga media distribuida en la MAS se han interpolado los valores de P, A_P y Cl_P. La distribución espacial de los valores de cada variable del CMB permite regionalizar la recarga y determinar su variabilidad en términos relativos mediante el CV_R. La metodología aplicada ha consistido en relacionar espacialmente en cada punto de control (sondeo o manantial) el valor de la deposición total de cloruro atmosférico y el valor de cloruro en el agua subterránea con el fin de obtener puntualmente la tasa media anual de recarga según la ecuación (3). Una vez que se han realizado los cálculos se ha generado información cuantitativa que permite regionalizar por sectores la tasa de recarga media anual y su variabilidad.



imación de

Figura 4. Mapa de isocontenido en Cl (mg·L^{-1}) en el agua subterránea en el área de estudio.

Recarga estimada y su variabilidad

Los valores de recarga media anual en la MAS (Tabla 2) diferencian tres zonas: sector occidental, sector central y sector oriental, las cuales presentan valores significativamente diferentes de recarga (R) y de tasa media anual de recarga respecto de la precipitación (R/P), pero de incertidumbre (CV) muy similar. Las tres zonas se identifican aproximadamente con las áreas comprendidas por encima de las isoyetas medias mayores de 450 mm (sector occidental), las comprendidas entre 400-450 mm (sector central) y las comprendidas entre 300-400 mm (sector oriental).
0,25. El área está constituida principalmente por materiales carbonatados (Dogger y Lías) muy permeables por fracturación, con una estructura muy compleja debido a una sucesión de pliegues y escamas que no favorecen el almacenamiento y regulación de los recursos de agua, ya que las formaciones permeables son drenadas por manantiales en contacto con el triásico (IGME, 1980).
valores entre 400 y 450 mm frente a los 450-650 mm del sector occidental.

Tabla 2. Valores estimados y sus desviaciones estándar por zonas de la recarga media (mm·a^{-1}), la fracción de recarga sobre la precipitación R/P (adimensional) e incertidumbre en términos de coeficiente de variación.

Zona	R	R/P	CV
SW	151±38	0,28±0,07	0,25
SC	52±15	0,12±0,03	0,28
SE	21±5	0,06±0,01	0,25

En la Fig. 5 se muestran las diferentes zonas identificadas en base a la distribución espacial de la recarga. También se indican los valores medios obtenidos de R y R/P con su incertidumbre. En estos resultados no se ha considerado el flujo de salida de Cl por

escorrentía directa (A_E) al no disponerse de datos. Aunque esta circunstancia añade incertidumbre al cálculo de la recarga, en zonas semiáridas el hecho de no considerar A_E no disminuye de forma importante la cuantificación realizada, ya que se ha podido estimar una variación media del 10 % sobre el valor medio de recarga calculado (Alcalá y Custodio, 2008).

Hay una significativa correlación entre la magnitud de la recarga y la distancia respecto al flujo regional. Además se observa una sensible diferencia en el gradiente de recarga entre la zona occidental y el resto de la MAS (Fig. 6). Estos valores son coherentes y comparables con otras estimaciones de recarga y su incertidumbre realizadas en acuíferos de distintas características por Alcalá y Custodio (2012).

Una primera estimación de la recarga realizada mediante CMB (Hornero, 2010) indicaba valores medios entre 23 $mm \cdot a^{-1}$ y 28 $mm \cdot a^{-1}$ y de la relación R/P entre 0,06 y 0,08.

Estos valores difieren en cierta medida de los calculados recientemente; tan solo parecen ajustarse a los valores más bajos de recarga (sector oriental). En esta estimación el nivel de incertidumbre puede estar relacionado con la escasez de información temporal sobre aportación de cloruro atmosférico en agua de lluvia y de cloruro en agua subterránea. En este sentido es importante indicar que uno de los aspectos relevantes a la hora de aplicar el método BMC es disminuir el grado de incertidumbre a partir de una óptima densidad de puntos y estaciones de control. En este caso la densidad espacial de puntos con valores de Clr ha sido 1/8 km^2, y la de puntos con datos de P y A_P de 1 estación/125 km^2. Con esta red de datos la incertidumbre obtenida en el valor de R y R/P en términos de CV es próxima a 0,25.

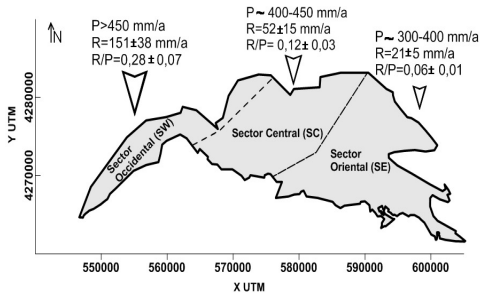


Figura 5. Mapa de distribución de la recarga regionalizada por zonas. Se indican los valores medios anuales de precipitación (P) ($mm \cdot a^{-1}$), recarga (R) ($mm \cdot a^{-1}$) con su incertidumbre y R/P (adimensional).

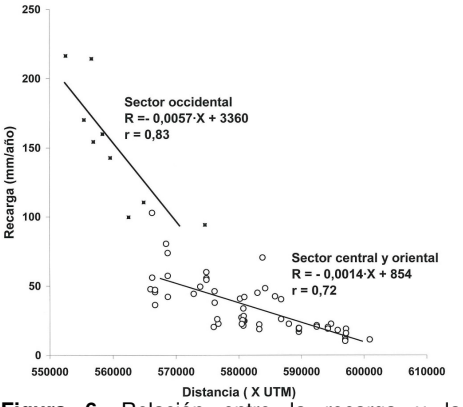


Figura 6. Relación entre la recarga y la distancia a lo largo de una hipotética línea de flujo longitudinal.

El código VISUAL BALAN se ha usado para contrastar los valores cuantificados con CMB. Se han preparado los datos de precipitación (estación 7092 CHS-Liétor) y los caudales de descarga para el periodo controlado (2008-2009). La estimación de la recarga media se ha hecho para 20 años (1989-2009), calibrando los caudales diarios calculados con los caudales de descarga obtenidos en los aforos. La estimación de la recarga se ha aplicado respectivamente a los sectores que se estima que son los drenados por los manantiales de Ayna y Liétor.

B) Método BAS

Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 3. A falta de calcular la incertidumbre asociada a cada estimación, que se abordará más adelante, se considera que las cifras obtenidas son razonablemente comparables con las de BMC. Los valores medios de R/P oscilan entre 0,07 y 0,10, que son coherentes con los estimados en los sectores central y oriental de la MAS según la regionalización realizada mediante BMC y sugieren que la recarga se produce principalmente en estos sectores. Esta hipótesis parece también coherente con la recta altitudinal de recarga establecida a partir de los datos de $\delta^{18}O$ y $\delta^{2}H$ obtenidos en los periodos 2008/2009 y 2011/2012 (Hornero, 2010; Hornero et al., 2012), ya que el rango de altitudes de recarga preferente para los manantiales de Ayna y Liétor oscila entre 1150-

1300 m, está dentro del rango de cotas existente en gran parte del sector central. La diferencia en la estimación de la recarga media anual entre los sectores Ayna y Liétor responde a la variabilidad existente en los parámetros utilizados en la calibración y quedaría dentro del margen de incertidumbre.

Tabla 3. Valores medios medidos de P ($mm \cdot a^{-1}$), y estimados de R ($mm \cdot a^{-1}$) y R/P (adimensional).

Sector Manantial	P	R	R/P
Ayna	380	39	0,10
Liétor	380	26	0,07

Conclusiones

Los valores de recarga regionalizados obtenidos mediante BMC oscilan entre 21 y 151 $mm \cdot a^{-1}$ y los valores de R/P entre 0,06 y 0,28. Existe una importante variabilidad espacial entre la recarga media que se produce a cotas altas con respecto a la que ocurre en zonas de menor altitud. La recarga es mayor en el sector occidental debido fundamentalmente a una mayor altitud e intensidad y duración de la precipitación, así como a la alta capacidad de infiltración y baja retención de los materiales. En los sectores central y oriental es razonable que se produzca una disminución de la recarga debido a una mayor tasa de evaporación y una menor superficie de roca aflorante disponible para recibir infiltración debido a la presencia de suelos retentivos de agua, lo que motivaría una menor recarga. La variabilidad natural de la recarga determinada en el área de estudio, expresada como coeficiente de variación, es de aproximadamente 0,25.

Los valores obtenidos de recarga media anual mediante BAS con VISUAL BALAN están entre 26 y 39 $mm \cdot a^{-1}$. Estos valores son razonablemente similares a los obtenidos en los sectores central y oriental de la MAS.

La aplicación de métodos de cuantificación alternativos a escala regional ha permitido estimar la incertidumbre en la evaluación de los recursos. Debería ser una herramienta fundamental para cuantificar con márgenes de certidumbre los recursos hídricos subterráneos a escala de cuenca hidrográfica.

Para mejorar las estimaciones se está discretizando espacialmente la superficie permeable con el objetivo de estimar el volumen de recarga potencial media necesario para calcular el balance hídrico en la MAS. Asimismo se están controlando de forma continua las descargas principales de Ayna y Liétor y se están recopilando datos de parámetros del suelo con el fin de mejorar el proceso de calibración con VISUAL BALAN.

Agradecimientos

Este trabajo forma parte del proyecto financiado por MICINN CGL2009-12910-C03-01 (REDESAC). Se agradece la colaboración de personas locales y las facilidades que están dando para realizar los trabajos de campo los Ayuntamientos de Liétor, Ayna, Bogarra Alcadozo y Paterna del Madera a través del personal encargado de los abastecimientos.

Referencias

Alcalá, F.J. y Custodio, E. 2008. Atmospheric chloride deposition in continental Spain. Hydrological Processes, 22: 3636–3650.

Alcalá, F.J. y Custodio, E. 2012. Spatial average aquifer recharge through atmospheric chloride mass balance and its uncertainty in a large varied territory. Hydrological Processes. DOI: 10.1002/hyp.9556.

Allison, G.B. y Hughes, M.W. 1978. The use of environmental chloride and tritium to estimate total recharge to an unconfined aquifer. Aust. J. Soil Res, 16: 181-195.

CHS. 1998. Plan hidrológico de la cuenca del Segura. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid

Custodio, E., Llamas, M. R. y Samper, J. 1997. La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica. IGME/AIH. Las Palmas de Gran Canaria-Madrid: 181-208.

Custodio, E. 2010. Estimation of aquifer recharge by means of atmospheric chloride deposition balance. Contributions to Science 6(1): 81-97.

DGOH-MOPU. 1988. Estudio de la Unidad Hidrogeológica de Pliegues Jurásicos entre los embalses de Talave, Cenajo y Camarillas (Albacete). Madrid.

DMA 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Bol. Of. Com. Europeas.

De Vries, J.J. y Simmers, I. 2002. Groundwater recharge: an overview of processes and challenges. Hydrogeology Journal 10: 5-17.

Gee, G.W., Zhang, Z.F., Tyler, S.W., Albright, W.H. y Singleton, M.J. 2005. Chloride mass balance: Cautions in predicting increased recharge rates. Vadose Zone Journal, 4: 72–78.

Hendrickx, J. y Walker, G. 1997. Recharge from precipitation. In: Simmers I (eds.) Recharge

of phreatic aquifers in semi-arid areas. Balkema, Rotterdam: pp 19–98.

Hornero, J. 2010. Estudio hidrogeológico de la Masa de Agua Subterránea Alcadozo (cuenca del Segura). Trabajo final de Máster en Ingeniería del Agua y del Terreno. Escuela de Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos y de Ingeniería de Minas. Universidad Politécnica de Cartagena.

Hornero, J., Manzano, M. y Ortega, L. 2012. Caracterización hidrogeológica hidroquímica e isotópica de la Masa de Agua Subterránea Alcadozo (cuenca del Segura). En: 7 AHPG, Asamblea hispano portuguesa de geodesia y geofísica, Donostia–San Sebastián 25–29 de junio de 2012. [CD–ROM]. Donostia: Aranzadi Zientzia Elkartea, 2013 (en prensa).

IGME.1980. Mapa Geológico de España, hoja 841-2333, Alcaraz (escala 1/50000), 2ª serie, 1ª edición. IGME, Madrid.

IGME-CHS. 2010. Definición de un plan de extracciones de agua subterránea en la Cuenca Alta del Segura en épocas de sequía. Instituto Geológico y Minero de España.

Lerner, D.N., Issar, A.S. y Simmers, I. 1990. Groundwater recharge: A guide to understanding and estimating natural recharge. Balkema/AIH The Netherlands.

Ortega, L., Hornero, J. y Manzano, M. 2013. Aplicación del ^{222}Rn para identificar y cuantificar descargas de agua subterránea en el Río Mundo (Albacete, España). VI Seminario Hispano Latino americano sobre temas actuales de la hidrología subterránea, La Plata, Argentina, 2013 (en prensa)

Sami, K. y Hughes, DA. 1996. A comparison of recharge estimates to a fractured sedimentary aquifer in South Africa from a chloride mass balance and an integrated surface-subsurface model. Journal of Hydrology 179: 111–136.

Samper, J. y García Vera, M.A. 1992. Manual de usuario del programa BALAN_8. Dpto. de Ingeniería del Terreno. ETS de Ingenieros de Caminos. UPC. Barcelona.

Samper, J., Huguet, Ll., Ares, J. y García Vera M.A. 1999. Manual del usuario del programa VISUAL BALAN v1.0. Publicación Técnica de ENRESA 05/99. Madrid: 134 pp.

Scanlon, B.R., Healy, R.W. y Cook, P.G. 2002. Choosing apropiate techniques for quantifying groundwater recharge. Hydrogeology Journal, 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. Hydrological Processes, 20:3335-3370.

Sophocleous, M. 2004. Groundwater recharge. En: Luis Silveira, Stefan Wohnlich, and Eduardo J. Usunoff (eds.). Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS). Eolss Publishers Oxford UK [http://www.eolss.net].

Zagana, E., Kuells, Ch., Udluft, P. y Constantinou, C. 2007. Methods of groundwater recharge estimation in eastern Mediterranean water balance model application in Greece, Cyprus and Jordan. Hydrological Processes, 21: 2405-2414.

Aplicación del ^{222}Rn para identificar y cuantificar descargas de agua subterránea en el río Mundo (Albacete, España)

Lucía Ortega [1]; Jorge Hornero [2] y Marisol Manzano [1]

[1] Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII 52, 30203, Cartagena.

[2] Instituto Geológico y Minero de España, Avda. Miguel de Cervantes 45-5ºA, 30009, Murcia.

Mail de contacto: lucia.ortega@upct.es

RESUMEN

La actividad de ^{222}Rn se ha utilizado para evaluar las interacciones río-acuífero en el río Mundo (SE España). El estudio es parte del proyecto MICINN-REDESAC, cuyo objetivo es identificar y cuantificar descarga de agua subterránea a ríos y humedales utilizando trazadores ambientales, entre ellos el ^{222}Rn medido in situ. Se realizaron mediciones de ^{222}Rn en 13 lugares ubicados a lo largo de 47 km del río durante la estación seca de 2011 y 2012. Los resultados sugieren que en ese tramo no hay descargas significativas, excepto las de los manantiales de Ayna y Liétor. Además se ha cuantificado la descarga de agua subterránea en un tramo de 700 m en Ayna mediante balance de masas de ^{222}Rn. La medición se ha hecho dos veces, en octubre de 2011 y mayo de 2012. La descarga calculada es de 229,77 ± 29,57 Ls^{-1} en 2011 y de 173,96 ± 23,40 Ls^{-1} en 2012.

Palabras clave: ^{222}Rn, descarga de agua subterránea, Río Mundo, España.

ABSTRACT

^{222}Rn activity was used to asses river-aquifer interactions within the Mundo river (SE Spain). This study is part of the MICIN research project REDESAC, which aims to identify and quantify groundwater discharges to rivers and wetlands by means of environmental tracers, including ^{222}Rn in situ measurements. ^{222}Rn activity was measured in 13 locations along 47 km of the river during the dry season of 2011 and 2012. Results suggest that within this length there are no significant discharge zones, except Ayna and Liétor spring zones. Additionally, groundwater discharge was quantified in a length of 700 m in the Ayna village by means of a ^{222}Rn activity mass balance. The measurements were made in two occasions, october 2011 and may 2012. The calculated discharge was 229,77 ± 29,57 L·s^{-1} in 2011 and 173,96 ± 23,40 Ls-1 in 2012.

Keywords: ^{222}Rn, groundwater discharge, Mundo River, Spain.

Introducción

La descarga de agua subterránea a cuerpos de agua superficial suele jugar un papel importante en la hidrología y la ecología de dichos cuerpos de agua, especialmente en áreas de clima árido y semiárido. Por ello, identificar las zonas de descarga y su patrón estacional y cuantificar con precisión los flujos son tareas necesarias para la gestión hídrica. La identificación de las zonas de descarga se puede abordar con relativa facilidad (dependiendo de las circunstancias), pues hay varios métodos y herramientas disponibles. Sin embargo, con frecuencia la cuantificación de la descarga es difícil, especialmente cuando ésta ocurre de forma difusa. Además, las estimaciones suelen tener asociada una notable incertidumbre que es conveniente cuantificar para conocer la variabilidad y confiabilidad de los valores. Los métodos basados en trazadores químicos ambientales constituyen herramientas muy útiles que proporcionan información robusta sobre las magnitudes de los flujos. Uno de esos métodos se basa en la medición de la actividad del radón 222 (^{222}Rn).

El (^{222}Rn), un gas noble radioactivo de origen litológico, se utiliza en el ámbito de la hidrología desde hace varias décadas como trazador isotópico ambiental. Esto es debido a su gran potencial resolutivo dada su frecuente elevada concentración en aguas subterráneas respecto a las aguas superficiales, lo que permite usarlo como trazador de la existencia de descargas de agua subterránea a cuerpos de agua superficial (Rogers, 1958, Ellins et al., 1990; Cable et al., 1996; Corbett et al., 1997, Cook et al., 2006, Stellato et al., 2013). En la última década los avances tecnológicos han permitido automatizar la medición de la concentración de ^{222}Rn en agua obteniendo resultados confiables en campo en unos minutos (Dulaiova et al., 2005; Burnett et al., 2010).

El proyecto MICINN-REDESAC CGL2009-12910 tiene como objetivos la puesta a punto de métodos de balance de trazadores químicos ambientales para cuantificar recarga y descarga

de acuíferos. Uno de los trazadores que se están usando es la actividad de ^{222}Rn en aguas superficiales y subterráneas para identificar y cuantificar descargas a ríos y humedales. Entre las zonas de aplicación está el río Mundo, en la provincia de Albacete (SE de España). Se trata de un curso que tiene un tramo de unos 50 km en contacto con un sistema acuífero carbonatado que descarga principalmente al río, el sistema acuífero de Alcadozo (SACAL). El SACAL está en régimen natural y las descargas principales están concentradas en manantiales bien localizados. Se desconoce si hay descarga difusa por el lecho del río. En este trabajo se presentan los estudios realizados entre 2011 y 2012 para i) identificar zona de descarga al río distintas de las conocidas; ii) cuantificar la descarga y su incertidumbre en un tramo concreto.

Fundamentos del ^{222}Rn

El ^{222}Rn es un gas noble radioactivo de origen litológico, con un periodo de semidesintegración de 3,825 días (Rogers, 1958). Forma parte de la cadena de desintegración del ^{238}U y es producto de la desintegración del ^{226}Ra (Fig. 1).

Una vez generado, el gas ^{222}Rn se puede incorporar al agua subterránea. La emanación es el fenómeno por el cual un átomo de ^{222}Rn, generado por la desintegración de un átomo de ^{226}Ra en un grano sólido, es eyectado desde su lugar de origen hasta los poros o grietas adyacentes. Sin embargo, parte del ^{222}Rn generado queda retenido en la matriz sólida. Tanner (1978) y Sakoda et al. (2011) realizan una descripción en detalle de este proceso, en el que enumeran varios factores físicos que afectan la emanación, tales como (i) la distribución de ^{226}Ra en el sólido; (ii) el tamaño del grano del sólido (la emanación es mayor cuanto menor es el tamaño del poro); (iii) el contenido de humedad (en el medio no saturado la emanación aumenta al incrementar la humedad); (iv) la temperatura (la tasa de emanación aumenta al aumentar la temperatura); y (v) la presión atmosférica (afecta a la longitud de emisión del átomo de ^{222}Rn).

En medio saturado, una vez que el átomo de ^{222}Rn es incorporado al agua de los poros y grietas se mueve por el medio mediante difusión y advección. En general, el mecanismo dominante de transporte en canales intergranulares y pequeños poros es el de difusión, mientras que la advección es el mecanismo dominante en poros más grandes (Tanner, 1978). La distancia de migración depende del periodo de semidesintegración del ^{222}Rn, de las características del medio de migración y de la posible ocurrencia de procesos tales como la adsorción sobre la superficies de los materiales (Rogers, 1958).

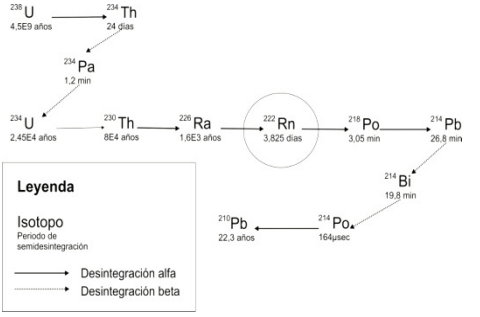


Figura 1. Cadena de desintegración del ^{238}U (modificada de Gainon et al., 2007).

Dado su origen litogénico, usualmente la actividad del ^{222}Rn es de 2 a 4 órdenes de magnitud mayor en agua subterránea que en agua superficial (Burnett et al., 2010). Tras una descarga de agua subterránea se produce un incremento inmediato de la concentración de ^{222}Rn en el cuerpo de agua receptor, por ejemplo un río. Sin embargo, aguas abajo del punto de descarga la concentración de ^{222}Rn disminuye rápidamente debido a su rápida transferencia a la atmósfera y, en menor medida, al corto periodo de semidesintegración. Los principales factores que controlan la volatilización de ^{222}Rn desde un cuerpo de agua superficial incluyen el gradiente de la masa de agua, el volumen de descarga de agua subterránea, la rugosidad y el perfil del lecho del río, laguna o lago (Ellins et al., 1990).

Características de la zona de estudio

El río Mundo nace de un conducto cárstico, formando una cascada de unos 300 m de altura, en la sierra del Calar del río Mundo (Albacete), fuera del SACAL y a unos 10 km al SO del mismo (Fig. 2). Luego fluye hacia el NE y el E siguiendo la falla del río Mundo, y durante 20 km su cauce hace de límite oficial entre el SACAL (al N) y el sistema acuífero de Pliegues Jurásicos (al S), recibiendo descarga de agua subterránea de ambos sistemas acuíferos.

El río se extiende a lo largo de 150 km y su cuenca, que forma parte de la del río Segura, ocupa una superficie de 766 km^2. A unos 45 km agua abajo de su nacimiento el río Mundo recibe por la margen izquierda al arroyo Bogarra, único afluente de caudal permanente

pero inferior al del río Mundo en general, salvo en épocas de grandes lluvias o deshielo en que las aportaciones de ambos son similares.

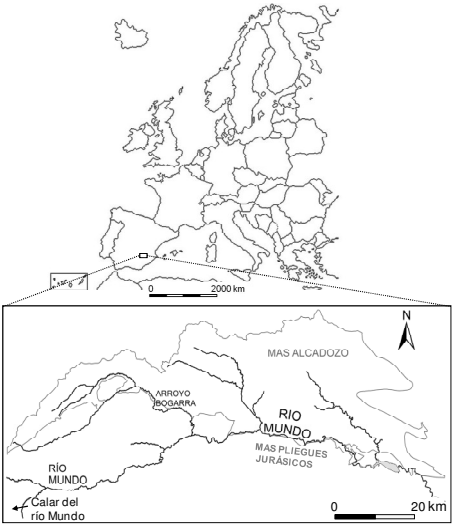


Figura 2. Localización del río Mundo y del SACAL (MAS Alcadozo en la figura)**.**

El SACAL se sitúa al NO de la demarcación hidrográfica del río Segura (Fig. 3), y ocupa una superficie de 521 km^2. Está delimitado al N por la divisoria de aguas con la cuenca del río Júcar, al S por el cauce del río Mundo y al O y E por otros sistemas acuíferos. El relieve es abrupto al O, N y S del SACAL, donde están las cotas más elevadas (1577 m al O; 1389 m al N; 1130 m al S). Hacia el E y SE el relieve se suaviza y las cotas disminuyen hasta los 800 m. En la zona O del SACAL el clima dominante es de montaña, cambiando hacia un clima mediterráneo, con tendencia a la aridez, en la zona E. La precipitación anual media es de unos 350 mm, siendo inferior a los 295 mm en un año seco y superior a los 450 mm en un año húmedo (Hornero, 2010). El periodo de estudio fue un año muy seco, y tanto en octubre de 2011 como en mayo de 2012 el río llevaba principalmente flujo de base.

La serie estratigráfica está constituida por arcillas, arenas y yesos del Triásico; dolomías, calizas y margas del Jurásico y calizas, dolomías y conglomerados del Cretácico. Localmente hay margas, areniscas y conglomerados del Mioceno y depósitos aluviales y conglomerados del Cuaternario. No obstante, el sistema acuífero está formado principalmente por calizas y dolomías y los sedimentos del Triásico forman la base del mismo (Fig. 3). La estructura es compleja debido a una tectónica en escamas que es resultado de procesos de plegamiento y fracturación. Las explotaciones son poco significativas y el acuífero funciona en régimen de flujo natural (Hornero 2010; Hornero et al., 2013). Las descargas principales conocidas hasta el presente estudio están concentradas en manantiales, principalmente en las poblaciones de de Ayna y Liétor (Fig. 3), siendo esto consecuente con el modelo conceptual de flujo regional actual, que indica una dirección y sentido general desde el noroeste hacia el este y sureste (Hornero, 2010). La tectónica y la red de flujo favorecen las descargas al río.

Desde el punto de vista hidroquímico las aguas del río Mundo y de los manantiales cercanos a él son muy similares (Fig. 4), lo que impide usar trazadores químicos más convencionales para trazar la descarga de agua subterránea. La mayoría de las aguas son de facies HCO_3-Ca-Mg, ya que circulan principalmente por materiales carbonatados (calizas y/o por calizas magnesianas). Hornero et al. (2012) realizan una descripción más detallada de las características químicas e isotópicas.

Metodología

El trabajo de campo para el estudio de la identificación y cuantificación de la descarga de agua subterránea se realizó durante octubre-noviembre de 2011 y mayo de 2012. Se recogieron muestras para análisis químicos e isotópicos en aguas superficiales (9 muestras en ríos y arroyos) y aguas subterráneas (4 muestras en manantiales), y se realizaron mediciones in situ de conductividad eléctrica (CE), pH, temperatura, alcalinidad y actividad de ^{222}Rn. Para la cuantificación de la descarga de agua subterránea en un tramo de río en Ayna los caudales superficiales se midieron con un molinete hidráulico de la marca OTT modelo FAT Z400. En este trabajo solo se usan los datos de ^{222}Rn, las concentraciones de componentes mayoritarios y los caudales.

La caracterización de la actividad de ^{222}Rn de aguas subterráneas y superficiales se realizó mediante mediciones puntuales en aguas de sondeos, manantiales y ríos, y también mediante mediciones en continuo a lo largo de perfiles en ríos. En el presente estudio sólo se muestran los resultados de mediciones puntuales en ríos y manantiales.

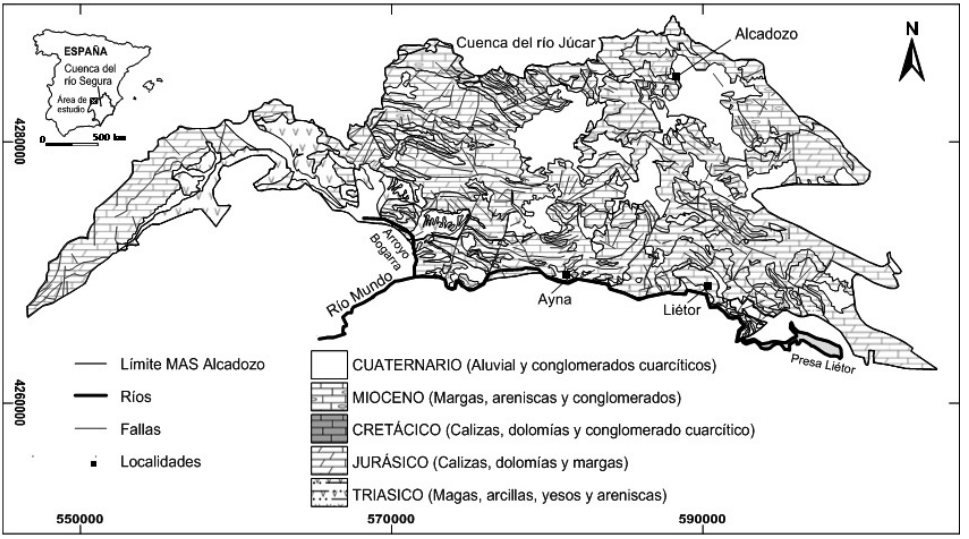


Figura 3. Geología simplificada del SACAL (modificado de IGME, 1974a, 1974b, 1975a, 1975b, 1978 y 1980).

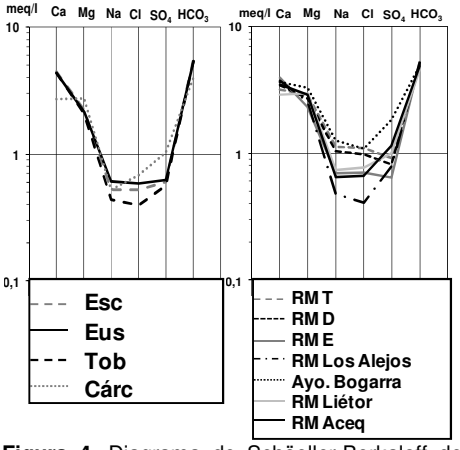


Figura 4. Diagrama de Schöeller-Berkaloff de las aguas de manantiales (izquierda) y del río Mundo (derecha). Ver ubicación en Fig. 5.

Para la identificación de posibles descargas de agua subterránea al río Mundo fuera de las dos zonas principales conocidas (manantiales de Ayna y Liétor), se realizaron medidas puntuales de ^{222}Rn en 13 lugares ubicados a lo largo de aproximadamente 47 km de cauce (Fig. 5).

La actividad de ^{222}Rn se midió in situ con el espectrómetro de masas portátil RAD7 (Durridge Co.). La extracción del gas se hizo mediante un cilindro intercambiador conectado al espectrómetro formando un circuito cerrado de aire. Este método permite hacer un seguimiento continuo de la concentración de ^{222}Rn en agua. El límite de respuesta teórico es de aproximadamente 10-15 minutos para una respuesta al 95 %, impuesto por el periodo de semidesintegración del ^{218}Po, de 3,1 min (Dulaiova et al., 2005). Otros procesos tales como el caudal de agua que entra al intercambiador, la velocidad de transferencia de radón desde el agua al aire, que a su vez depende del tamaño de la gota de agua y la eficiencia de aireación, y/o el volumen del bucle de aire, son factores que pueden influenciar este límite de respuesta. Cada medición puntual tuvo una duración total de 1 h durante la cual se realizaron seis mediciones de 10 minutos; de esta forma se consigue que el margen de incertidumbre sea menor en cada periodo. Además, dado que la relación actividad ^{222}Rn aire / actividad ^{222}Rn agua (con un valor de 4:1) es función de la temperatura, ésta se midió (y registró) en continuo en el cilindro intercambiador.

Una vez identificada la existencia de descarga de agua subterránea se procedió a realizar una cuantificación de la misma en un sector seleccionado en la población de Ayna. La cuantificación se realizó mediante un balance de masa de ^{222}Rn en un tramo del río de unos 700

m de longitud. Se establecieron dos estaciones de control, la 32 aguas arriba y la 34 aguas abajo (Fig. 6). La estimación del flujo de agua subterránea que pasa por cada una de las dos estaciones de control mediante balance de masa de ^{222}Rn queda resumida en la ecuación (1) (modificado de Ellins et al., 1990):

$$\frac{Q_{subt}}{Q_{\sup}} = \frac{Rn_{\sup} - Rn_f}{Rn_{subt} - Rn_f} \quad (1)$$

donde Q_{subt} es el flujo de agua subterránea, Q_{sup} es el flujo de agua superficial, $^{222}Rn_{sup}$ es la actividad de ^{222}Rn en el agua superficial, $^{222}Rn_{subt}$ es la actividad de ^{222}Rn en el agua subterránea y $^{222}Rn_f$ es el fondo regional de la actividad de ^{222}Rn en el agua superficial. La descarga total de agua subterránea a lo largo del tramo entre ambas estaciones se calcula por diferencia entre Q_{subt} en la estación 34 y Q_{subt} en la estación 32.

Los valores de las actividades de ^{222}Rn necesarios para la estimación del caudal de agua subterránea en cada una de las dos campañas se midieron el 13 de octubre de 2011 y el 5 de mayo de 2012. El caudal superficial (Q_{sup}) y la actividad de ^{222}Rn del agua superficial ($^{222}Rn_{sup}$) fue medida en las estaciones 32 y 34. La actividad de ^{222}Rn del agua subterránea en el entorno del río ($^{222}Rn_{subt}$) se obtuvo realizando medidas puntuales en dos manantiales ubicados entre las estaciones 32 y 34, Esc y Eus (Fig. 6). El valor de $^{222}Rn_f$ (fondo regional del río) se estableció a partir de los valores mínimos de actividad medidos en 6 estaciones localizadas a lo largo del río Mundo e identificadas en la Fig. 5 como RM Riópar, RM Alejos, RM C.Halcón, Ayo. Bogarra, RM Aceq y RM Liétor. La actividad medida en las mismas corresponde a aguas prácticamente sin radón.

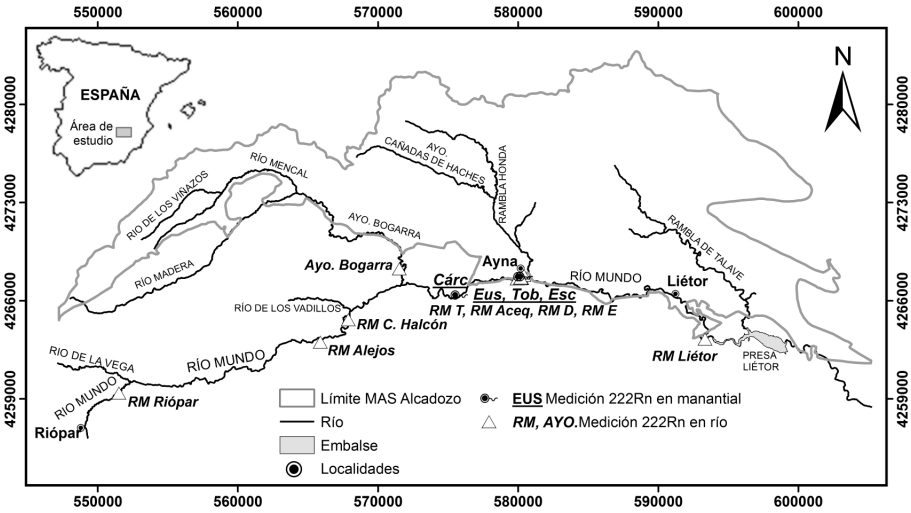


Figura 5. Puntos de medición de ^{222}Rn a lo largo del río Mundo (13 octubre de 2011 y 3 de mayo de 2012) y manantiales medidos en la zona de Ayna (octubre de 2011 y mayo de 2012).

El resultado de este balance de masa puede tener una notable incertidumbre asociada (aunque no mayor de las de otras técnicas) que procede de los errores de la medición de cada variable involucrada (ecuación 1). El error (cuadrático) asociado a cada variable es:

$$\sigma^2_{Qsubt} = \Sigma^k_{i=1}\left(\frac{\delta f \sigma_{xi}}{\delta xi}\right)^2 \quad (2)$$

donde x_i es cada una de las variables de la función utilizada para calcular Q_{subt} y σ_{xi} es la desviación estándar de esa variable. La incertidumbre de los valores de Q_{subt} calculados se ha cuantificado como propagación de errores de todas las variables. Combinando las ecuaciones del tipo de la (2) aplicadas a cada variable de la ecuación (1) se tiene la ecuación (3):

$$\sigma^2_{Qsubt} = \sigma^2_{Rn\sup}\frac{\delta Qsubt}{\delta Rn\sup} + \sigma^2_{Rnf}\frac{\delta Qsubt}{\delta Rnf} + \sigma^2_{Rnsubt}\frac{\delta Qsubt}{\delta Rnsubt} \quad (3)$$

donde σ_{Qsubt}, σ_{Rnsup}, σ_{Rnf} y σ_{Rnsubt} son las desviaciones estándar de las variables anotadas en los subíndices.

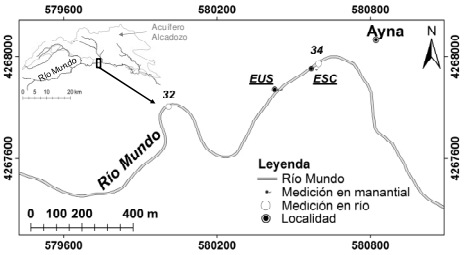


Figura 6. Esquema de la zona donde se ha cuantificado la descarga de agua subterránea al río Mundo mediante balance de masas de la actividad de ^{222}Rn. La longitud del tramo es de unos 700 m.

Resultados

La Fig. 7 muestra los rangos de actividades de ^{222}Rn medidos en los 13 puntos ubicados a lo largo del río Mundo, en su afluente el arroyo de Bogarra y en varios manantiales. La actividad de la mayoría de los manantiales que descargan al río Mundo en el entorno de Ayna (Eus, Esc, Tob en figuras 5 y 6) es muy homogénea y tiene como valores más frecuentes 55 ± 5 pCi·L^{-1} (rango A en Fig. 7). Solamente un manantial supera esta actividad, el Cárc, con 130 ± 9 pCi·L^{-1}; se trata de un caso aislado cuyo origen está asociado a una escama tectónica de materiales cuaternarios.

El rango de actividades medido en el río a su paso por Ayna (rango B en Fig. 7) es amplio y oscila entre valores propios de aguas superficiales sin o prácticamente sin ^{222}Rn, como la del punto RM T (que está al inicio del tramo que pasa por Ayna, pero que ya tiene una actividad de ^{222}Rn superior a las medidas aguas arriba y aguas abajo de Ayna), y valores propios de aguas subterráneas descargando localmente al río, como las del punto RM E, el cual está en una zona que integra la descarga de manantiales como Eus o Esc.

La magnitud de los valores de actividad medidos en las aguas de río aguas arriba y aguas abajo de Ayna, desde cerca del nacimiento del río hasta la presa de Liétor es muy pequeña y su rango de variación muy estrecho (rango C en Fig. 7). Esto sugiere que se trata de los valores propios de agua que no tiene aportes, al menos significativos, de agua subterránea. En este rango se integran también las aguas del arroyo de Bogarra, cuya agua tiene un origen distinto a la del río Mundo. En este trabajo se ha considerado que este rango (2 a 7 pCi·L^{-1}) representa la actividad del fondo regional del río.

El principal resultado es que de todos los puntos en los que se ha realizado medidas puntuales de ^{222}Rn solamente en aquellos ubicados en Ayna se ha encontrado una actividad mayor a la del fondo regional. Aunque esto no significa que no pueda haber descargas puntuales relevantes en lugares no medidos, sí sugiere que no hay otras zonas de descarga concentrada significativa fuera de Ayna y Liétor.

La cuantificación de la descarga de agua subterránea al río Mundo en el tramo de la Fig. 6 se ha realizado en dos momentos distintos, octubre de 2011 (final de época seca) y mayo de 2012 (final de época húmeda en teoría, aunque ese año fue muy seco). La información necesaria para realizar el balance fue obtenida de la forma que se explica en el apartado de Metodología.

Los resultados de las dos campañas realizadas en octubre de 2011 y mayo de 2012 están resumidos en las Tablas 1 y 2. Teniendo en cuenta la incertidumbre, cuantificada como se ha descrito en el apartado de Metodología, la descarga de agua subterránea estimada en octubre de 2011 es de 240,03 ± 10,01 Ls^{-1} y la estimada en mayo de 2012 es de 186,83 ± 5,11 Ls^{-1} (Tabla 2). Las cifras obtenidas en ambas fechas no son muy diferentes, lo que se podría explicar por la combinación de dos motivos: i) el sistema acuífero está en régimen estacionario y cabe esperar que las fluctuaciones estacionales en las descargas sean pequeñas; ii) el año hidrológico 2011-2012 fue muy seco y no hubo lluvias significativas entre ambas campañas de aforo, por lo que no cabía esperar modificaciones del flujo de base asociadas a descarga de almacenamiento en riberas o de flujos hipodérmicos. Además, estas cifras son coherentes con los cálculos del balance regional realizado en Hornero et al. (2012), lo cual sugiere que la técnica es robusta, dado que el sistema está en régimen estacionario.

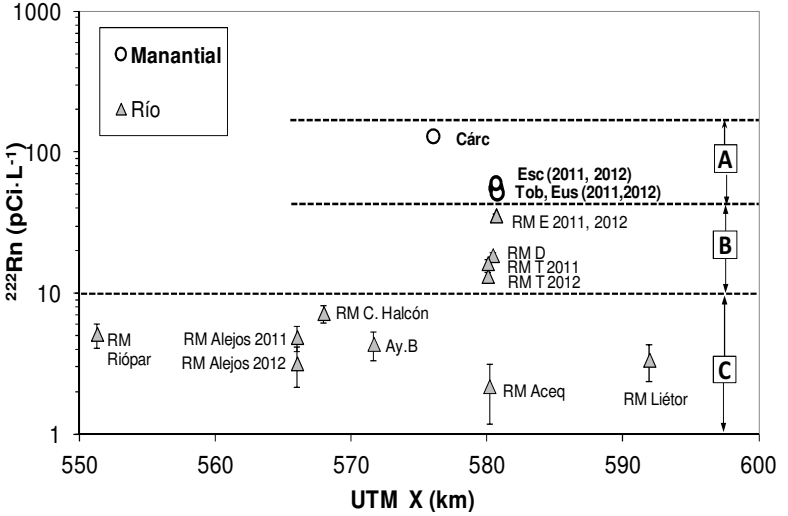


Figura 7. Rango de actividades de ^{222}Rn medidas en distintos puntos del río Mundo y en manantiales ubicados a lo largo de aproximadamente 47 km. A Rango de actividades de las aguas subterráneas (manantiales). B Rango de actividades de aguas mezcla entre aguas superficiales sin ^{222}Rn y aguas subterráneas de descarga local. C Rango de actividades del fondo regional (aguas de río sin o prácticamente sin ^{222}Rn).

Tabla 1. Datos medidos en campo en 2011 y 2012 para el balance de masa de ^{222}Rn.

Estación	Fecha	Q_{sup} ($L \cdot s^{-1}$)	$^{222}Rn_{sup}$ ($pCi \cdot L^{-1}$) ± 2σ	$^{222}Rn_{subt}$ ($pCi \cdot L^{-1}$) ± 2σ	$^{222}Rn_{f}$ ($pCi \cdot L^{-1}$) ± 2σ	Q_{subt} ($L \cdot s^{-1}$) ± σ
32	13/10/2011	40,83	13,22 ± 3,06	53,52 ± 5,90	4,24 ± 1,98	7,44 ± 2,01
34	13/10/2011	388,64	35,62 ± 4,76	55,29 ± 5,99	4,24 ± 1,98	247,47 ± 12,02
32	03/05/2012	131,43	16,31 ± 3,37	53,52 ± 5,90	4,24 ± 1,98	31,08 ± 6,28
34	03/05/2012	355,56	35,53 ± 4,77	55,29 ± 5,99	4,24 ± 1,98	217,91 ± 11,38

Tabla 2. Caudal de agua subterránea al río Mundo calculada para ambos tiempos.

Fecha	$Q_{subt\ (34-32)}$ ($L \cdot s^{-1}$) ± σ
13/10/11	240,03 ± 10,01
03/05/12	186,83 ± 5,11

Discusión y conclusiones

Las actividades de ^{222}Rn medidas en 13 localidades ubicadas a lo largo de casi 50 km de cauce del río Mundo sugieren que no hay descargas concentradas significativas al río fuera de las zonas principales de manantiales conocidas en las poblaciones de Ayna y Liétor. Las actividades de ^{222}Rn medidas en los manantiales de Ayna son de media un orden de magnitud mayores que las medidas en el río Mundo aguas arriba y abajo de Ayna, desde cerca de su nacimiento en Riópar hasta la presa de Liétor, siendo del orden de 50-60 $pCi \cdot L^{-1}$ en los manantiales (incluyendo la incertidumbre) y de 2 a 7 $pCi \cdot L^{-1}$ en el río (idem).

La descarga de agua subterránea cuantificada en el tramo evaluado en Ayna (unos 700 m de longitud) es consistente para las dos fechas estudiadas, siendo en octubre 2011

de 240,03 ± 10,01 $L \cdot s^{-1}$ y en mayo de 2012 de 186,83 ± 5,11 $L \cdot s^{-1}$. Esto es coherente con el hecho de que el sistema acuífero funciona en régimen natural y también con que el año hidrológico 2011-2012 ha sido muy seco. En un año más húmedo quizás haya diferencias entre el otoño y la primavera.

Estas conclusiones indican que el ^{222}Rn es una herramienta confiable no sólo para la identificación de áreas de descarga de aguas subterránea, sino también para la cuantificación de la misma en zonas donde la hidroquímica no es una herramienta útil y las condiciones hidrológicas permiten discriminar, con incertidumbres aceptables, las actividades de la escorrentía superficial y de las aguas subterráneas.

Agradecimientos

El trabajo forma parte de las actividades del proyecto MICINN CGL2009-2910, REDESAC, financiado por el Gobierno de España. Se ha apoyado en el proyecto "Definición de un plan de extracciones de agua subterránea en la Cuenca Alta del Segura en épocas de sequía, (2008-2009)", del Instituto Geológico y Minero de España (IGME) y la Confederación Hidrográfica del Segura (CHG).

Referencias

Burnett, W.C., Peterson, R., Santos, I.R. y Hicks, R.W. 2010. Use of automated radon measurements for rapid assessment of groundwater flow into Florida streams. Journal of Hydrology, 380: 298–304.

Cable, J.E., Burnett, W.C., Chanton, J.P. y Weatherly, J.L. 1996. Estimating groundwater discharge into the northeastern Gulf of Mexico using radon-222. Earth and Planetary Science Letters, 144: 591-604.

Cook, P. G., Lamontagne, S., Berhane, D. y Clark, J.F. 2006. Quantifying groundwater discharge to Cockburn River, southeastern Australia, using dissolved gas tracers ^{222}Rn and SF6. Water Resources Research, 42: W10411. 12pp.

Corbett, R.D., Burnett, W.C., Cable, P. H. y Clark, S.B. 1997. Radon tracing of groundwater input into Par Savannah River Site. Journal of Hydrology, 203: 209-227.

Dulaiova, H., Peterson, R., Burnett, W. C. y Lane-Smith, D. 2005. A multi-detector continuous monitor for assessment of 222Rn in the coastal ocean. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 263(2):361-365.

Ellins, K. E., Roman-Mas, A. y Lee, R. 1990. Using ^{222}Rn to examine groundwater/surface discharge interaction in the Rio Grande de Manati, Puerto Rico. Journal of Hydrology, 115: 319-341.

Gainon, F., Goldscheider, N. y Surbeck, H. 2007. Conceptual model for the origin of high radon levels in spring waters –the example of the St. Placidus spring, Grisons, Swiss Alps. Swiss J. Geosci., 100: 251-262.

Hornero, J. 2010. Estudio hidrogeológico de la masa de agua subterránea Alcadozo (Cuenca del Segura). Trabajo Fin de Máster, Máster en Ingeniería del agua y del Terreno. Universidad Politécnica de Cartagena. 106 pp.

Hornero, J., Manzano, M. y Ortega, L. 2012. Caracterización hidrogeológica, hidroquímica e isotópica de la Masa de Agua Subterránea Alcadozo (cuenca del Segura). En: 7 AHPG, Asamblea Hispano Portuguesa de Geodesia y Geofísica, Donostia-San Sebastián 25-29 de junio de 2012. [CD-ROM]. Donostia: Aranzadi Zientzia Elkartea, 2013 (en prensa).

Hornero, J., Manzano, M., Ortega, L. y Custodio, E. 2013. Recarga natural al acuífero de Alcadozo (España) mediante balance de cloruro atmosférico y balance de agua en el suelo. VI Seminario Hispano Latinoamericano sobre temas actuales de la hidrología subterránea, La Plata, Argentina, 2013.

IGME, 1974a. Hoja geológica MAGNA, nº 815 (Robledo). Madrid.

IGME, 1974b. Hoja geológica MAGNA, nº 817 (Pozo-Cañada). Madrid.

IGME, 1975a. Hoja geológica MAGNA, nº 816 (Peñas de San Pedro). Madrid.

IGME, 1975b. Hoja geológica MAGNA, nº 842 (Liétor). Madrid.

IGME, 1978. Hoja geológica MAGNA, nº 841 (Alcaraz). Madrid.

IGME, 1980. Hoja geológica MAGNA, nº 843 (Hellín). Madrid.

Rogers, A.S. 1958. Physical behaviour and geologic control of radon in mountain streams. U.S. Geol. Surv. 1052: 187-212.

Sakoda, A., Ishimori, Y. y Yamaoka, K. 2011. A comprehensive review of radon emanation measurement for mineral, rock, soil, mill tailing and fly ash. Applied Radiation and Isotopes, 69: 1422-1435.

Stellato, L., Terrasi, F., Marzaioli, F., Belli, M. Sansone, U. y Celico, F. 2013. Is ^{222}Rn a suitable tracer of stream–groundwater interactions? A case study in central Italy. Applied Geochemistry, 32: 108-117.

Tanner, A. B. 1978. Radon migration in the ground: A supplementary review. U.S. Geol. Surv.1052: 1-62.

Relaciones entre aguas superficiales y subterráneas en la región hídrica de los Esteros del Iberá (Corrientes, Argentina)

Lucía Ortega[1], Marisol Manzano[1], Leticia Rodriguez[2], Luis Vives[3], Andrés Mira[3], Javier Heredia[4], Luis Araguás[5] y Pradeep Aggarwal[5]

[1] Escuela de Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos y de Ingeniería de Minas, Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII 52, (30203) Cartagena, España.
[2] Universidad Nacional del Litoral, Centro de Estudios Hidroambientales. Ciudad Universitaria CC 217 Ruta Nacional 168 Km 472.4, (3000) Santa Fe, Argentina.
[3] Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Usunoff", UNCPBA-CIC.República de Italia 780, (7300) Azul, Buenos Aires, Argentina.
[4] Instituto Geológico y Minero de España, Calle Ríos Rosas, 23, (28003) Madrid, España.
[5] International Atomic Energy Agency, Vienna International Centre, PO Box 100, (1400) Vienna, Austria.

Mail de contacto: lucia.ortega@upct.es

RESUMEN

El ^{222}Rn se ha utilizado, con otros trazadores ambientales, para estudiar la descarga de aguas subterráneas a cuerpos de agua superficial en los Esteros de Iberá y su entorno hasta el río Uruguay. Se realizó un estudio químico regional y mediciones de ^{222}Rn en lagunas, ríos y pozos. Todas las aguas superficiales y muchas subterráneas estudiadas tienen características químicas e isotópicas coherentes con la lluvia. En cambio las actividades de ^{222}Rn medidas en aguas subterráneas y superficiales son significativamente diferentes. Los resultados no sugieren la existencia de descarga de agua subterránea en los lugares medidos, al menos en magnitud notable. No obstante, algunas medidas locales relativamente altas apuntan cierta contribución de agua subterránea: en el río Uruguay al S de Misiones y al S de la laguna Iberá. Una segunda medición en ésta última no reprodujo los valores de la primera vez, debido a que la detección de la descarga depende de muchos factores.
Palabras clave: Iberá, esteros, río, descarga de agua subterránea, ^{222}Rn.

ABSTRACT

^{222}Rn activity was used, with other environmental tracers, to assess the existence of groundwater discharge to surface water bodies in the Esteros de Iberá and its surrounding towards the Uruguay River. A regional chemical study has been performed together with ^{222}Rn measurements in lagoons, rivers, and wells. All surface water samples and many groundwater samples are poorly mineralized and their chemical and isotope properties are coherent with rain water. ^{222}Rn activities measured in groundwater and surface water are significantly different. The results do not suggest the existence of generalized and relevant groundwater discharge to the measures surface waters. However, some local measurements with relatively high activities could indicate groundwater discharge: this is the case of the Uruguay River in S Misiones and at the S of the Iberá lagoon. A second measurement in the last place did not reproduce the first results, but detecting groundwater discharge depends on many factors.
Keywords: Iberá, shallow lagoons, river, groundwater discharge, ^{222}Rn.

Introducción

Los estudios hidrogeológicos, hidrogeoquímicos e isotópicos llevados a cabo en el marco del Proyecto para la protección ambiental y el desarrollo sostenible del Sistema Acuífero Guaraní (Proyecto SAG) generaron un modelo conceptual de funcionamiento del SAG que tenía algunas incertidumbres significativas en el sector sur del área de estudio. Algunas de las más relevantes se refieren a la posible descarga de agua subterránea de flujos regionales del SAG a cuerpos superficiales, como el río Paraná, río Uruguay o los Esteros de Iberá (Rodríguez et al., 2009).

De hecho, el modelo hidrogeológico conceptual tradicional sugiere que los Esteros del Iberá reciben descarga de agua subterránea, incluyendo aportes de las formaciones profundas del SAG (Araújo et al.,

1999; Campos, 2000; Vives et al., 2009). Los estudios en marcha de los autores de este trabajo han confirmado la existencia de agua del SAG en pozos ubicados en el borde oriental de los Esteros de Iberá (Manzano et al., 2013). Por el contrario, el modelo hidrológico superficial conceptual sostiene que el agua de los esteros es escorrentía de la lluvia (Canziani et al., 2003).

Este estudio tiene como objetivo identificar la posible existencia de descarga de aguas subterráneas a los Esteros del Iberá y su entorno hasta el río Uruguay, utilizando para ello trazadores químicos ambientales tales como la actividad de ^{222}Rn medida in situ en aguas superficiales y subterráneas y el valor de la relación Cl/Br. Este trabajo se enmarca dentro del proyecto MICINN REDESAC del Ministerio de Economía y Competitividad de España, cuyo objetivo es el estudio de procesos de recarga y descarga de acuíferos mediante trazadores ambientales.

Características de la zona de estudio

De forma operativa, y a efectos exclusivos de este trabajo, se ha denominado a la zona de estudio "región hídrica del Iberá (RHI)". La RHI comprende los Esteros del Iberá más los ríos y arroyos del entorno sur y oriental de los Esteros: ríos Corriente, Miriñay, Aguapey y Uruguay.

Los Esteros del Iberá se ubican sobre un abanico aluvial de edad pliocena a actual. La geología regional se conoce relativamente bien (Herbst y Santa Cruz, 1995; Chebli et al., 1999) pero no la de detalle, sobre todo su extensión en profundidad. El substrato de la RHI consiste en arenas finas a gruesas, limos y arcillas de las formaciones Ituzaingó, Toropí-Yupoí y San Guillermo. Al N y NE de la RHI afloran basaltos de la Fm Serra Geral (Cretácico) y arenas de las formaciones que los recubren. Estudios recientes (Mira et al., 2013) indican que el conjunto de las formaciones está afectado por grandes fallas verticales, lo que posibilitaría la conexión hidráulica entre distintas formaciones. Una descripción más detallada de la geología de la zona de estudio se puede ver en el trabajo mencionado.

El agua de la RHI fluye de NE a SW y es drenada por un solo cauce, el río Corriente, afluente del Paraná. Dentro de la RHI y al E de los Esteros nacen los ríos Miriñay y Aguapey, que desembocan en el río Uruguay. La cuenca del río Miriñay posee una superficie de 10.290 km^2 (SsRH, 2004) e incluye arroyos y bañados. Su cauce principal tiene una longitud de 217 km. Se desarrolla en sentido dominante N-S desde su lugar de nacimiento, justo al S de la Laguna de Iberá (junto a la población Colonia Pellegrini) hasta el río Uruguay al norte de la cuidad de Monte Caseros. Por el NE linda con la cuenca del río Aguapey, por el E y SE con las cuencas de otros arroyos menores y por el O linda con la cuenca del río Corriente. La cuenca del río Aguapey, al E de la del Miriñay, ocupa una superficie de 7.970 km^2 (SsRH, 2004) y se sitúa al NE de la provincia de Corrientes, actuando como límite natural entre la meseta de Misiones y la llanura mesopotámica. El río Aguapey nace de esteros y bañados próximos a la localidad de San Carlos, cerca de la Provincia de Misiones, y desemboca en el río Uruguay a la altura de la localidad de Alvear. La cuenca limita al N con el río Paraná, al O con las cuencas de los ríos Miriñay y otros arroyos menores, al S por el río Uruguay y al E con algunos arroyos menores que también desembocan en el río Uruguay. El cauce principal tiene unos 310 km. La cuenca se caracteriza por una amplia llanura de inundación sobre suelo de baja permeable que, junto a su escasa pendiente (< 1 %), favorece la retención del agua superficial. La cuenca del río Corriente se sitúa en el centro-SW de la provincia de Corrientes. Nace en la laguna Itaí, al SW de los Esteros del Iberá, y desemboca en el río Paraná en Esquina (Corrientes).

Fundamentos de aplicación de los trazadores utilizados

Actividad de ^{222}Rn

El ^{222}Rn es un gas noble radioactivo de origen litogénico, con un periodo de semidesintegración de 3,82 días, que se utiliza como trazador de la presencia de descargas de agua subterránea a cuerpos de agua superficial. Esto es debido a que presenta usualmente una actividad de ^{222}Rn de 2 a 4 órdenes de magnitud mayor en agua subterránea que en agua superficial (Burnett et al., 2010). Tras una descarga de agua subterránea se produce un incremento inmediato de la concentración de ^{222}Rn en el cuerpo de agua receptor, pero la volatilidad del Rn hace que dicha actividad disminuya más o menos rápidamente, en función de otros factores. Si la magnitud de la descarga es pequeña y el espesor de la lámina de agua también, la descarga puede no ser detectable.

El uso del ^{222}Rn en hidrología como trazador isotópico ambiental ha incrementado en los últimos años como resultado de la automatización de las técnicas de medición en agua, que permiten obtener resultados

confiables en unos minutos (Burnett et al., 2001; Dulaiova et al., 2005; Burnett et al., 2010).

Relación Cl/Br

El valor del cociente Cl/Br (molar) y su relación con el contenido de Cl de un agua se usa en el ámbito de la hidrogeología para identificar el origen y la evolución de la salinidad de las aguas subterráneas y superficiales (Alcalá y Custodio, 2008). El Cl^- y el Br^- son iones ubicuos en todas las aguas naturales y tienen un comportamiento conservativo debido a su carácter hidrófilo y su pequeño tamaño iónico. Ninguno de los dos se intercambia iónicamente a bajas temperaturas, ni se adsorbe a la superficie de minerales y, debido a su elevada solubilidad, solo forman minerales en condiciones de evaporación extremas. Por ello, los procesos físico-químicos que tiene lugar en el terreno (disolución, evaporación, transpiración, etc.) pueden cambiar su concentración absoluta pero no varían significativamente la relación molar Cl/Br (R). En la literatura científica se puede encontrar una buena recopilación de los valores de R para distintos tipos de aguas con distinto origen de salinidad (Davis et al., 1998; Custodio y Herrera, 2000; Alcalá y Custodio, 2008). En este estudio se utiliza como referencia la realizada por Alcalá y Custodio (2008). Algunos valores de R necesarios para la interpretación de los resultados son: (i) En el agua marina no contaminada se tiene R = 655 ± 4, por lo que aguas con adición o presencia de agua de mar tienen valores de R similares a ese; (ii) la lluvia continental tiene valores de R variables entre 50 y 650; (iii) las aguas residuales urbanas y las agropecuarias pueden tener valores de R > 1000 por adición de NaCl; las aguas de origen agrícola tienen valores de R <<1000.

Metodología

Para conocer la posible descarga de aguas subterráneas a las masas de agua superficial de la RHI (esteros, lagunas, arroyos y ríos) se ha realizado un estudio hidroquímico e isotópico regional utilizado como trazadores los componentes mayoritarios del agua y algunos minoritarios, entre ellos la relación Cl/Br y, especialmente, la actividad de ^{222}Rn. Se han estudiado 86 análisis químicos de aguas superficiales y subterráneas tomadas entre agosto y septiembre de los años 2009, 2010 y 2011 y en julio de 2012. En todas las muestras se midió en campo la temperatura del aire y el agua, la conductividad eléctrica, el pH y la alcalinidad; en 51 de ellas (23 sondeos y pozos, 21 ríos y arroyos y 7 lagunas) se midió también la actividad de ^{222}Rn. Los análisis químicos de los componentes mayoritarios y minoritarios (HCO_3^- CO_3^{2-}, SO_4^{2-}, Cl^-, F^-, NO_3^-, NO_2^-, Na^+, K^+, Ca^{2+} y Mg^{2+}) se realizaron en el laboratorio del Instituto de Hidrología de Llanuras (IHLLA; Azul, Argentina), y los componentes minoritarios (Br y relación Cl/Br) en el laboratorio del Instituto Geológico y Minero de España (IGME, Madrid, España). La Tabla 1 resume las técnicas empleadas y sus límites de detección. En la Fig. 1 se muestra la ubicación de todos los puntos muestreados.

Tabla 1. Límites de detección de los elementos químicos analizados en aguas y su técnica de análisis (EAA= Espectrofotometría de absorción atómica; VAB= Valoración ácido-base; EUV= Espectrómetro UV-visible; CI= Cromatografía iónica; EM= Espectrometría de masas).

Elemento	Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	HCO_3^-	CO_3^{2-}	SO_4^{2-}	NO_3^-	Cl^-	Cl^-	Br^-	F^-	^{222}Rn
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	$pCi \cdot L^{-1}$
Técnica de análisis	E.A.A.	E.A.A.	E.A.A.	E.A.A.	V.A.B	V.A.B	E.U.V.	E.U.V.	V.A.B	C.I.	C.I.	E.U.V.	E.M.
Laboratorio	IHLLA	IHLLA	IHLLA	IHLLA	IHLLA	IHLLA	IHLLA	IHLLA	IHLLA	IGME	IGME	IHLLA	RAD7
Límite de detección	0,4	0,13	0,5	2,5	20	20	1	0,4	<2	0,01	0,02	0,1	0,2

Las medidas ^{222}Rn en sondeos, ríos y lagunas se llevaron a cabo in situ utilizando un espectrómetro de masas portátil RAD7 (Durridge Co.), diseñado para medir continuamente la actividad de radón en aire. Este detector de estado sólido consiste en un material semiconductor de silicio que convierte la radiación de partículas alfa (α) directamente en una señal eléctrica. Para la extracción del gas ^{222}Rn se usó un cilindro intercambiador, RADAQUA, que se conecta al espectrómetro formando un circuito cerrado de aire. Este método permite hacer un seguimiento continuo de la concentración de ^{222}Rn en agua. El límite de respuesta teórico es de aproximadamente 10-15 minutos para una respuesta del 95 %, impuesto por el periodo de semidesintegración del ^{218}Po, que es el descendiente de ^{222}Rn, de 3,05 min. El límite de respuesta es sensible a la concentración de ^{222}Rn disponible, disminuyendo cuanto mayor sea la actividad de ^{222}Rn presente (Burnett et al., 2001). Otros

factores tales como el caudal de agua que entra al intercambiador, la velocidad de transferencia de radón desde el agua al aire, que a su vez depende del tamaño de la gota de agua y la eficiencia de aireación, y/o el volumen del bucle de aire pueden influenciar este límite de respuesta (Dulaiova et al., 2005). Cada medición puntual tuvo una duración de 1 h, periodo que se considera adecuado para obtener varias medidas con un margen de incertidumbre pequeño. Burnett et al. (2001) describen tiempos de medición similares en cuerpos de agua superficial con concentraciones similares de ^{222}Rn que la zona de estudio aquí descrita. La relación $^{222}Rn_{aire}$ / $^{222}Rn_{agua}$, con un valor de 4:1, es función de la temperatura, la cual fue medida en el mismo cilindro intercambiador y registrada durante la medición.

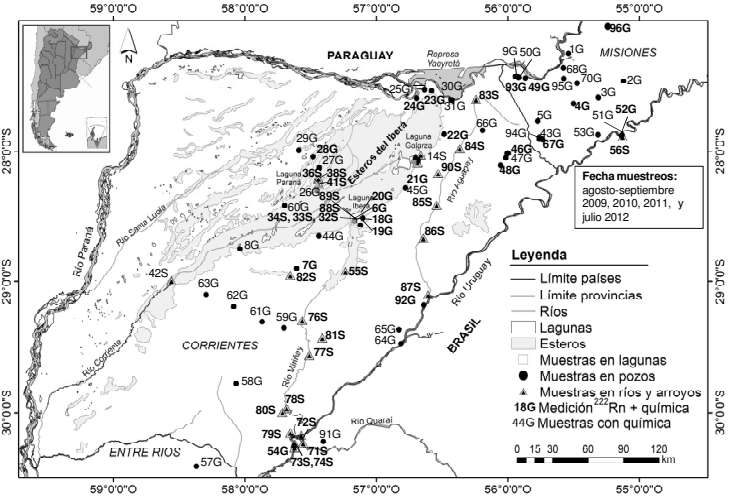


Figura 1. Localización de los puntos de agua superficial y subterránea muestreados en las campañas de 2009, 2010, 2011 y 2012.

Se realizaron 21 mediciones puntuales de ^{222}Rn en los ríos Aguapey, Miriñay, Uruguay y Quaraí (Brasil), y en los arroyos Pared, Ayuí Grande y Curuzú Cuatiá, pertenecientes a la cuenca del río Miriñay. También se realizaron medidas puntuales en las lagunas de Galarza, Luna, Iberá y Paraná, así como en los arroyos Yacaré y Carambola, todos dentro de los Esteros del Iberá. Muchas mediciones no se registraron ya que el objetivo solo era detectar la presencia de actividades significativas. La mayoría de las mediciones se realizaron desde una barca situada en el punto medio del cauce utilizando para la extracción del agua una bomba sumergible ($Q=0,3\ L \cdot s^{-1}$) que se situaba a 50 cm aproximadamente del lecho del río, arroyo o laguna. En situaciones donde no fue posible utilizar una barca se midió desde una orilla, situando la bomba lo más lejos posible de la misma. La mayoría de las mediciones en lagunas se realizaron siempre desde una barca en un punto fijo, con excepción de la laguna Paraná, donde se midió a lo largo de un transecto desde la isla central de la laguna Paraná hacia el N, hasta la desembocadura del arroyo Carambola. En pozos y sondeos la medición de ^{222}Rn se realizó utilizando una manguera conectada al pozo o sondeo y regulando el caudal.

Resultados

Posibles relaciones entre aguas superficiales y subterráneas según la relación Cl/Br

La Fig. 2 muestra los valores de Cl/Br frente al contenido de Cl^- en las aguas subterráneas y superficiales muestreadas. La mayoría de ellas están muy poco mineralizadas. Según Alcalá y Custodio (2008), las aguas subterráneas con valores de Cl/Br menores al valor marino y de $Cl<10\ mg \cdot L^{-1}$ suelen proceder de la recarga de lluvias continentales. En general cabe esperar que sean de recarga reciente, con poco tiempo de permanencia en el terreno, pero también pueden ser aguas antiguas en terrenos sin fuentes de Cl. Las aguas de ríos y lagunas dentro de ese mismo rango corresponderían

también a lluvias de zonas continentales. Las aguas con valores de R>800 y 1<Cl<40 mg·L^{-1} (la mayoría de río y algunas de pozo) están contaminadas por aguas residuales de origen urbano o ganadero, tal como sugieren sus contenidos de NO_3. Las muestras de los pozos 6G, 19G, 20G y 54G son las únicas que reciben aportes de aguas más salinas que la lluvia local actual; son aguas antiguas (con poco ^{14}C, ver Manzano et al., 2013) que se atribuyen a formaciones profundas.

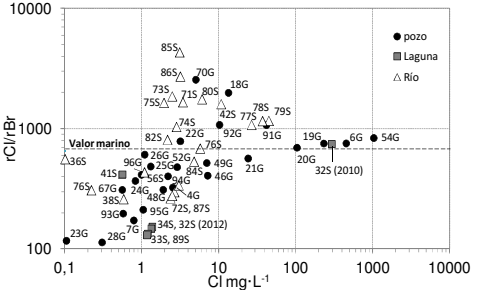


Figura 2. Relación Cl/Br (molar) en función de la concentración de Cl$^-$ (mg/L) en las aguas medidas en pozos, lagunas y ríos.

En general no se aprecia una relación clara entre las aguas subterráneas y las superficiales, excepto en el caso de la muestra 32S. Ésta es agua del sector S de la laguna de Iberá, tomada en septiembre de 2010. Presenta una concentración de Cl$^-$ y un valor de R muy similares a los de los pozos 20G, 19G, y 6G, que se encuentran relativamente cerca. No obstante, como se ve más adelante, la relación Cl/Br no es el único trazador que sugiere la presencia de agua subterránea en esa zona en el momento del muestreo en 2010, por tanto no se puede descartar que en ese momento hubiese descarga significativa de agua subterránea a la laguna.

Posibles relaciones entre aguas superficiales y subterráneas según el ^{222}Rn

En la Figura 3 se observan los valores de actividad de ^{222}Rn medidos en función de la concentración de Cl$^-$. Esta figura permite hacer una primera caracterización de la actividad de ^{222}Rn típica de las aguas superficiales y subterráneas del SHI.

Aguas superficiales

Las actividades de ^{222}Rn en las aguas superficiales de la RHI (Tabla 2) son en general muy bajas, con un rango de valores entre 0,1 y5 pCi·L^{-1}, incluyendo la incertidumbre. Son aguas de baja mineralización con concentraciones de Cl$^-$ de entre 1 y 10 mg·L^{-1}. En general, las aguas de río medidas tienen actividades de ^{222}Rn ligeramente mayores que las aguas de las lagunas. La mayoría de las aguas de río presentan actividades entre 0,2 y 5 pCi·L^{-1}, con un rango de Cl$^-$ entre 0,5 y 6 mg·L^{-1}.

Tabla 2. Actividades de ^{222}Rn en los ríos y lagunas medidos.

Ident.	Fecha	Nombre	Tipo	^{222}Rn pCi·L^{-1}	2σ pCi·L^{-1}
32S	27/09/2010	Lag. Iberá S, Centro	Laguna	26,9	2,32
32S	11/07/2012	Lag. Iberá S, Centro	Laguna	0,1	0,69
33S	11/07/2012	Lag. Iberá S, Borde S	Laguna	0,15	0,74
34S	11/07/2012	Lag. Ibera S, Puente	Laguna	0,36	0,85
36S	30/09/2010	Ay. Carambola, Centro	Arroyo	0,81	1,49
38S	02/10/2010	Ay.Carambola, Recodo.	Arroyo	0,6	0,83
41S	02/10/2010	Lag. Paraná S	Laguna	0,4	0,25
55S	28/08/2011	Río Miriñay, puente ruta 114	Río	4,94	1,7
56S	28/08/2011	Río Uruguay, San Javier	Río	21,04	7,87
71S	06/07/2012	Río Quaraí	Río	2,59	1,54
72S	07/07/2012	Río Uruguay Aguas Arriba	Río	0,31	0,96
73S	07/07/2012	Río Uruguay Medio	Río	0,14	0,69
74S	07/07/2012	Río Uruguay Aguas Abajo	Río	0,52	0,89
75S	10/07/2012	Miriñay 2	Río	0,73	1,05
76S	09/07/2012	Miriñay 3	Río	2,9	1,67
77S	08/07/2012	Miriñay 4	Río	2,14	1,46
78S	08/07/2012	Miriñay 5	Río	6,88	2,38
79S	07/07/2012	Miriñay 6	Río	0,14	0,67
80S	08/07/2012	Ayo. Curuzú Cuatiá	Arroyo	7,57	2,5
81S	09/07/2012	Ayo. Pared	Arroyo	2,57	1,65
82S	09/07/2012	Ayo. Ayuí Grande	Arroyo	3,95	1,95
83S	15/07/2012	Aguapey 1	Río	2,87	1,65
84S	15/07/2012	Aguapey 2	Río	0,15	0,7
85S	12/07/2012	Aguapey 3	Río	1,54	1,35
86S	12/07/2012	Aguapey 4	Río	1,4	1,23
87S	10/07/2012	Aguapey 6	Río	0,32	0,77
88S	11/07/2012	Lag. Ibera N, Borde S	Laguna	2,77	1,21
89S	11/07/2012	Lag. Iberá S, Borde NE	Laguna	0,05	0,65

Sin embargo, se han encontrado algunos lugares con indicios de aporte de agua subterránea: (i) en el río Uruguay a la altura de San Javier, S de la provincia de Misiones (muestra 56S), con una actividad de ^{222}Rn de 21,04 ± 7,87pCi·L^{-1}, muy similar a la muestra 26G de agua subterránea; (ii) en la cuenca baja del río Miriñay (muestra 78S), una zona de afloramientos de basaltos, con una actividad de ^{222}Rn de 6,88 ± 2,38 Bq·L^{-1} y una concentración de Cl$^-$ de 36,76 mg·L^{-1}; (iii) en el arroyo Curuzú Cuatiá (muestra 80S), a unos 5 km al O de la muestra anterior, con una actividad de ^{222}Rn de 7,57 ± 2,50pCI·L^{-1} y una concentración de Cl$^-$ un orden de magnitud menor que en el río Miriñay (6,01 mg·L^{-1} de Cl$^-$); y (iv) también en el río Miriñay (muestra 55S), a unos 40 km aguas abajo de su nacimiento, con una actividad de ^{222}Rn 4,94 ± 1,70pCi·L^{-1} y una concentración de Cl de 0,22 mg·L^{-1}.

Los valores de actividad medidos en lagunas (Tabla 2) tienen un rango entre 0,05 ± 0,6 y 0,4 ± 0,25 pCi·L^{-1}, excepto dos muestras que presentan valores algo mayores, la 32S (en

2010) y la 88S (en 2012). En septiembre de 2010 se midió una actividad de 26,90 ± 2,32 $pCi \cdot L^{-1}$ en el sector S de la laguna Iberá (muestra 32S (2010)) en Fig. 3). Con el objetivo de contrastar este resultado, en julio de 2012 se realizó otra medición en el mismo lugar pero el resultado fue mucho menor (0,10 ± 0,69 $pCi \cdot L^{-1}$) que en la campaña de 2010 (muestra 32S (2012)) en Fig. 3). Los resultados de ^{222}Rn en cada una de las dos campañas son coherentes con lo que indica la relación Cl/Br en cada una de ellas, por lo que ambos resultados parecen correctos. La muestra 88S corresponde a un punto ubicado en el NE del sector S de la laguna Iberá, y en él se midió una actividad de 2,77 ± 1,21$pCi \cdot L^{-1}$ en julio de 2012 (muestra 88S en Fig. 3).

Aguas subterráneas

Las aguas subterráneas medidas presentan actividades de ^{222}Rn de uno a dos órdenes de magnitud mayor que las aguas superficiales. Los resultados están resumidos en la Tabla 3.

Tabla 3. Actividades de ^{222}Rn en las aguas subterráneas medidas.

Ident.	Fecha	Nombre	Tipo	Prof.	^{222}Rn	2σ
				Pozo (m)	$pCi \cdot L^{-1}$	$pCi \cdot L^{-1}$
4G	01/09/2011	Cerro Azul	Pozo	535	62	5
6G	27/09/2010	Tanque Col. Pellegrini	Pozo	96	895	-
7G	03/09/2011	Ea. El Timbó	Pozo	-	490	17
18G	28/09/2010	R. Tribbia	Pozo	12	252	5
19G	29/09/2010	Ea. San Antonio	Pozo	98	161	4
20G	29/09/2010	Ea. El Estribo (ex LIMSA)	Pozo	100	122	3
21G	29/09/2010	Est. San Juan Corá 1	Pozo	60-80	268	5
22G	30/09/2010	Est. Tavé Retá	Pozo	120	213	3
23G	01/10/2010	EFA Nº 28	Pozo	25	717	9
24G	01/10/2010	Sol del Lago, embotelladora	Pozo	120	103	7
25G	01/10/2010	Res. Natural Sta. María	Pozo	-	1	0
26G	02/10/2010	Ea. San Alonso, tanque	Pozo	20	19	1
28G	02/10/2010	Ea. Sta. Sixta, molino	Pozo	32	32	2
44G	28/08/2011	Ea. El Socorro	Pozo	95	362	14
46G	30/08/2011	Virasoro 1.1	Pozo	60	237	11
48G	30/08/2011	Ea. Las Marías	Pozo	100	246	11
49G	30/08/2011	Villa Bonita	Pozo	490	211	10
52G	31/08/2011	San Javier 2	Pozo	97	325	13
54G	26/08/2011	Monte Caseros	Pozo	1035	64	6
67G	13/07/2012	Expoyerba	Pozo	90	55	5
92G	10/07/2012	COVESA La Cruz (6)	Pozo	80	59	22
93G	13/07/2012	SAMSA A4 San Lorenzo	Pozo	420	276	11
96G	14/07/2012	Jardín América	Pozo	528	196	9

La mayoría de las aguas tienen una baja mineralización y contenidos de Cl^- menores a 10 mg/L L^{-1}, excepto algunas muestras que pueden llegar a alcanzar los 1000 $mg \cdot L^{-1}$. Las aguas subterráneas poco mineralizadas proceden de pozos con distintas profundidades (entre 25 y 500 m) y tienen una actividad de ^{222}Rn media de 250 $pCi \cdot L^{-1}$, aunque hay excepciones. El pozo 23G, situado al N de los Esteros, alcanza los 717 ± 9 $pCi \cdot L^{-1}$. Se trata de un pozo somero (25 m) que perfora la FM Ituzaingó, a unos 5 km al S del embalse de Yaciretá. El pozo 7G, situado en la Estancia El Timbó, al S de los Esteros del Iberá, tiene una actividad de ^{222}Rn de 490 ± 17 $pCi \cdot L^{-1}$. Se trata también de un pozo somero perforado en la FM Serra Geral. Muy por debajo de la media se encuentran los pozos 25G y 26G, con actividades de ^{222}Rn inferiores a los 20 $pCi \cdot L^{-1}$, valores más característicos de aguas superficiales. Las actividades de ^{222}Rn varían con la concentración de Cl^-, pero no parece existir una correlación clara.

Características químicas de las aguas superficiales

La Fig. 4 muestra las características químicas de las aguas superficiales muestreadas. A la izquierda están representados los 8 análisis realizados en septiembre de 2010 de la laguna Paraná y en julio de 2012 de la laguna Iberá. Todas las aguas están muy poco mineralizadas. Las aguas de la laguna Paraná (39S, 40S y 41S) son de tipo bicarbonatado cálcico, mientras que las aguas de la laguna Iberá (32S, 33S, 34S, 88S y 89S) son bicarbonatadas sódicas. Aunque las bajas mineralizaciones sugieren un origen principalmente pluvial, no se puede descartar la descarga de agua subterránea somera o incluso de flujos hipodérmicos.

En los ríos (Fig. 4, derecha) las aguas están algo más mineralizadas, pero aún presentan concentraciones bajas. El río Miriñay tiene aguas de tipo bicarbonatado cálcico-sódico en la cuenca alta y media, mientras que las tres muestras de la cuenca baja (77S, 78S y 79S) son de tipo clorurado sódico y bastante más mineralizadas que el resto, lo cual puede deberse a contaminación por aguas residuales de origen ganadero. El río Aguapey tiene aguas de tipo bicarbonatado cálcico-sódico muy poco mineralizadas.

En el río Uruguay la muestra tomada en 2011 (56S, en San Javier) está muy poco mineralizada, con concentraciones de Cl^- por debajo del límite de detección (ver Tabla 1). Las muestras del río Uruguay en la zona de Monte Caseros (SE de Corrientes) presentan también una mineralización muy baja. Estas muestras se tomaron en julio de 2012, y aunque fue una época seca, los valores sugieren que ese momento las aguas eran principalmente de escorrentía pluvial.

Características químicas de las aguas subterráneas

Las aguas subterráneas muestreadas tienen mineralizaciones entre muy bajas y medias y tienden a crecer con la profundidad, aunque no en toda la zona. Hacia el centro, N y NE de la RHI las aguas son principalmente bicarbonatadas sódicas, mientras que al S son bicarbonatadas cálcicas. Dos pozos tienen

aguas sulfatadas sódicas, uno ubicado al SO de Misiones y con 1050 m de profundidad (2G) y otro ubicado al SE de Corrientes y con 1050 m de profundidad (54G). Las características del pozo 2G se atribuyen a contribución de agua de las formaciones del SAG y quizás del pre-SAG. El pozo 54G capta formaciones salinas infrayacentes al SAG. En una zona relativamente pequeña en torno al nacimiento del Miriñay hay cuatro pozos con profundidades cercanas a 100 m que tienen agua clorurada sódica levemente salina, la cual parece ser mezcla de las formaciones del SAG y Serra Geral, aunque la hipótesis está por contrastar. Manzano et al. (2013) exponen con detalle la composición y el posible origen de las aguas subterráneas mencionadas.

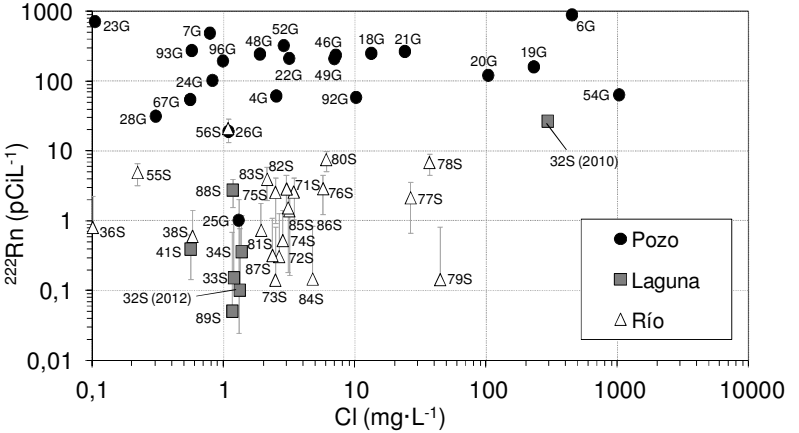


Figura 3. Actividad de ^{222}Rn (con su incertidumbre) y concentración de Cl^- en las aguas medidas.

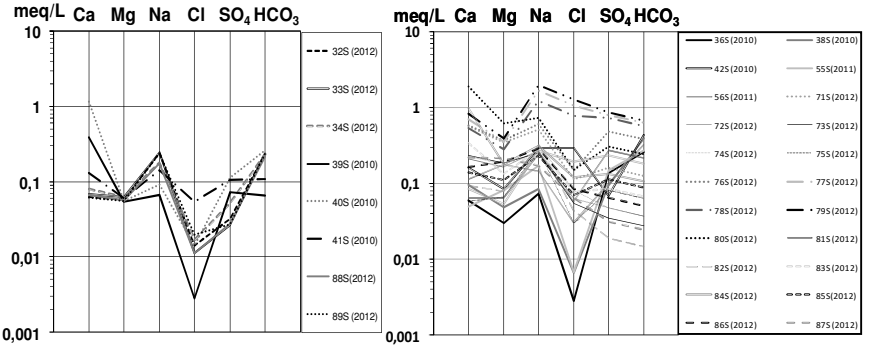


Figura 4. Diagramas de Schöeller-Berkaloff de aguas de lagunas (izquierda) y ríos (derecha).

Conclusiones

Todas las aguas superficiales estudiadas están muy poco mineralizadas y sus características químicas e isotópicas son coherentes con un origen mayoritario en la lluvia. Las aguas subterráneas someras, y muchas relativamente profundas, también tienen mineralizaciones muy pequeñas, similares química e isotópicamente a las de las aguas superficiales. Por tanto, podría existir cierta contribución de agua subterránea a lagunas, arroyos y ríos, sin modificación significativa de las características de éstas.

En cambio los valores de actividad de ^{222}Rn medidos en aguas subterráneas y superficiales son significativamente diferentes. Los valores medidos en aguas superficiales (inferiores a 5 $pCi \cdot L^{-1}$) no sugieren la existencia generalizada y en magnitud relevante de descarga de agua subterránea a los esteros, lagunas y ríos estudiados. No obstante, algunos valores anómalamente elevados –en términos relativos- podría indicar cierta contribución de aguas

subterráneas, entre ellos uno medido en 2011 en el río Uruguay en San Javier (Misiones), con una actividad de ^{222}Rn superior a 20 pCi·L^{-1}, y otro medido en 2010 en el sector S de la laguna de Iberá, con una actividad de ^{222}Rn de 26,90 ± 2,32 pCi·L^{-1}. Este último valor es coherente con el de la relación Cl/Br medida en ese momento, que fue similar a las medidas en tres pozos de 100 m de profundidad del entorno cercano a Colonia Pellegrini. Nuevas medidas realizadas en este lugar en 2012 no muestran influencia de agua subterránea (^{222}Rn = 0,10 ± 0,69 pCi·L), pero dada la pequeña lámina de agua de la laguna, es plausible que la descarga sólo sea detectable en ciertas condiciones hidrológicas.

Agradecimientos

Los datos proceden de distintos proyectos desarrollados en 2009 a 2012 por los autores y han sido financiados por el Ministerio de Economía y Competitividad de España, (proyecto MICINN-REDESAC CGL2009-2910-CO3), la Agencia Internacional de Energía Atómica y el Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva de Argentina (proyecto PICT 2008/2071).

Referencias

Alcalá, F. J. y Custodio, E. 2008. Using Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin of aquifers in Spain and Portugal. J Hydrol 359, 189-207.

Araújo, L., Franca, A. y Poter, P. 1999. Hydrogeology of the Mercosul Aquifer System in the Paraná and Chaco-Paraná Basins, South America, and comparison with the Navajo-Nugget Aquifer System, USA. Hydrogeol J, 7, 317-336.

Burnett, W., Kim, G. y Lane-Smith, D. 2001. A continuous monitor for assessment of ^{222}Rn in the coastal ocean. J Radioanalytical Nucl Chem 249(1): 167–172.

Burnett, W., Peterson, R., Santos, I. y Hicks, R. 2010. Use of automated radon measurements for rapid assessment of groundwater flow into Florida streams. J Hydrol, 380: 298–304.

Campos, H. 2000. Modelación conceptual y matemática del Aquífero Guarani, Cono Sur. Acta Geol. Leopoldinense, São Leopoldo, 23(4): 3-50.

Canziani, G., Rossi, C., Loiselle, S. y Ferrati, R. (eds.) 2003. Los Esteros del Iberá. Informe del Proyecto "El manejo sustentable de humedales en el MERCOSUR". Fund. Vida Silvestre Argentina, Bs As, Argentina. 258 pp.

Chebli, G., Mozetic, M., Rossello, E. y Bühler, M. 1999. Cuencas sedimentarias de la llanura chacopampeana. En: Caminos, R. (Ed.) Geol. Argentina. Subsecretaría de Minería de la Nación, SEGEMAR, Instituto de Geol. y Rec. Minerales, Bs As, Anales N° 29: 627-644.

Custodio, E. y Herrera, C. 2000. Estudio del potencial de la relación Cl/Br como indicador del origen de la salinidad en diversos acuíferos de España y Portugal. Proyecto CICYT: HID 1990-0205. IGME, Madrid, 1-141.

Davis, S.N.; Wittemore, D.O. y Fabryka-Martin, J. 1998. Uses of chloride/bromide ratios in studies of potable water. Ground Water 36(2): 338-350.

Dulaiova, H., Peterson, R., Burnett, W. y Lane-Smith, D. 2005. A multi-detector continuous monitor for assessment of ^{222}Rn in the coastal ocean. J Radioanalytical Nucl Chem, 263(2): 361-365.

Herbst, R. y Santa Cruz, J. 1995. Mapa geol. de la Prov. Corrientes. Secretaría de Minería. Dir. Nacional del Servicio Geol. de Argentina.

Manzano, M., Rodríguez, L., Vives, L., Ortega, L., Heredia, J., Mira, A., Nittman, J., Valladares, A., Araguás, L. y Aggarwal, P. 2013. Caracterización hidroquímica e isotópica de las aguas subterráneas del entorno de los Esteros del Iberá (Corrientes, Argentina). VIII Congreso Argentino de Hidrogeología, La Plata, 2013.

Mira, A., Rodríguez, L., Veroslavsky, G. y Vives, L. 2013. Actualización del modelo hidrogelógico conceptual del SAG y la influencia geológica del sector Argentino. VIII Congreso Argentino de Hidrogeología, La Plata, 2013.

Ortega, L., Manzano, M. y Hornero, J. 2013. Aplicación del ^{222}Rn para identificar y cuantificar descargas de agua subterránea en el río mundo (Albacete, España). VI Seminario Hispano Latinoamericano sobre temas actuales de la Hidrología Subterránea.

Subsecretaría de Recursos Hídricos (2004). Estadística Rep. Argentina. Buenos Aires. (http://catalogo.mecon.gov.ar/ver.php?pub=852)

Rodríguez L.B., Vives, L.S., Gómez, A.A. y Cota, S.D. 2009. Simulación del flujo subterráneo regional del SAG en régimen estacionario. ENIEF: XVIII Congreso sobre Mét. Numéricos y sus Aplicaciones. Tandil, Argentina. En: XXVIII libro de la Serie Mecánica Computacional (AMCA). 2817-2832.

Vives, L.S., Rodríguez, L.B., Gómez, A.A. y Cota, S.D. 2008. Modelación numérica regional del SAG (Regional numerical modeling of the GAS). Project for Environmental Protection and Sustainable Development of the GAS. Global Environment Facility (GEF). Technical Report. Montevideo, Uruguay, 144 pp.

Estimación de las variaciones de almacenamiento de agua en los esteros del Iberá a partir de datos gravimétricos satelitales

Andrea Valladares[1], Luis Guarracino[2,3], Leticia Rodríguez[4] y Luis Vives[5]

[1] Subsecretaría de Recursos Hídricos. Esmeralda 255, C1035ABE, CABA, Argentina.
[2] Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas. Paseo del Bosque s/n, (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.
[3] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina.
[4] Universidad Nacional del Litoral, Centro de Estudios Hidroambientales. Ciudad Universitaria CC 217 Ruta Nacional 168 Km 472.4, (3000) Santa Fe, Argentina.
[5] Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Usunoff", UNCPBA-CIC.República de Italia 780, (7300) Azul, Buenos Aires, Argentina.

Mail de contacto: andreai.valladares@gmail.com

RESUMEN

Los Esteros del Iberá, provincia de Corrientes, Argentina, conforman un humedal de aproximadamente 12.900 km^2, donde la escasa densidad geográfica de los registros hidrométricos y piezométricos limita la aplicación de métodos convencionales para la estimación de las variaciones del almacenamiento de agua y las componentes del balance hídrico. La misión espacial Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE) provee una novedosa técnica de cálculo basada en mediciones de las variaciones espacio-temporales del campo de gravedad terrestre a escala regional. El objetivo del presente trabajo es analizar la aplicabilidad de GRACE para estimar las variaciones de las reservas de agua en los esteros del Iberá. Se compararon series temporales de los datos de GRACE, convertidos a alturas equivalentes de agua, con series de alturas hidrométricas en lagunas de la región. La correlación de las series muestra un buen ajuste, con un coeficiente de correlación lineal con valores entre 0,77 y 0,87.
Palabras clave: Esteros del Iberá, almacenamiento de agua, GRACE y monitoreo remoto.

ABSTRACT

The Ibera wetlands, Corrientes Province, Argentina, extend for approximately 12,900 km^2. Reduced areal density of hydrometric and piezometric records limits the application of conventional methods for estimating changes in water storage and water balance components. The space mission Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE) provides an inventive calculation technique based on measurements of the spatial/temporal variations of the Earth's gravity field at regional scale. The aim of this paper is to analyse the applicability of GRACE to estimate water storage changes in the Iberá wetlands. In order to analyse the validity of this technique time series of GRACE data, converted to equivalent water heights, were compared with hydrometric heights series recorded at lagoons within the wetland. The correlation between both types of data shows a good fit, with a linear correlation coefficient between 0.77 and 0.87.
Keywords: Ibera wetlands, water storage, geophysical methods and remote monitoring.

Introducción

El objetivo del presente trabajo es analizar la aplicabilidad y resolución espacial de una técnica satelital basada en mediciones de gravedad para estimar las variaciones de las reservas de agua en la región hídrica de los esteros del Iberá, que está emplazada en la provincia de Corrientes, República Argentina (Figura 1). Se entiende por región hídrica superficial al territorio geográfico caracterizado por un tipo de escurrimiento superficial homogéneo a través del cual es impracticable delimitar cuencas o subcuencas hídricas a la escala de trabajo utilizada (Ferreiro, 1983). La región hídrica del Iberá está conformada por una red de arroyos, esteros, lagunas y bañados interconectados en un área de muy baja pendiente con sentido de escurrimiento NE-SO que desagua en el río Corriente.

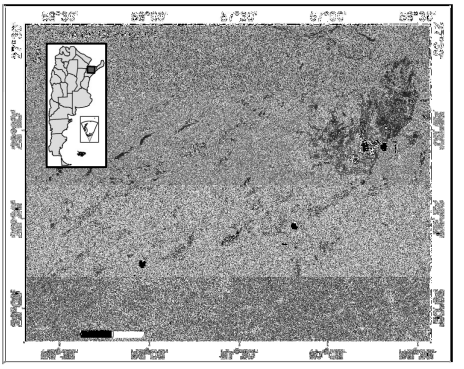


Figura 1. Esteros del Iberá. Estaciones hidrométricas: (1) Galarza, (2) Iberá y (3) Rincón del Diablo.

Los esteros del Iberá forman parte de un macrosistema mayor que se extiende desde la región de Ñeembucú (Paraguay) al norte, hasta la confluencia de los ríos Corriente y Paraná al sur, incorporando también el NO de la provincia de Corrientes. La superficie aproximada del humedal en territorio argentino es de 12.900 km^2 (Neiff, 2006).

El clima es subtropical húmedo. Según Neiff (2006) la temperatura máxima media se halla entre los 27 y 28°C (enero y febrero) y la mínima media entre 16 y 17°C (junio y julio). La precipitación anual en la estación de Carlos Pellegrini, período 1972 a 2012, tiene una media de 1384 mm y a partir del año 2003 se observan valores inferiores (Figura 2). Las precipitaciones sobre el sistema hídrico del Iberá decrecen en sentido NE-SO.

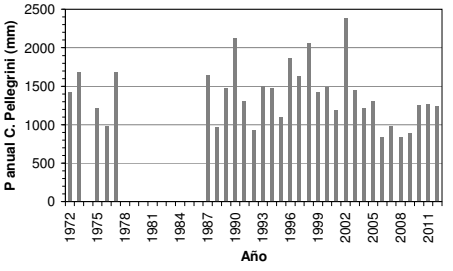


Figura 2. Precipitación anual en C. Pellegrini.

La baja densidad geográfica de registros hidrométricos y la casi inexistencia de registros piezométricos limitan severamente la aplicación de métodos convencionales para la estimación de las variaciones del almacenamiento de agua y las componentes del balance hídrico en los esteros del Iberá. Una alternativa para la cuantificación de estas variaciones es la utilización de una técnica satelital que permita una estimación continua en el tiempo con una cobertura espacial homogénea.

La misión espacial Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE) es un proyecto conjunto de la NASA y el Centro Aeroespacial Alemán (DLR) lanzado en el año 2002. El objetivo de esta misión es medir variaciones espacio-temporales del campo de gravedad terrestre que pueden ser utilizadas para estimar las variaciones de las reservas de agua.

La redistribución de masa en la Tierra provoca variaciones del campo de gravedad terrestre que pueden ser detectadas por GRACE (Tapley et al., 2004). Cuando se consideran escalas temporales menores a un año, las variaciones del campo de gravedad se pueden atribuir a variaciones en el almacenamiento integrado de agua (superficial y subterránea). Los datos de GRACE tienen una resolución espacial de aproximadamente 400 km y su resolución temporal es de 10 días.

Las variaciones de gravedad detectadas por los satélites pueden convertirse en alturas equivalentes de agua mediante el procedimiento descrito en el trabajo de Wahr et al. (1998). Esta conversión en altura de agua equivalente es realizada por diferentes centros internacionales, tales como el Grupo de Investigación Aeroespacial de Toulouse, Francia.

Con el fin de analizar la aplicabilidad de esta técnica en la región de los esteros del Iberá, se comparan las series temporales de variaciones de altura equivalente con datos de estaciones hidrométricas disponibles en lagunas.

Rodell *et al.* (2007) han utilizado esta técnica en la cuenca del río Mississippi para la estimación de las variaciones de almacenamiento subterráneo con resultados exitosos en subcuencas con una superficie mayor a 500.000 km^2. Cesanelli et al. (2011) han estimado la evapotranspiración mensual en la cuenca del río Salado, provincia de Buenos Aires, incorporando la información de GRACE a la ecuación de balance hídrico. Por último, además de evaluar su performance para estimar variaciones de reservas de agua en lagunas, la información de GRACE será utilizada para validar los resultados de un balance hídrico integral aplicado a todos los esteros del Iberá actualmente en desarrollo (Valladares, 2013).

Materiales y métodos

En líneas generales las variaciones del almacenamiento de agua detectadas por

GRACE (ΔS) pueden expresarse del siguiente modo (Rodell et al., 2007):

$$\Delta S = \Delta S_{SUP} + \Delta S_{SUBT} + \Delta S_{ZNS} + \Delta S_{HIELO} \quad (1)$$

donde ΔS_{SUP}, ΔS_{SUBT}, ΔS_{ZNS}, y ΔS_{HIELO} refieren a la variación en el almacenamiento superficial, subterráneo, en la zona no saturada -ZNS- y en forma de hielo y/o nieve, respectivamente. Todos los términos de la ecuación (1) deben interpretarse como variaciones respecto a un valor medio estacionario para todo el período de análisis.

En la región bajo estudio, el último término de la Ecuación (1) es nulo. Por otra parte, dado que los niveles freáticos son poco profundos el almacenamiento de agua en la ZNS es poco significativo y las variaciones con respecto a un perfil de humedad estacionario resultan despreciables. Por ello, el término ΔS_{ZNS} también fue considerado como nulo (Guarracino et al., 2011). A partir de estas consideraciones la Ecuación (1) puede ser escrita de la siguiente manera para la región del Iberá.

$$\Delta S = \Delta S_{SUP} + \Delta S_{SUBT} \quad (2)$$

Para cumplir con el objetivo planteado se seleccionaron tres sitios distribuidos en distintos sectores de la cuenca en los que se disponía de series de altura hidrométrica en cuerpos de agua (Figura 1). Las tres lagunas, Galarza, Iberá y Rincón del Diablo, se ubican en el borde oriental de los esteros, en el sector norte, central y sur, respectivamente. En la Tabla 1 se detalla el lugar, la entidad hídrica en que se encuentra la escala hidrométrica (laguna o canal de acceso a la misma) y período de análisis.

Tabla 1. Detalle de los sitios de análisis.

Id	Entidad Hídrica/ Lugar	Período
1	Laguna Galarza (canal acceso)/ Paraje Galarza	06/09/2002-31/01/2010
2	Laguna Iberá/ Carlos Pellegrini	29/07/2002-31/12/2011
3	Laguna Sucia (canal acceso)/ Rincón del Diablo	29/07/2002-08/02/2010

El intervalo de lectura en las diferentes escalas hidrométricas utilizadas no es constante. En ocasiones se contó con varios valores diarios, aunque no siempre el mismo número de registros por día, y en otras, con un único valor diario. En todos los casos se calculó un valor medio diario con las alturas que estuvieran disponibles.

Las estaciones ubicadas en Galarza y Rincón del Diablo pertenecen a la Entidad Binacional Yacyretá (EBY) y la ubicada sobre la laguna Iberá a la Subsecretaría de Recursos Hídricos (SsRH). La serie correspondiente a la SsRH fue obtenida de la página Web http://www.hidricosargentina.gov.ar/RedBasica.html.

Las variaciones en las reservas de agua fueron calculadas a partir de los datos de altura equivalente (ΔH_{eq}) de agua estimados por el Grupo de Investigación Aeroespacial de Toulouse, Francia (Bruinsma et al., 2010). Estos datos derivados de la información relevada por la Misión GRACE representan valores medios cada 10 días referidos a un valor estacionario de referencia. El error medio asociado a los datos ha sido estimado entre 11 y 18 mm (Swenson et al., 2006; Cesanelli y Guarracino, 2011). Las series de altura equivalente corresponden al mismo sitio donde se encuentra la estación de medición de campo y fueron obtenidas de http://grgs.omp.obs-mip.fr/index.php/eng/.

Para realizar la correlación de las series se uniformizaron los datos satelitales y de campo para cada estación de medición. A cada una de las series temporales de la misión GRACE se le restó su valor medio para obtener de este modo variaciones respecto a un estado estacionario. A continuación se dividió cada dato por la cantidad de días del intervalo (10 días), de este modo se obtuvieron valores diarios promedios para los intervalos de 10 días.

El tratamiento de los datos de campo consistió en la estimación de los valores medios diarios para intervalos de 10 días, en coincidencia con los intervalos correspondientes a los datos de GRACE. En este caso el error asociado a los datos se encuentra en el rango de 1 a 10 cm dependiendo del tipo de instrumental y las condiciones en que se realizaron las mediciones. De manera análoga al tratamiento de los datos satelitales, se restó el promedio de cada serie a los datos de campo quedando los mismos expresados como variación de altura hidrométrica (ΔH) respecto al nivel medio de la serie (Figura 3). Se observa que la variación de altura hidrométrica en las lagunas de la región centro-norte es generalmente sincrónica, tanto en aguas altas como bajas, y homogénea. Además, se aprecia un pequeño retraso del momento de ocurrencia de algunos picos en el sentido del escurrimiento. En algunos intervalos el nivel de

la laguna en Rincón del Diablo presenta picos importantes así como un desfase hacia el final del período de análisis que la distinguen del comportamiento de las dos lagunas ubicadas aguas arriba.

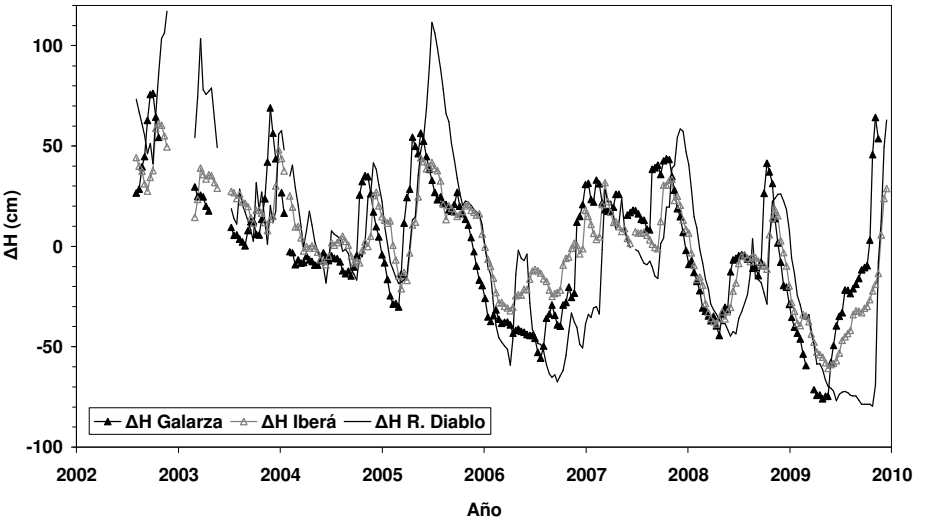


Figura 3. Variación media de la altura hidrométrica para intervalos de 10 días en Galarza, Iberá y Rincón del Diablo.

Resultados

En la Figura 4 se comparan las variaciones de ΔH observada y de ΔH_{eq} de la laguna Galarza. Se observa que la serie de datos satelitales tiene una amplitud menor pero presenta oscilaciones sincrónicas respecto a la serie estimada a partir de los datos de campo.

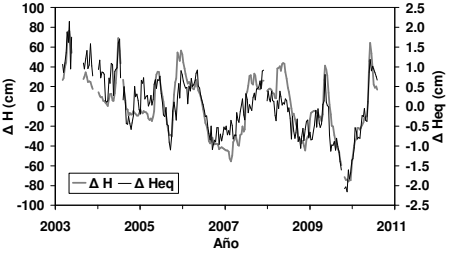


Figura 4. Variaciones de altura hidrométrica y de altura equivalente en la laguna Galarza.

Dado que se trata de series temporales que describen variables hidrológicas distintas, se analizará su grado de dependencia mediante el cálculo del coeficiente de correlación lineal que resulta independiente de las escalas de medición de ambas series.

La correlación entre ambas series puede considerarse como muy buena ya que presenta un coeficiente de correlación lineal (R) de 0,84 (Figura 5). Resulta importante destacar que la serie de GRACE representa el fenómeno a escala regional y que se la está contrastando con datos hidrométricos puntuales.

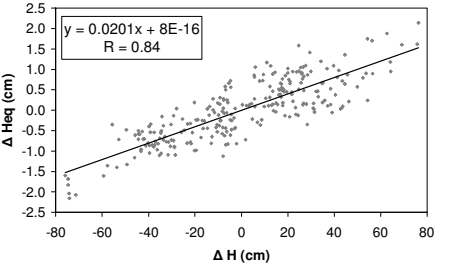


Figura 5. Dispersión de datos de campo y satelitales en la laguna Galarza.

El ajuste entre las series temporales pertenecientes a la laguna Iberá también presenta una buena correspondencia entre las variaciones de altura hidrométrica y de altura equivalente de agua, siendo su coeficiente de correlación lineal 0,87 (Figuras 6 y 7).

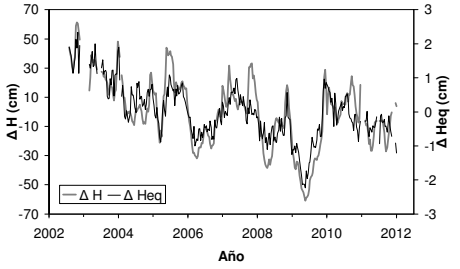


Figura 6. Variaciones de altura hidrométrica y de altura equivalente en la laguna Iberá.

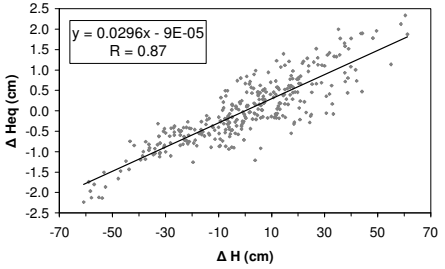


Figura 7. Dispersión de datos de campo y satelitales en la laguna Iberá.

Por último, se realizó el análisis para la estación Rincón del Diablo, ubicada aguas abajo de las anteriores. En este caso el ajuste entre las series correspondientes a las variaciones de los datos satelitales y de campo no es homogéneo para todo el período de análisis (Figura 8).

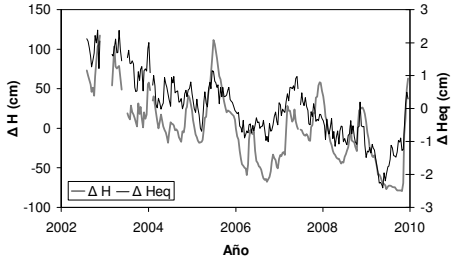


Figura 8. Variaciones de altura hidrométrica y de altura equivalente en Rincón del Diablo.

Se observa un comportamiento muy similar de las curvas en los años 2003, 2005 y 2009. Sin embargo, a mediados del 2006 el nivel de la laguna presenta un pico que no se distingue en la serie de altura equivalente. Estas discrepancias, asumiendo que los datos hidrométricos son confiables, no implican un error del método sino que evidencian un apartamiento de las condiciones locales (datos hidrométricos) de las regionales (datos de GRACE). A pesar de ello, el coeficiente de correlación lineal entre ambas series es bueno con un valor de 0,77, observándose una amplia dispersión de los valores analizados (Figura 9).

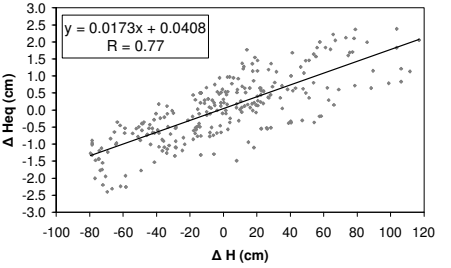


Figura 9. Dispersión de datos de campo y satelitales en Rincón del Diablo.

Conclusiones

El análisis realizado en los esteros del Iberá ha señalado un muy buen ajuste entre las variaciones de nivel hidrométrico en las lagunas y la altura equivalente de agua calculada a partir de datos gravimétricos satelitales de la misión GRACE.

Ese ajuste es especialmente bueno para las lagunas Galarza e Iberá, con un importante sincronismo en las variaciones observadas y con coeficientes de correlación lineal entre los datos satelitales y de campo de 0,84 y 0,87, respectivamente. La estación de Rincón del Diablo presenta una buena correlación entre los datos satelitales y de campo (0,77); sin embargo, el ajuste entre ambas series se deteriora en algunos intervalos del período de análisis mostrando una gran dispersión.

Los resultados obtenidos permiten concluir que los datos satelitales son sensibles a las variaciones de almacenamiento observadas en los cuerpos de agua superficial y que pueden ser utilizados para la caracterización hidrológica regional de los esteros, por ejemplo en sitios de interés donde se carezca de datos. La misión GRACE es considerada la única técnica satelital

que permite el monitoreo de las reservas de agua a escala global (Rodell et al., 2007). La principal limitación de la técnica es que no discrimina el origen de estas variaciones (superficial o subterráneo) y que su resolución es de tipo regional. En este sentido, la buena correlación obtenida entre las variaciones de nivel de las distintas lagunas y los datos de GRACE permitiría concluir que la región de los esteros se comporta como un único sistema hidrológico interconectado donde las variaciones observadas localmente se corresponden con las mediciones de tipo regional provistas por los satélites. Por otra parte, si se tiene en cuenta la ecuación (2), se puede concluir que o bien la contribución de las aguas subterráneas es poco significativa o bien sus variaciones acompañan a las variaciones de las lagunas sumándose los efectos.

Agradecimientos

Se agradece el aporte de información hidrométrica a la Subsecretaría de Recursos Hídricos y a la Entidad Binacional Yacyretá.

Referencias

Bruinsma S., Lemoine, J.-M., Biancale, R., y Valès N., 2010. CNES/GRGS 10-day gravity field models (release 2) and their evaluation. *Advances in Space Research* 45: 587–601.

Cesanelli, A. y Guarracino, L., 2011. Estimation of regional evapotranspiration in the extended Salado Basin (Argentina) from satellite gravity measurements. *Hydrogeology Journal*, 19 (3) 629-639.

Ferreiro, V., 1983. El mapa hidrogeomorfológico. Su utilización en el estudio de los recursos hídricos superficiales en regiones con insuficiente información de base. La cuenca hídrica superficial del río Bermejo. *Coloquio de Hidrología de las grandes llanuras*, I: 157-189. Olavarría, Buenos Aires.

Guarracino, L.; Tocho, C. y Varni, M., 2011. Estimación del coeficiente de almacenamiento en un acuífero libre a partir de datos gravimétricos satelitales. Estudios en la Zona no Saturada del Suelo. Vol. X: 327- 330. Salamanca, España.

Neiff, J., 2006. Situación ambiental en la Ecorregión del Iberá. En: A. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (Eds.), La situación ambiental argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires. 176–194.

Rodell, M., Chen, J., Kato, H. Famiglietti, J.S., Nigro J., y Wilson C.R., 2007. Estimating groundwater storage changes in the Mississippi River basin (USA) using GRACE. *Hydrogeology Journal*, 15: 159-166.

Swenson, S., Yeh, P., Wahr, J., y Famiglietti. J., 2006. A comparison of terrestrial water storage variations from GRACE with in situ measurements from Illinois. *Geophys. Res. Lett.* 33:L16401.doi: 10.1029/2006GL026962.

Tapley B.D., Bettadpur S., Ries J.C., Thompson P.F., Watkins M.M., 2004. GRACE measurements of mass variability in the Earth system. *Science* 305:503-505.

Valladares A.I. 2013. Balance Hídrico en los esteros del Iberá., UNLPam (Tesis de maestría en ejecución).

Wahr J., Molenaar M., Bryan F., 1998. Time-variability of the Earth's gravity field: hydrological and oceanic effects and their possible detection using GRACE. *J. Geophys. Res*, 1003:30205-30230.

Evaluación de la humedad del suelo mediante imágenes de temperatura radiactiva e índice de vegetación

Mauro E. Holzman[1] y Raúl Rivas[1,2]

[1] Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (UNCPBA – CIC – Municipalidad de Azul), República de Italia 780, (B7300) Azul, Buenos Aires, Argentina.
[2] Comisión de Investigaciones Científicas de Buenos Aires.
Mail de contacto: mauroholzman@hotmail.com

RESUMEN

El objetivo es proponer un método de estimación de humedad del suelo sólo con datos de satélite. Se utilizaron imágenes diarias MODIS/Aqua de temperatura de superficie, de 1 km y de índice de vegetación EVI, calculado a partir de imágenes de distintas bandas reflectivas, a 500 metros de resolución. Con ellas se calculó el índice de estrés Temperature Vegetation Dryness Index (TVDI), a 500 metros de resolución. Posteriormente se comparó este índice con la humedad del suelo en el norte de la provincia de Buenos Aires, medida a 60 cm de profundidad. Se halló una fuerte relación entre estas dos variables (R^2 de 0,69). Se concluye que mediante el índice TVDI se puede lograr una correcta estimación de la humedad del suelo, posibilitando su aplicación en diversos campos de la hidrología como el estudio de la humedad en la zona no saturada, humedad antecedente o la recarga.
Palabras clave: humedad del suelo, TVDI, imágenes satelitales, estrés hídrico.

ABSTRACT

The objective is to propose a method of soil moisture estimation from satellite without ancillary data. We used daily MODIS/Aqua LST L3 Global 1 Km Grid products and Enhanced Vegetattion Index, obtained from reflectances at 500 m spatial resolution. Then Temperature-Vegetation Dryness Index was calculated at 500 m. This index was compared with measurements of soil moisture at 60 cm depth in the North of Buenos Aires province. A strong correlation between these variables was obtained (R^2=0.69). In conclusion, an adequate estimation of soil moisture can be achieved through TVDI. This index can be used in several hydrological studies, like wetness in unsaturated zone, antecedent moisture conditions or aquifer recharge.
Keywords: soil moisture, TVDI, satellite images, water stress.

Introducción

El contenido de agua en el suelo tiene efectos en el rendimiento de los cultivos, la recarga de los acuíferos, los volúmenes de contaminantes que están disponibles en la zona no saturada e ingresan al acuífero y en la proporción de la precipitación que infiltra o escurre. A pesar de su importancia, el conocimiento de la humedad del suelo en forma espacial sigue siendo una limitación para la modelación climática e hidrológica (Norbiato et al., 2008). Básicamente esto se debe a la escasa disponibilidad de datos de terreno espacialmente distribuidos y a que los métodos puntuales tradicionales en general fallan en considerar la variación espacial de la humedad del suelo por topografía, profundidad del nivel freático, etc.

En cuanto a la teledetección, diversas técnicas de estimación de la humedad del suelo han sido desarrolladas en las últimas décadas. Una de ellas muy extendida es el uso de la información captada en la región de microondas del espectro electromagnético. La ventaja que tienen los radares es la posibilidad de monitorear la superficie en distintas condiciones climáticas, pero su limitación es la escasa resolución espacial (20-40 km). Por otro lado, los radares activos tienen mejor resolución espacial (10-30 m), pero con un período de revisita de 16 a 25 días (Mallick et al., 2009). A su vez, en general estas técnicas permiten la estimación de la humedad en la parte superficial del suelo. Si bien esta variable es fundamental para procesos como los de escurrimiento, su incidencia es menor en otros como la recarga o la movilidad de contaminantes en la zona no saturada.

En este contexto, aún se deben desarrollar métodos en teledetección que permitan estimar la humedad subsuperficial del suelo. En este sentido, la relación entre la temperatura de superficie (Ts) e índices de vegetación (IV) tiene la capacidad de brindar información del estado hídrico de superficies con distintos grados de

cobertura de vegetación. El objetivo del trabajo es proponer al índice de estrés hídrico Temperature-Vegetation Index (TVDI) como método de estimación de la humedad subsuperficial del suelo y comprobar esa capacidad con medidas de terreno.

Temperature-Vegetation Dryness Index (TVDI)

La vegetación tiene una particular respuesta espectral en la región del infrarrojo cercano y rojo del espectro electromagnético, la que está asociada a la tasa de fotosíntesis. Ésta a menudo se ve limitada por factores ambientales como la baja disponibilidad de agua en el suelo. Por lo tanto, esa disponibilidad se puede monitorear analizando el comportamiento reflectivo de la vegetación mediante IV. La desventaja fundamental de este método es que esos cambios reflectivos se observan en etapas avanzadas del estrés, cuando los sistemas fotosintéticos han sido afectados.

Por otro lado, la pérdida de agua por transpiración es controlada por la vegetación a través de la regulación estomática, produciendo aumentos de la temperatura de superficie del dosel desde el inicio de un proceso de estrés hídrico. Paralelamente, en suelo desnudo la disponibilidad agua incide en la Ts a través del control evaporativo y la inercia térmica (Mallick et al., 2009). Debido a estas distintas dinámicas de los IV y Ts, su combinación permite evaluar cambios de corto plazo en la humedad del suelo desde satélite.

Diversos autores (Carlson et al., 1994; Han et al., 2010; Price, 1990; Sandholt et al., 2002; Stisen et al., 2008; Wang et al., 2006) han mostrado que la dispersión de Ts en función del IV, de un área suficientemente heterogénea (suelo desnudo seco y saturado y distintos grados de cobertura de vegetación seca y húmeda), muestra una forma triangular (Fig. 1). En ese espacio triangular y con el propósito de obtener información del contenido de humedad en el suelo, Sandholt et al. (2002) definieron el TVDI con la siguiente ecuación:

$$TVDI = \frac{Ts - Ts\min}{Ts\max - Ts\min} \qquad (1)$$

Donde *Ts* es la temperatura (K) de superficie para un píxel dado; *Tsmin* es la mínima temperatura de superficie en la imagen, definida por el límite húmedo; *Tsmax=a.EVI+b* es la máxima temperatura de superficie de la imagen y se refiere al límite seco del triángulo, definido como una relación lineal entre los datos, donde *a* y *b* son parámetros de la imagen. En la ecuación del TVDI se utilizó el índice de vegetación Enhanced Vegetation Index (EVI) en lugar del tradicional NDVI, pues tiene en cuenta la dispersión atmosférica y el efecto del suelo en la señal captada por el satélite. El TVDI asume valores próximos a 1 en los píxeles cercanos al límite seco, indicando mínimo contenido de agua en el suelo, por lo tanto mínima evapotranspiración y 0 en el límite húmedo, indicando máximo contenido de agua en el suelo.

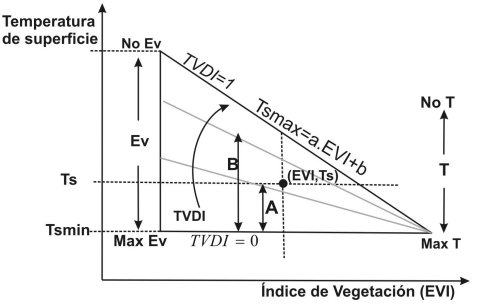


Figura 1. Definición del TVDI en el espacio triangular. Para un píxel dado (EVI;Ts), el TVDI se calcula como la proporción entre A y B (adaptado de Sandholt et al., 2002).

Antecedentes

Diversos autores han estimado la humedad superficial del suelo mediante el TVDI. Sandholt et al. (2002) mostraron que el TVDI calculado con imágenes NOAA-AVHRR reflejó adecuadamente la variación espacial de la humedad del suelo simulada a escala de paisaje en el área semiárida de Senegal. Mallick et al. (2009) estimaron la humedad superficial del suelo (0-5 cm) en India mediante el índice SWI (Soil Wetness Index), similar al TVDI. Estos autores, utilizando imágenes ASTER (Advanced Space borne Thermal Emission and Reflection Radiometer) a escala de potrero y MODIS/Aqua a escala de paisaje, hallaron mejores resultados a escala de paisaje, pues ASTER no logra captar la heterogeneidad adecuada requerida por el método. Han et al. (2010) estimaron el contenido de humedad superficial en China con imágenes MODIS/Terra, encontrando una fuerte relación (R^2=0,76). En Argentina, Rivas y Houspanossian (2006), Vázquez y Rivas (2010) y Holzman y Rivas (2012) demostraron la capacidad del TVDI para estimar la humedad superficial del suelo (0-20 cm de profundidad) en la región pampeana. No obstante estos diversos trabajos, aún no se ha indagado en la

capacidad del TVDI para estimar la humedad subsuperficial del suelo.

Características del área de estudio

El área de estudio se ubica en el sector este de la Pampa arenosa (35º 09'S; 61º 07'O) (Pereyra, 2003). Los procesos eólicos han dado como resultado un paisaje con notable presencia de médanos. En cuanto al clima, la temperatura media anual es de 18 ºC, con máximas de 23 ºC en enero y mínimas de 10 ºC en julio. La precipitación anual es mayor a 800 mm. Con una evapotranspiración potencial (ETP) aproximada de 800 mm, el exceso hídrico es nulo o muy bajo, con déficit estacionales de 100 mm.

En cuanto a los suelos, por la regularidad de la pluviometría, el régimen de humedad predominante es el údico. Predominan suelos Argiudoles Típicos, con un horizonte superficial con alto contenido de materia orgánica y uno subsuperficial enriquecido en arcillas iluviales (Bt), los cuales fueron cubiertos por sedimentos eólicos de texturas más gruesas (arenosos). Donde dominan estos sedimentos, los suelos tienen poco contenido de materia orgánica, su estructura es débil y con una alta permeabilidad.

Con respecto a los cultivos, entre los de invierno domina el trigo y avena, cubriendo aproximadamente el 8 % del área sembrada. En verano domina el cultivo de soja, cubriendo aproximadamente el 30% del área sembrada (fuente de datos: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca-MAGyP). Cabe destacar que el trigo y la avena tienen una profundidad de exploración radicular aproximada de 50 cm, en cambio para la soja es de aproximadamente 1 metro. De esta forma este cultivo de verano puede cubrir sus requerimientos de agua extrayéndola a mayor profundidad.

Metodología

El período de estudio comprendió desde el 01/01/2012 al 26/02/2012, durante el cual se observaron condiciones variables de humedad. Esto permitió evaluar la capacidad del TVDI de detectar distintas condiciones de humedad del suelo. En cuanto a las imágenes satelitales, el análisis de la Ts se realizó mediante el uso de imágenes productos diarios del sensor MODIS/Aqua (MYD11A1). El EVI se calculó en base al producto de reflectancias diarias (MYD09GA) (reverb.echo.nasa.gov/reverb/). El uso de estos productos facilita la aplicación del método por parte de usuarios no experimentados en el procesamiento de imágenes, ya que requieren un mínimo tratamiento.

Las imágenes fueron procesadas con el software ENVI y reproyectadas a coordenadas Geográficas (Lat/Long), Datum WGS84. Se obtuvieron los mosaicos del área de estudio y luego, en base a los pares de imágenes diarios se realizaron los diagramas triangulares de dispersión Ts/EVI, obteniéndose los límites secos y húmedos de las imágenes analizadas. Se definió un límite seco extremo que refleje las mayores Ts para distintos intervalos de EVI de la serie (mayor ordenada al origen y pendiente) y un límite húmedo extremo que muestre las Ts más bajas de la serie para distintos grados de cobertura de vegetación (menor Tsmin). Esto permitió hacer comparables temporalmente los valores de TVDI. Finalmente, en base a estos límites se calcularon las imágenes diarias de TVDI (Holzman et al., 2012). Descartando las imágenes con cobertura de nubes, se contó con un total de 25 datos.

Con el fin de encontrar una relación física que permita definir distintos grados de condición hídrica del suelo, se compararon los valores diarios medidos de tensión de humedad del suelo con el TVDI medio de una cuadrícula de 3x3 km centrada en las coordenadas de la estación de muestreo. Dicha estación está ubicada en la estancia La Ydalina (35º 08' 57,66''S; 61º 07' 31,15''O), donde se midió la tensión de humedad del suelo a 60 cm de profundidad sobre una superficie cultivada con soja. La estación instalada es marca Davis, modelo Vantage PRO2, cuyos sensores miden la tensión de humedad en valores que varían entre 0 y 200 centibares, indicando máxima y mínima humedad del suelo, respectivamente. Estos datos fueron cedidos por la Oficina de Riesgo Agropecuario (ORA) del MAGyP.

Resultados y discusión

La Fig. 2 muestra los límites secos y húmedos del día más seco y húmedo de la serie analizada. El límite seco extremo utilizado para el cálculo del TVDI correspondió al día 09/01/2012 (Fig. 2C), en el cual se observó la mayor pendiente y ordenada al origen. El límite húmedo extremo correspondió al día 31/01/2012 (Fig. 2B), fecha en la que se observó el menor valor de Tsmin. Estos límites extremos permitieron una correcta definición de los parámetros necesarios para el cálculo del TVDI y hacer comparables los valores de distintas fechas. Con respecto a los límites secos, los elevados coeficientes de determinación R^2 (0,92 y 0,93) indican que tales límites son definidos adecuadamente mediante la ecuación *a.EVI+b*.

Se observan notables contrastes en los parámetros de los ajustes lineales entre períodos secos y húmedos, con diferencias de 3.8 K en la pendiente y 15 K en la ordenada. En el caso del límite húmedo, la Tsmin extrema fue de 298 K, indicando máxima disponibilidad de agua en el suelo.

La Fig. 3 muestra la relación entre la tensión normalizada de las sondas de humedad a 60 cm de profundidad y el TVDI diario. Los datos de tensión fueron normalizados en base al valor mínimo (35 centibares, registrado el día 31/01/2012) y máximo (195 centibares, registrado el día 09/01/2012) observados en la serie analizada. Los datos fueron variables, con valores extremos e intermedios, lo que permitió su comparación con el TVDI a distintas condiciones de humedad. Se observa una buena correlación lineal (R^2=0,69) entre la tensión medida y el TVDI. Esto verifica que valores bajos del TVDI se corresponden con condiciones de alta humedad subsuperficial del suelo, lo que concuerda con un trabajo de Holzman y Rivas (2012), donde para el centro de la provincia de Buenos Aires se hallaron R^2 de 0,82 y 0,60 para contenidos de humedad superficial de suelo medidos a 10 y 20 cm de profundidad, respectivamente. En conjunto, estos resultados muestran que el TVDI tiene la capacidad de detectar las condiciones de humedad en el perfil de suelo. En caso de superficies con suelo desnudo el índice sería un indicador de la humedad superficial, pues los cambios en la Ts están asociados al control evaporativo y la inercia térmica del suelo. Por otro lado, en áreas vegetadas el índice tiene la capacidad de reflejar las condiciones de humedad del perfil explorado por las raíces de la vegetación, ya que ante cambios en la humedad disponible primeramente se producirán cambios térmicos y posteriormente en el índice de vegetación.

La recta punteada de la Fig. 3 muestra la relación 1:1 entre las variables, es decir la correlación perfecta entre ellas. Se observa que el TVDI muestra una tendencia a la sobreestimación de las condiciones de humedad del suelo. La mayor parte de los puntos (84%) de los puntos se ubican en el área del ±20%, lo que indica que con el TVDI se podría obtener mapas de las condiciones de humedad del suelo con errores aproximados del 20%.

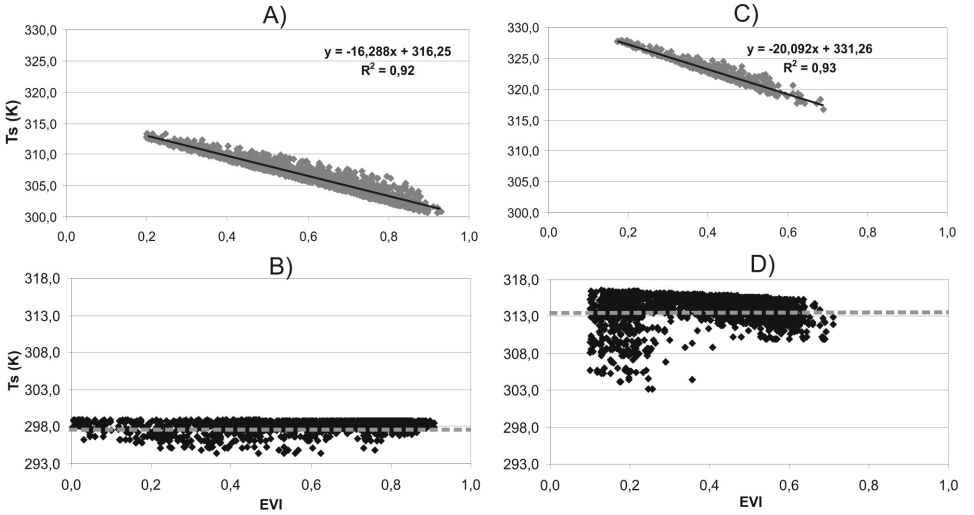


Figura 2. Límites seco (A) y húmedo (B) del día más seco (09/01/2012) y límites seco (C) y húmedo (D) del día más húmedo (31/01/2012) de la serie analizada.

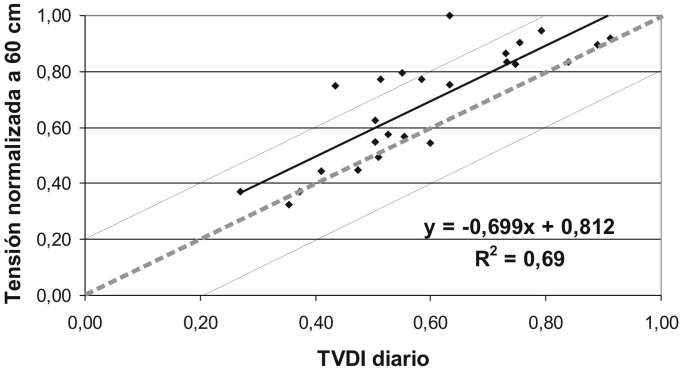


Figura 3. Relación entre el TVDI diario y la tensión de humedad medida a 60 cm de profundidad.

Conclusiones

En este trabajo se evaluó la capacidad del índice de estrés hídrico TVDI para estimar las condiciones de humedad subsuperficial del suelo con información sólo de satélite. Las imágenes MODIS de 1 km permitieron detectar la heterogeneidad de condiciones de cobertura y humedad del suelo necesaria para la correcta definición de los parámetros del TVDI. A su vez, metodológicamente se definieron parámetros extremos (límite seco y húmedo) para la serie analizada, evitando la sobre o subestimación del índice y haciendo comparables sus valores temporalmente.

La alta correlación del TVDI con la humedad subsuperficial medida en el norte de la provincia de Buenos Aires demostró la capacidad del índice para detectar la condición de humedad en el sector del perfil del suelo explorado por las raíces de la vegetación. Si bien se deben continuar con análisis más exhaustivos de la humedad subsuperficial en coberturas de vegetación de distinto tipo, estos resultados representan un avance importante en la estimación de la humedad del suelo desde satélite. En este sentido, tradicionalmente los trabajos previos se han centrado en la estimación de la humedad superficial del suelo (0-20 cm). Si bien esta humedad tiene gran incidencia en procesos de escurrimiento en cuencas y de interacción superficie-atmósfera, su importancia es menor en procesos hidrológicos como los del sistema suelo-planta-atmósfera o la recarga de acuíferos. Finalmente se propone al TVDI como un método sencillo que permite la obtención de mapas de humedad del suelo como base para distintos estudios hidrogeológicos.

Agradecimientos

Deseamos expresar nuestro agradecimiento a la Oficina de Riesgo Agropecuario (MAGyP) por brindarnos los datos de terreno de tensión de humedad, a la CIC, ANPCyT y al CONICET por al apoyo económico que hizo posible este trabajo.

Referencias

Carlson, T. N., Gillies, R. R., and Perry, E. M. 1994. A method to make use of thermal infrared temperature and NDVI measurements to infer surface soil water content and fractional vegetation cover. *Remote Sensing Reviews* (9): 161– 173.

Han, Y., Wang, Y. and Zhao, Y. 2010. Estimating soil moisture condictions of the Greater Changbai Mountains by Land Surface Temperature and NDVI. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 48 (6): 2509-2515.

Holzman, M. E. y Rivas, R. 2012. Estimación del estrés hídrico en cultivos y su relación con el rendimiento. *Congreso Argentino de Teledetección*, Córdoba.

Holzman, M. E., Rivas, R. y Piccolo, M. C. 2012. Utilización de imágenes de temperatura radiativa e índice de vegetación mejorado para el estudio de las condiciones hídricas en la región pampeana. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería* (28): 25-33.

Mallick, K., Battacharya, B.K. and Patel, N.K. 2009. Estimating volumetric surface moisture content for cropped soils using a soil wetness index based on surface temperature and

NDVI. *Agricultural and Forest Meteorology*, (149): 1327-1342.

Norbiato, D., Borga, M., Degli Esposti, S., Gaume, E. and Anquetin, S. 2008. Flash flood warning based on rainfall thresholds and soil moisture conditions: an assessment for gauged and ungauged basins. *Journal of Hydrology*, 362 (3–4): 274–290.

Pereyra, F. 2003. Ecorregiones de la Argentina. SEGEMAR. ISSN 0328-2325, 189 pp.

Price, J. C. 1990. Using spatial context in satellite data to infer regional scale evapotranspiration. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* (28): 940–948.

Rivas, R. y Houspanossian, J. 2006. Obtención de mapas de estrés hídrico a partir de datos captados por los sensores AVHRR y MODIS. *VIII Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea*, Paraguay.

Sandholt I., Rasmussen, K. and Andersen, J. 2002. A simple interpretation of the surface temperature/vegetation index space for assessment of surface moisture status. *Remote Sensing and Environmental*, 79 (2-3): 213–224.

Stisen, S., Sandholt, I., Nöörgard, A., Fensholt, R. and Jensen, K.H., 2008. Combining the method with thermal inertia to estimate regional evapotranspiration-applied to MSG-SEVIRI data in the Senegal River basin. Remote Sensing of Environment (112): 1242–1255.

Vázquez P. y Rivas R. 2010. Comparación de Índices de Estrés Hídrico (CWSI, WDI y TDVI) utilizando datos del sensor MODIS. *Actas X Congreso de ALHSUD*, Ref.90-AR, T4:1-8. Caracas, Venezuela. ISBN 978-980-7346009-9.

Wang, K.C., Li, Z.Q. and Cribb, M.M., 2006. Estimation of evaporative fraction from a combination of day and night land surface temperatures and NDVI: a new method to determine Priestley-Taylor parameter. Remote Sensing of Environment (102): 293–305.

Validación de datos de humedad de suelo SMOS en la región pampeana argentina

Raúl Rivas[1,2], Raquel Niclós[3], Vicente Santos García[3], Carolina Doña[3], Vicente Caselles[3], Mauro Holzman[1,4], Martín Bayala[1,2], Facundo Carmona[1,2], Dora Ocampo[1,2], Marc Thibeault[5] y Alvaro Soldano[5]

[1] Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires
[2] Instituto de Hidrología de Llanuras (UNCPBA, CIC, MA), República de Italia 780, (B7300) Azul, Buenos Aires, Argentina
[3] Universidad de Valencia, Departamento de Ciencias de la Tierra y Termodinámica, Moliner 50, 46100 Burjassot, Valencia, España
[4] Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica – CONICET
[5] Comisión Nacional de Actividades Espaciales, Av. Paseo Colón 751, (1063) Buenos Aires, Argentina.

Mail de contacto: rrivas@rec.unicen.edu.ar

RESUMEN

En el presente trabajo se describe la validación del producto de humedad de suelo SMOS (Soil Moisture Ocean Salynity, nivel 2, versión 5.51) que provee la Agencia Espacial Europea, en la región pampeana argentina. La región para la validación de datos fue seleccionada por presentar condiciones llanas y una gran extensión con cobertura vegetal de baja altura, ideales para la validación de datos SMOS (obtenidos a partir de microondas pasivas). Para la validación se realizaron mediciones en 4 áreas de agricultura extensiva (área 1: -32.982N, -62.505E; área 2:-32.510N, -62.788E; área 3: -32.024N, -63.692E y área 4: -37.315N, -58.868E, WGS84), en las que se midió la humedad de suelo con sensores ThetaProbe ML2x y Stevens Hydra Probe II SM. Las mediciones con las sondas se realizaron a 5 y 6 cm de profundidad y fueron calibradas en el laboratorio del Instituto de Hidrología de Llanuras con muestras no disturbadas colectadas en campo. Las comparaciones entre las medidas de terreno y los datos del producto SMOS mostraron un RMSE de 0,05 $m^3.m^{-3}$, indicando la utilidad de éstos para aplicaciones hidrológicas a escala de grandes cuencas.
Palabras clave: SMOS, Validación, humedad de suelo, región pampeana.

ABSTRACT

This work describes the validation of the SMOS soil moisture product (Soil Moisture Ocean Salinity, level 2, version 5.51) provided by the European Spatial Agency, on the Pampean region of Argentina. In the study area, there are suitable conditions for SMOS data validation, such as great plains and short vegetation coverage. In 4 areas with extensive agriculture (area 1: -32.982N, -62.505E; area 2:-32.510N, -62.788E; area 3: -32.024N, -63.692E and area 4: -37.315N, -58.868E, WGS84) soil moisture was measured with ThetaProbe ML2x and Stevens Hydra Probe II SM sensors. The measurements were taken at 5 and 6 cm depth. Then they were calibrated in the laboratory of Instituto de Hidrología de Llanuras with undisturbated soil samples. The comparison between field measures and SMOS data shown errors smaller than 10%, indicating the usefulness of SMOS soil moisture products for great basins hydrology studies
Keywords: SMOS, validation, soil moisture, pampean region.

Introducción

El conocimiento de la humedad del suelo (SM) en áreas extensas es cada vez más requerido en diferentes aplicaciones ambientales y en particular en hidrología y en gestión de recursos hídricos. Diversos estudios se han desarrollado durante los últimos 20 años para estimar la SM de los primeros centímetros de la superficie terrestre a partir de sensores a bordo de misiones de satélite que permiten conocer: la temperatura emisiva de la superficie, la retrodispersión radar y la temperatura de brillo con microondas (Merlín et al., 2008). La precisión de los métodos de estimación depende de la conexión física que se puede lograr entre la señal captada por el sensor en diferentes dominios espectrales y el contenido

de agua del suelo, en lo que incide también la resolución espacial y temporal del sensor. Se ha demostrado que el vínculo físico existente entre la temperatura de brillo en banda L y la humedad de suelo superficial es más fuerte que en alta frecuencia y tiene una relación más directa que la observable a partir de datos de retrodispersión y datos térmicos (Wagner et al., 2007).

SMOS (Soil Moisture and Ocean Salinity) es el primer satélite dedicado al estudio de la SM que utiliza la banda L (sensor MIRAS, frecuencia 1.41 GHz) para estimar la humedad de suelo cada 3 días a 40 km de resolución a nivel mundial. El radiómetro MIRAS (Microwave Imaging Radiometer with Aperture Synthesis) presenta alta sensibilidad en microondas a la SM cercana a la superficie con una resolución espacial de aproximadamente 10 a 500 veces más gruesa que los sistemas de microondas (activo) y los ópticos. Por ejemplo, con la banda L de apertura sintética y los ópticos - emisivos (ej. ASTER) se puede lograr una resolución espacial alta (100 m) que permite el análisis a nivel de parcela. Sin embargo las observaciones de radar y ópticos tienen ciclos de repetición mensual con productos de alta resolución y semanal, de resolución media. En el dominio óptico los datos de alta resolución se adquieren actualmente con un ciclo de repetición de 16 días (Landsat 8, sensor LDCM). Actualmente los sensores ópticos MODIS (1 km) operan con resolución espacial media con un periodo de revisita de 1-2 días para cubrir toda la tierra. El sensor AQUARIUS utiliza banda L (opera a una frecuencia de 1.41 GHz), a bordo de la plataforma SAC/D, opera con una resolución entre 76 y 156 km, y 7 días de resolución temporal y permite la estimación de la humedad de suelo de los primero cm al igual que SMOS (aunque difieren los sistemas de captura entre uno y otro).

En cuanto a los datos captados por SMOS, los productos SM_OPER/REPR_MIR_SMUDP2 han sido validados en diversas regiones del mundo y no así en la Región Pampeana Argentina (RPA) (Fig. 1). La RPA tiene condiciones óptimas para la validación de los productos SM de SMOS por: i) es una región llana con pendientes menores al 1 %; y ii) existen áreas extensas con monocultivos de baja altura. La validación de datos en una región amplia como la RPA aportará importantes avances tanto para la misión SMOS como también para la misión SAC/D, que persigue similares objetivos.

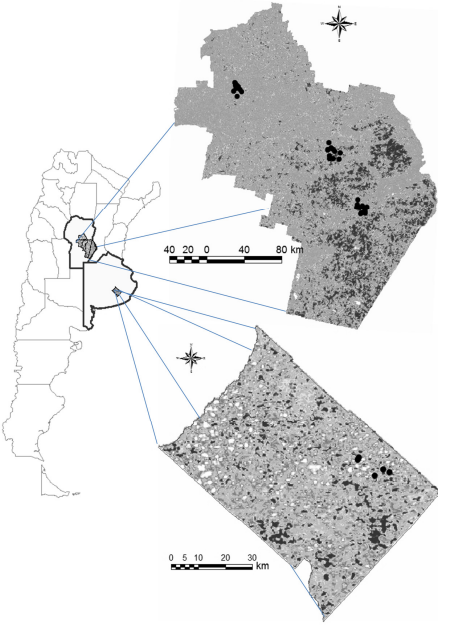


Figura 1. Zonas de validación en la RPA.

Diversas metodologías pueden ser utilizadas para la validación, entre las que se incluyen estimaciones desde tierra, estimaciones satelitales y productos derivados de modelos hidrológicos (ver Merlín et al., 2008). El presente trabajo se centra en mediciones realizadas en la superficie terrestre apoyadas por estimaciones desde satélite. La validación de datos siempre ha sido un reto para los diferentes sensores y en particular lo es para la SM con microondas pasivas debido a la disparidad entre las medidas proporcionadas por el satélite y las medidas realizadas con sensores in situ. Las mediciones de SM realizadas en tierra se localizan en puntos que normalmente representan 0.0025 m^2, mientras que los radiómetros a bordo de satélite proporcionan un valor integrado para un área de mayor extensión (~ 225 km^2 para la máxima estimación de SMOS). De esta manera, para la validación es necesario considerar las variaciones físicas a escala puntual (propiedades locales de los suelos) y de distintas unidades geográficas (suelo, cubierta vegetal y topografía) del área de estudio.

Metodología

Para la validación se utilizaron estaciones fijas (modelo Hydra Probe II) en diferentes nodos y medidas puntuales de SM con sondas portátiles (modelo ThetaProbe ML2x Delta-T). Las medidas puntuales, con las sondas, se realizaron en transectos en parcelas con cultivos de soja y maíz. En cada transecto se tomaron 30 medidas (una cada 10 m) simultáneas al paso del satélite SMOS. Complementariamente, y con la finalidad de mejorar la precisión de las medidas, se tomaron cilindros con muestras de suelo no disturbadas para la calibración de las sondas Delta T en el laboratorio y la determinación de la densidad aparente. También se tomaron muestras gravimétricas para conocer la SM de cada punto. Para la calibración de las sondas de SM se humedecieron los cilindros a máxima capacidad donde previamente se había instalado una sonda. Se registró el peso del conjunto suelo-cilindro de forma periódica hasta alcanzar el peso mínimo del cilindro. Este correspondió al mínimo peso registrado y constante durante 3 días. Se repitió el proceso de secado dos veces a temperatura de laboratorio (~ 20 ºC) y posteriormente se envió a laboratorio la muestra para la estimación de la densidad.

Las parcelas seleccionadas para la validación corresponden a un área extensa con suelos y cubierta vegetal homogénea. Cada área seleccionada representa 400 km^2 en las que se encuentran estaciones de SM de registro continuo de CONAE (provincia de Córdoba) y del IHLLA (provincia de Buenos Aires).

En primer lugar, con imágenes de alta resolución (Landsat 7) de enero y febrero, se analizaron las zonas definidas para la validación con la finalidad de observar la homogeneidad espacial de la cobertura. Luego se definieron los caminos y los transectos de medición de SM. La campaña de medición se desarrolló entre el día 3 y el 23 de febrero de 2013, realizando 3 transectos por sitio y horario de muestreo. En cada zona considerada existen estaciones meteorológicas que permiten el seguimiento de precipitación, temperatura y humedad del aire y velocidad de viento.

Sensores utilizados y horarios de medida

Para la validación se utilizaron 5 sensores ThetaProbe ML2x Delta-T (adquiridos con fondos del proyecto CIUCISMOS) y 2 Hydra Probe II Stevens (aportados por CONAE durante dos días de campaña para el intercalibrado). Las primeras tienen un error de medición de 0,03 $m^3.m^{-3}$ y pueden operar adecuadamente entre -10 y 70 ºC. Les segundas tienen un error de medición de 0.015 $m^3.m^{-3}$, operando adecuadamente entre -10 y 55 ºC.

Los horarios y fechas de paso de SMOS en la RPA para el periodo de desarrollo de la campaña se muestran en la Tabla 1. Cada medida se realizó durante una hora, siendo el horario central la hora de paso del satélite.

Área de validación

La campaña CIUCISMOS (Campaña internacional y uso coordinado de Infra-estructura científico-tecnológicas para la evaluación del producto de humedad de suelo de la misión europea SMOS) se realizó en dos zonas de la RPA con predominio de agricultura (Fig. 1). En cuanto al clima, la zona de la provincia de Córdoba se caracteriza por una temperatura anual media de 18 ºC, con 23 ºC en verano y 10 ºC en invierno. La precipitación anual supera los 900 mm y la evapotranspiración potencial es de aproximadamente 850 mm anuales. Los suelos que dominan son los Hapludoles y Argiudoles.

Los cultivos dominantes son la soja en primer lugar y maíz con mucha menos representatividad. En cuanto a la zona del centro de la provincia de Buenos Aires, su clima se caracteriza por una temperatura media anual de 17 ºC, con 20 ºC en verano y 10 ºC en invierno. La evapotranspiración potencial es de

aproximadamente 700 mm anuales y la precipitación, de 1.000 mm. Los suelos dominantes son los Argiudoles típicos y los Hapludoles; poseen un horizonte superficial rico en materia orgánica de textura media y un horizonte Bt de considerable espesor. Los cultivos dominantes son la soja y maíz y girasol en segundo lugar.

Tabla 1. Días y horarios de paso de SMOS sobre las áreas de estudio consideradas con el identificador de la imagen. Hora en UTC (-3 hora local en Argentina).

03/02/2013	05/02/2013	07/02/2013	08/02	D 10/02	M 12/02
SMOS 68812 8:35-10:15 SMOS 68819 20:16-21:56	SMOS 68841 08:57-10:37 SMOS 68848 20:38-22:18	SMOS 68870 9:19-10:59 SMOS 68877 21:00-22:40	SMOS 68884 08:40-10:20 SMOS 68891 20:21-22:01	SMOS 68913 09:02-10:43 SMOS 68920 20:43-22:23	SMOS 68942 09:23-11:05 SMOS 68949 21:05-22:45
13/02/2013	15/02/2013	17/02/2013	18/02/2013	20/02/2013	23/02/2013
SMOS 68956 08:46-10:23 SMOS 68963 20:26-22:06	SMOS 68985 9:08-10:48 SMOS 68992 20:48-22:28	SMOS 69021 21:10-22:50	SMOS 69028 08:51-10:31 SMOS 69035 20:32-22:12	SMOS 69057 9:13-10:53 SMOS 69064 20:53-22:34	SMOS 69100 8:56-10:37 SMOS 69107 20:37-22:17

Resultados

Durante la campaña la SM en ambas áreas de muestreo varió entre 6 % y 37 % de acuerdo a los datos de laboratorio y de 5 % y 42 % para las medidas realizadas con las sonda Delta-T. Este amplio rango de datos permitió realizar la validación en distintas condiciones de humedad del suelo. La Fig. 2 muestra las variables meteorológicas registradas en las estaciones Marcos Juárez y Tandil para el mes de febrero de 2013.

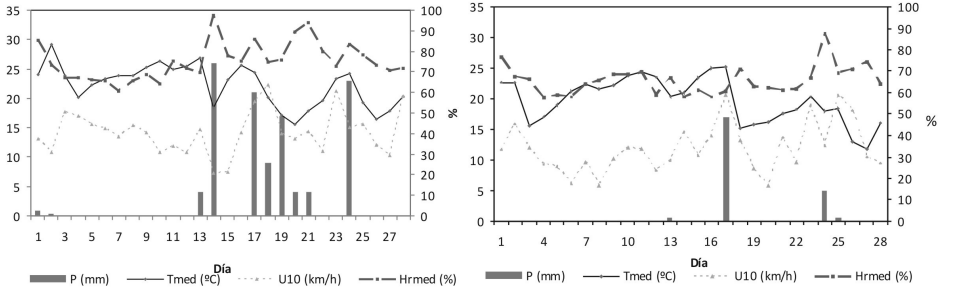


Figura 2. Comportamiento de las variables meteorológicas en las estaciones Marcos Juárez (izquierda) y Tandil (derecha).

En la zona correspondiente a la provincia de Córdoba las medidas de SM se realizaron en un suelo franco y en dos franco limoso y arcilloso, de acuerdo a la clasificación textural realizada en laboratorio. En el área del centro de la provincia de Buenos Aires (Tandil) el suelo es franco arcilloso (45 % de arcilla) de acuerdo a la clasificación textural del suelo realizada en la calicata de la estación de medidas del campus Tandil de la UNCPBA (Ocampo et al. 2012).

En cuanto al calibrado de las sondas para los diferentes suelos de la zona de validación, los datos muestran un buen ajuste con un coeficiente de determinación superior a 0,95 y un RMSE de 0,05 $m^3.m^{-3}$. En la Fig. 3 se muestra el ajuste (medida de la sonda versus peso del cilindro) para la zona de la provincia de Córdoba en dos sectores de muestreo (identificados como Sol Negro y Bernardi por ser estaciones de registro continuo de SM).

Las funciones de ajuste halladas se aplicaron a las medidas de campo de las sondas y posteriormente se las comparó con los datos del producto SM de SMOS. Se observó

que existe una tendencia a la subestimación de valores de humedad para suelos con baja SM y una sobreestimación para suelos con alta SM (Fig. 4). Estos resultados preliminares, son similares a los logrados por Sánchez et al. (2012) y Merlín et al. (2012).

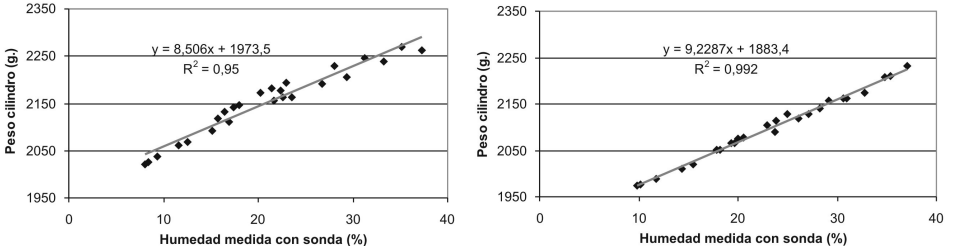


Figura 3. Calibrado de las sondas Delta-T en los puntos de muestreo Bernardi (izquierda) y Sol Negro (derecha), de la provincia de Córdoba.

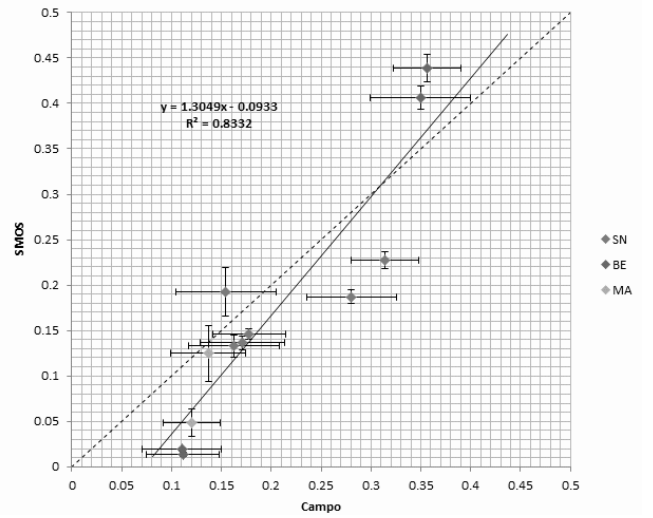


Figura 4. Comparación entre medidas de terreno y valores de SM obtenidos del producto SMOS.

Conclusiones

En este trabajo se presentaron los resultados preliminares de la validación del producto de humedad del suelo del satélite SMOS (Soil Moisture Ocean Salynity nivel 2, versión 5.51) en la región pampeana de Argentina. La calibración de las sondas utilizadas para la medición a campo para los suelos del área de estudio aseguró una correcta medición de los contenidos de humedad superficial del suelo (0-5 cm). Los resultados mostraron una alta correlación entre los datos de satélite y las mediciones a campo. Los mayores errores se observaron en condiciones extremas de humedad (suelos muy secos y muy húmedos o saturados), sin embargo puede indicarse que SMOS estima adecuadamente el contenido de humedad del suelo en la región pampeana. Finalmente, se destaca la utilidad de los productos de humedad del suelo de SMOS para su utilización en estudios hidrológicos de grandes cuencas.

Agradecimientos

El presente trabajo se realizó con fondos de los proyectos Validación de los datos SMOS-MIRAS en ambientes homogéneos y llanos-Instrumentación y muestreo de terreno; Campaña internacional y uso coordinado de Infra-estructura científico-tecnológicas para la evaluación del producto de humedad de suelo

de la misión europea SMOS (CGL2011-13579-E). Además queremos agradecer a las siguientes instituciones: CIC, ANPCyT, CONAE, Universidad de Valencia y CONICET.

Referencias

Merlín, O., Rüdiger, C., Al Bitar, A., Richaume, P., Walker, J. and Kerr, H. 2012. Disaggregation of SMOS Soil Moisture in Southeastern Australia. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 50 (5): 1556-1571.

Ocampo, D., Rivas, R., Silicani, M., Carmona, F., Holzman, M. y Mancino, C. 2012. Estimación de la fracción evaporativa a partir de registros de humedad de suelo y un lisímetro de pesada. VII Encuentro International Center for Earth Sciences (I-ICES 8), Mar del Plata, Argentina.

Sánchez, N., Fernández, J. Scaini, A. and Pérez-Gutierrez, C. 2012. Validation of the SMOS L2 soil moisture data in the REMEDHUS network (Spain). IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 50 (5): 1602-1611.

Merlín, O., Walker, J. Chanbouni, A., Kerr, Y. and Wann. 2008. Towards deterministic downscaling of SMOS soil moisture using SMOS derived soil evaporative efficiency. Remote Sensing of Environment 112: 3935-3946.

Wagner, W., Bloschl, G., Pampaloni, P., Calvet, J, Bizzari, B., Wigneron, J. and Kerr, Y. 2007. Operational readness of microwave remote sensing of soil moisture for hydrologic applications. Nordic Hydrology, 38 (1): 1-20.

El fondo químico natural del sistema acuífero de la cuenca del río Matanza - Riachuelo

Marisol Manzano[1], María Emilia Zabala[2,3], Sandra Martínez[4] e Irene Martín[4]

[1] Universidad Politécnica de Cartagena, Pº de Alfonso XIII 52, E-30203 Cartagena, España. Tel. +34.968325443.
[2] Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (UNCPBA – CIC – Municipalidad de Azul), República de Italia 780, (B7300) Azul, Buenos Aires, Argentina.
[3] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina.
[4] Autoridad de cuenca Matanza-Riachuelo (ACUMAR). Argentina.
Mail de contacto: marisol.manzano@upct.es

RESUMEN

Se ha estudiado el fondo químico natural (FQN) de los acuíferos Pampeano (primeros 20 m) y Puelches (techo y piso) en la cuenca Matanza-Riachuelo (CMR) usando datos del periodo 2003-2011. Para las tres profundidades estudiadas se determinaron los valores estadísticos característicos y los rangos de variación de la composición química; los tipos químicos de aguas en dos épocas hidrológicas extremas y la distribución espacial y temporal de la composición. Los valores estadísticos y los rangos de variación de la mayoría de los componentes son muy similares para las tres profundidades estudiadas. Los cambios temporales son mínimos para las tres profundidades y las dos épocas estudiadas, aunque esto podría estar influenciado por las características constructivas de los sondeos. Las fuentes y procesos más probables del FQN son: aporte atmosférico, disolución de CO_2, evapoconcentración, intercambio iónico, disolución/precipitación mineral y mezcla de aguas. Las actividades antrópicas son la fuente de modificación del FQN.
Palabras clave: Matanza-Riachuelo, aguas subterráneas, fondo químico natural.

ABSTRACT

The groundwater baseline chemistry (GBC) of the Pampeano (first 20 m) and Puelches aquifers (top and bottom) under the Matanza-Riachuelo River basin (MRB) has been studied with data from the period 2003 to 2011. For each depth studied the following aspects were established: characteristics statistical values, variation ranges of the chemical values, hydrochemical facies during two extreme hydrological periods, and spatial and temporal distribution of the chemical components. The statistical values and the variation ranges of most chemical components are very similar in the three studied depths. Also, the changes of chemical composition in the two extreme hydrological periods studied are very small for the three depths, though this could be due to the borehole constructive characteristics. The most probable sources and processes for the GBC are: atmospheric deposition, soil CO_2 dissolution, evapoconcentration, ion exchange, mineral dissolution/precipitation, and mixing of waters. Human activities are the source of GBC modifications.
Keywords: Matanza-Riachuelo, groundwater, chemical baseline.

Introducción

El fondo natural de la calidad del agua subterránea es el rango de concentraciones de un elemento, especie o sustancia dados, presente en fase disuelta y derivado de fuentes geológicas, biológicas o atmosféricas naturales (Edmunds y Shand, 2009). Conocer el fondo químico natural (FQN) de las aguas subterráneas de un acuífero, así como los procesos que lo originan, las posibles modificaciones y sus causas, es una herramienta fundamental para las actividades de gestión, planificación y remediación de la calidad de las aguas subterráneas.

En la Cuenca Matanza Riachuelo (CMR), Provincia de Buenos Aires, se ha estudiado el FQN del agua de los acuíferos Pampeano y Puelches, que subyacen a la cuenca y que son ampliamente usados para proveer de agua a todo tipo de actividades humanas.

Objetivos

El objetivo del trabajo ha sido establecer los rangos de concentración característicos y distribución espacial del fondo químico natural de las aguas subterráneas del sistema acuífero subyacente a la CMR. Adicionalmente se ha realizado una primera aproximación, a nivel conceptual y aún por contrastar, de las posibles

fuentes y procesos que originan el FQN y de las posibles causas de modificación del mismo.

Materiales y métodos

Se han estudiado análisis químicos de aguas subterráneas procedentes de dos redes de observación y dos periodos distintos:

1. Red de monitoreo de ACUMAR en la CMR: en el periodo estudiado consistía en 44 sondeos distribuidos en 29 emplazamientos, 14 de ellos con un solo sondeo, perforado en los primeros 20 m del acuífero Pampeano, y el resto con dos sondeos, uno en el acuífero Pampeano y otro en el techo del acuífero Puelches. Se han usado análisis y datos de profundidad del agua de 24 campañas que cubren el período mayo de 2008 a septiembre de 2011.
2. Red de Agua y Saneamientos Argentinos S.A. (AySA): son pozos que alcanzan las capas más profundas del Puelches. Se han usado análisis químicos de 16 perforaciones, cubriendo el periodo 2003 a 2010.

Sólo se han usado análisis con error de balance iónico aceptable según criterios internacionales. En total se han utilizado 570 análisis químicos con elementos mayoritarios, algunos minoritarios y algunos trazas para estudiar la parte superior del acuífero Pampeano (red de ACUMAR), 322 análisis para el techo del acuífero Puelches (red de ACUMAR) y 115 análisis para el acuífero Puelches (pozos de AySA). En el presente trabajo sólo se hará referencia a los componentes mayoritarios y a algunos minoritarios. El trabajo completo puede encontrarse en Manzano y Zabala (2012).

La metodología seguida para establecer el FQN ha consistido en los siguientes pasos:

1) Identificar e inventariar las fuentes potenciales de solutos para el agua subterránea en la CMR, tanto las naturales como las antrópicas.

2) Seleccionar los análisis químicos válidos desde el punto de vista de su calidad.

3) Determinar los valores estadísticos característicos y los rangos de variación de la composición química de los componentes químicos mayoritarios (Cl, SO_4, alcalinidad, Na, Ca y Mg), algunos minoritarios (K y NO_3) y trazas (F, As, Zn) y de los parámetros pH y conductividad eléctrica (CE) de las aguas muestreadas en cada uno de los tres niveles monitoreados.

4) Estudiar la influencia climática sobre los tipos químicos de aguas mediante el estudio comparado de dos mapas de diagramas de Stiff para cada nivel, uno correspondiente a la composición de las aguas al final de una época seca y otro correspondiente a la composición al final de un largo periodo de recarga. Para la red de ACUMAR se han usado datos de mayo-junio de 2009 (época seca) y septiembre de 2010 (época húmeda); para los pozos de AySA se han usado datos de febrero y agosto de 2009 (época seca) y noviembre 2009 a marzo 2010 (época húmeda).

5) Estudiar la distribución espacial y la evolución temporal de los componentes químicos y relacionarlas con las fuentes de solutos (naturales y antrópicas) y con los episodios de recarga (ascenso piezométrico) o secado (descenso piezométrico). Se ha realizado estudiando mapas de isocontenidos de los tres niveles y las dos épocas hidrológicas estudiados.

6) Estudiar la evolución temporal de la composición química de cada nivel. Se ha realizado estudiando gráficos de la evolución simultánea de la concentración de cada componente, las lluvias ocurridas entre muestreos y la profundidad del nivel freático/piezométrico en cada sondeo.

7) Identificar los principales procesos responsables del FQN y de su eventual modificación y establecer los valores superiores de las concentraciones del FQN, así como los valores anómalos y sus posibles causas, para cada nivel monitoreado.

Características de la zona de estudio

Climatología, hidrología y usos del suelo

La CMR se localiza al NE de la Provincia de Buenos Aires (Figura 1), entre los paralelos 34º 32' y 36º 06' S y los meridianos 58º 12' y 59º 03' O. Posee una longitud de 70 km y una superficie aproximada de 2.240 km^2. El curso principal de la cuenca escurre en dirección SO-NE, vertiendo sus aguas en el Río de la Plata. Presenta un clima templado húmedo, con una precipitación media anual de 988 mm (1947-2012). La temperatura media anual es de 16 ºC, la máxima se registra en enero y la mínima en julio (datos del Servicio Meteorológico Nacional, estación de Ezeiza).

Matanza-Riachuelo es una de las cuencas hidrográficas que componen la Región Metropolitana de Buenos Aires y constituye la región más densamente poblada de Argentina. Se estima que 5 millones de personas habitan el área de la cuenca (INDEC, 2010).

Según los usos del suelo se pueden diferenciar tres zonas: i) cuenca baja; sector altamente urbanizado y con fuerte presencia de establecimientos industriales; ii) cuenca media; predomina el uso urbano-industrial pero con menor densidad de ocupación del suelo; iii)

cuenca alta; predominan las actividades agrícola-ganaderas y los centros urbanos están dispersos.

La ocupación del suelo en las últimas décadas no se desarrolló bajo una planificación y tampoco fue acompañada con obras de infraestructura urbana. Si se considera el total de hogares de cada uno de los municipios que integran la cuenca, el 60 % no tiene conexión a red cloacal y el 30 % carece de acceso al agua potable. Los habitantes que no cuentan con conexión a red pública de agua potable utilizan agua subterránea a través de perforaciones particulares (INDEC, 2010).

Figura 1. Mapa de ubicación de la CMR.

Geología e hidrogeología

La columna estratigráfica se compone del basamento cristalino (Proterozoico) y las formaciones Olivos (Oligoceno-Mioceno), Paraná (Mioceno Medio-Superior) y Puelches (Plioceno Superior). Le siguen los Sedimentos Pampeanos (Plio-Pleistoceno) y las formaciones Luján, La Plata, La Postrera y depósitos recientes, todos del Pleistoceno-Holoceno. Las unidades que se depositaron posteriormente a los Sedimentos Pampeanos se agrupan bajo la denominación de Sedimentos Postpampeanos. Una descripción detallada de la disposición espacial de estas unidades se encuentra en Vives et al. (2012).

Los trabajos realizados por EASNE (1973), Auge (2004) y UNLP (2010), entre otros, hablan de un único sistema acuífero de carácter multiunitario, homogéneo regionalmente pero con una fuerte anisotropía local en el sector NE de la Provincia de Buenos Aires. En condiciones naturales la recarga del sistema se produce a través de la infiltración de los excesos de agua meteórica, mientras que las más profundas lo hacen en forma indirecta a través de las unidades suprayacentes (Auge et al., 2002; UNLP, 2010, INA, 2010). La descarga se produce a lo largo de los ríos y arroyos, en coincidencia con los cursos permanentes más importantes, y también al Río de la Plata

Las variaciones de los niveles freáticos y piezométricos están supeditadas a las condiciones climáticas, a excepción de aquellas zonas donde la actividad humana es muy intensa (UNLP, 2010). En el acuífero Pampeano la profundidad del agua oscila entre <1 m (Lanús) y 17 m (Almirante Brown). En el acuífero Puelches oscila entre 2 m (Dock Sud) y 21 m (Almirante Brown). El sentido general del escurrimiento subterráneo lateral es de SO a NE en ambos acuíferos,. La componente vertical es relevante en ciertas zonas, siendo de sentido descendente en la mayor parte de la cuenca, posiblemente por modificación de los gradientes naturales debido a los bombeos en el acuífero Puelches (UNLP, 2010; Vives et al., 2012).

Resultados

Fuentes potenciales de solutos para el FQN

Las fuentes potenciales de solutos y los procesos que los incorporan al agua subterránea de la zona son:

i) Fuentes atmosféricas: no se dispone de información sobre la composición química del agua de lluvia ni de la deposición seca dentro de la CMR. Con respecto a la composición de las partículas en suspensión y gases atmosféricos, se dispone de los datos de cuatro estaciones de control de calidad del aire instrumentadas por ACUMAR.

ii) Fuentes edáficas y litológicas: en acuíferos libres el CO_2 edáfico es una de las principales fuentes del carbono inorgánico disuelto del FQN. La concentración del agua de recarga por efecto de la evapotranspiración es también un proceso relevante para el FQN, pues aunque no incorpora solutos al agua de recarga, sí la concentra, y a veces notablemente, con respecto al agua de lluvia local. Las reacciones con los minerales de los materiales que componen al acuífero suelen ser la principal fuente de solutos para el FQN. Se recopiló información bibliográfica de datos mineralógicos del medio sólido en la zona de estudio y alrededores, entre otros los de Teruggi (1957), González Bonorino (1965), Santa Cruz (1972) y Tófalo et al. (2005). Los minerales presentes sugieren que las siguientes reacciones pueden contribuir significativamente al FQN: equilibramiento con carbonatos, adsorción e intercambio de Na y disolución de plagioclasas.

iii) Mezcla de aguas de distinto origen y composición: es el caso de la mezcla de agua

de recarga local con agua salina de la Fm Puelches o de la Fm Paraná, o con agua marina de los sedimentos post-pampeanos de la cuenca baja.

iv) Fuentes antrópicas: son la principal causa de modificación del FQN. Se han inventariado las actividades que se desarrollan dentro de la CMR, se ha cartografiado su distribución espacial y se han identificado los principales tipos de efluentes que pueden aportar solutos, modificando el FQN (Manzano y Zabala, 2012).

Valores estadísticos característicos y rangos de variación del FQN

* Parte superior del acuífero Pampeano: Los componentes con mayor rango de variación de valores son el Cl y el Na (Fig. 2). El Cl oscila cuatro órdenes de magnitud (10^0 a 10^3) aunque la mayoría de los valores están entre 12 y 65 mg/L. Las concentraciones de Na oscilan tres órdenes de magnitud (10^1 a 10^3), pero la mayoría lo hace entre 100 y 250 mg/L. Ambos componentes presentan valores atípicos del orden de 10^3, todos ellos en el NE de la cuenca (sondeos 6F y 29F). Los parámetros con menor rango de variación son el pH (valores entre 6,5 y 8,5, la mayoría están entre 7,5 y 8,0), la alcalinidad (valores entre 100 y 1200 mg/L de $CaCO_3$, mayormente entre 400 y 600 mg/L) y el K (valores entre 7 y 130 mg/L, la mayoría entre 10 y 20 mg/L). Ninguno de los tres presenta valores atípicos. Las concentraciones de SO_4 oscilan cuatro órdenes de magnitud (10^0 a 10^3), aunque la mayoría de los valores están entre 14 y 46 mg/L. Las concentraciones de NO_3 oscilan tres órdenes de magnitud (10^0 a 10^2), la mayoría están entre 8 y 32 mg/L y no presenta valores atípicos. Las concentraciones de Ca oscilan dos órdenes de magnitud (10^1 a 10^2), los valores más frecuentes están entre 20 y 80 mg/L y no presentan valores atípicos. Las concentraciones de Mg oscilan tres órdenes de magnitud (10^0 a 10^2), los valores más frecuentes están entre 10 y 30 mg/L y tampoco presenta valores atípicos.

* Techo del acuífero Puelches: Los valores estadísticos característicos son relativamente similares a los del acuífero Pampeano, aunque los valores de las medianas y de los percentiles de casi todas las variables son algo mayores (Fig. 2). Dos motivos pueden explicar la similitud: o bien en el sistema acuífero no hay cambios significativos de composición química con la profundidad, o bien ambas redes de observación proporcionan aguas mezcla de líneas de flujo parcialmente coincidentes. No obstante, el rango de variación de algunas variables es menor en el techo del acuífero Puelches (Na, alcalinidad, Ca y Mg), mientras que el NO_3 y el SO_4 tienen un rango mayor. Esto sugiere que Na, Ca, Mg y alcalinidad dependen principalmente de reacciones con la matriz, las cuales se encuentran en equilibrio o cerca del mismo a mayor profundidad. El NO_3 es un contaminante y sus fuentes son la actividad agrícola, la agropecuaria y la urbana, y aunque eso implica que debería variar más en las aguas más someras, lo más probable que los bombeos en el acuífero Puelches hayan inducido la contaminación de esa formación, como sugiere la distribución espacial del NO_3 (Fig. 3).

* Parte inferior del acuífero Puelches: Los rangos de variación de las concentraciones y los valores de las medianas de la mayoría de los componentes son significativamente menores que en las aguas de la red de ACUMAR (Fig. 2). La menor variabilidad de las concentraciones se atribuye al efecto conjunto de varias causas: 1) los pozos de AySA están más concentrados espacialmente; 2) al ser pozos de abastecimiento se bombean más y con más frecuencia; 3) integran un mayor espesor de acuífero que los sondeos de ACUMAR. El menor valor de las medianas (excepto para el NO_3) puede también deberse a varias causas: 1) las fuentes de esos solutos son menos variadas a mayor profundidad (es el caso del Cl y el SO_4, ya que aquí no hay sedimentos con agua marina); 2) el bombeo hace que la procedencia del agua sea siempre la misma. La contaminación por NO_3 es notable, con valores alrededor de 30 mg/L y un máximo de 119 mg/L. Como en el caso del techo del acuífero, el incremento de los gradientes verticales por los bombeos es la causa más probable de que las aguas residuales, agrícolas y/o ganaderas hayan llegado a la profundidad de los filtros de los pozos.

Comparando los diagramas de cajas de las aguas de los tres niveles se puede deducir la siguiente información:

pH y alcalinidad: parecen controlados por pocos procesos. Las principales fuentes de alcalinidad y de control del pH serían la disolución de CO_2 edáfico (acuífero Pampeano) y de minerales carbonatados. La uniformidad de los valores en estas dos variables a las tres profundidades de estudio sugiere que todas las aguas estudiadas podrían estar en equilibrio (o cerca) con los minerales carbonatados, aunque esto no se ha contrastado.

Cl: Es el componente que más varía, lo que sugiere la existencia de fuentes y procesos variados que no están homogéneamente distribuidos en la cuenca. La parte superior del acuífero Pampeano tiene Cl<50 mg/L en casi

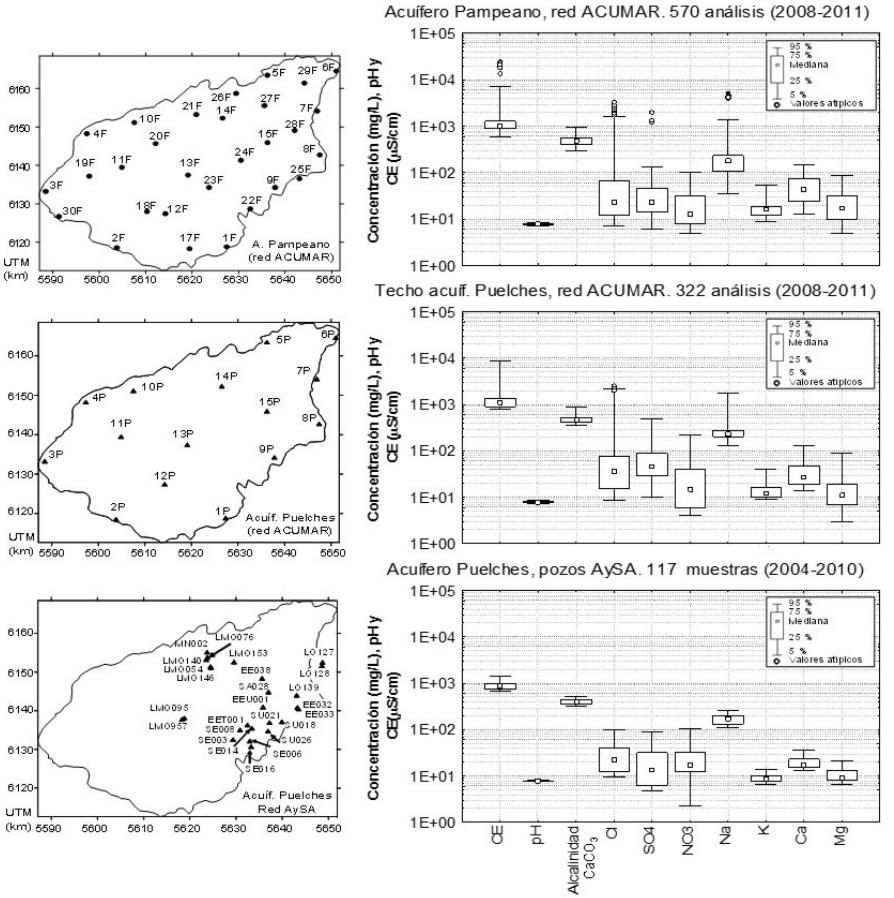


Figura 2. Sondeos y pozos estudiados y diagramas de caja de algunas variables químicas significativas en las aguas de los mismos. Arriba: sondeos de ACUMAR en el acuífero Pampeano. Centro: sondeos de ACUMAR en el techo del acuífero Puelches. Abajo: pozos de AySA en el acuífero Puelches.

toda la cuenca, excepto en un punto del borde SO (3F), donde hay 200 mg/L, y en varios sondeos de la cuenca baja, donde se alcanzan los 6500 mg/L (29F). Las fuentes de Cl serían el aporte atmosférico y la mezcla del agua de recarga local con aguas más salinas de otras formaciones (sedimentos marinos en la cuenca baja). En el techo del acuífero Puelches la situación es similar, aunque el valor de la mediana es un poco mayor. En casi toda la CMR se tiene Cl<70 mg/L, excepto en el sondeo 12P (centro-S), con unos 400 mg/L, y en la costa, donde se alcanzan 2000 mg/L. A esta profundidad el origen del Cl sería principalmente la mezcla del agua de recarga con aguas más salinas de distinto origen en distintos lugares de la cuenca. Los pozos de AySA tienen contenidos de Cl entre 10 y 100 mg/L.

SO_4: Las fuentes y procesos naturales son, en principio, similares a los del Cl, pero adicionalmente hay fuentes antrópicas que pueden modificar el FQN, singularmente en el acuífero Pampeano (agricultura, actividad industrial, núcleos urbanos). Sin embargo, las aguas con mayor rango de variación y mayores valores de los percentiles son las del techo del acuífero Puelches. Le siguen las del acuífero Pampeano y por último las de la parte inferior del acuífero Puelches. En casi toda la CMR se tiene SO_4<70 mg/L, excepto en sitios concretos del borde SO (sondeo 2P), en el centro-S (sondeos del emplazamiento 12) y en la costa.

El sondeo 12F (ranurado en la Fm Pampeano) tiene unos 150 mg/L, y el 12P (ranurado en el techo de la Fm Puelches) tiene unos 350 mg/L. Esto apunta a que en esta zona la fuente de SO_4 es natural, posiblemente la Fm Paraná. En la costa se alcanzan los 2000 mg/L, y la fuente principal debe ser la mezcla con agua marina de los sedimentos. En la parte inferior del acuífero Puelches los pozos de AySA estudiados tienen entre 2 y 50 mg/L de SO_4.

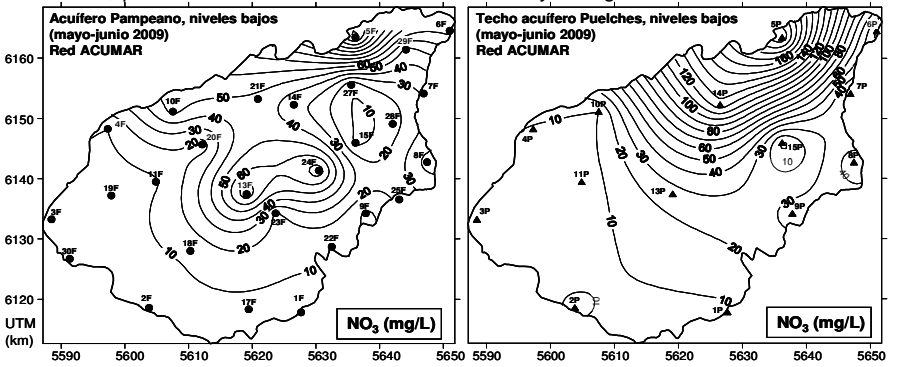


Figura 3. Distribución espacial de NO_3 en la parte superior del acuífero Pampeano (izquierda) y en el techo del acuífero Puelches (derecha) en la época de niveles bajos de mayo-junio de 2009.

Na: Las fuentes y procesos potenciales son los mismos que para el Cl y, además, reacciones con el medio sólido tales como adsorción, intercambio iónico y disolución de plagioclasas. En el acuífero Pampeano el rango de variación de las concentraciones es grande, lo que sugiere que las fuentes y procesos son variados. Algunos de ellos son locales, como indica la existencia de valores atípicos. En el techo del acuífero Puelches el rango de variación es menor que en el Pampeano, y en las aguas de niveles más profundos del acuífero Puelches el rango de variación es muy pequeño, como sucede con todos los demás componentes y los procesos de control son probablemente hidrodinámicos. En el techo del acuífero Puelches hay concentraciones de Na del orden de 10^3, lo que sugiere un origen común para el Na, el Cl y el SO_4 (aguas salinas de distintos origen).

Ca y Mg: Los valores de las medianas y de los cuartiles de ambos componentes son mayores en el acuífero Pampeano que en el techo del acuífero Puelches, y mayores en éstas que en los pozos de AySA. En la mayoría de las aguas de los tres niveles los contenidos de Ca son mayores que los de Mg, y la relación entre ambos es aproximadamente la misma en el acuífero Pampeano y el techo del acuífero Puelches y un poco menor en las aguas profundas del Puelches. Esto sugiere que los principales procesos de control deben ser los mismos en los tres conjuntos de aguas, posiblemente la disolución y/o precipitación de minerales carbonatados y el intercambio iónico. No obstante, las aguas más salinas del acuífero Pampeano y del techo del acuífero Puelches tienen más Mg que Ca, lo que apunta al agua de mar como fuente de ambos en esas aguas.

NO_3: el valor de la mediana es prácticamente el mismo en los tres conjuntos de muestras, entre 12 y 17 mg/L. Solo una minoría de aguas tiene concentraciones menores a 10 mg/L, lo que indica que el NO_3 presente en la mayoría de las aguas de los tres niveles no es fondo natural sino contaminación. Es probable que todas las aguas con más de 5-7 mg/L tengan una o dos fuentes de N adicionales al aporte atmosférico, posiblemente contaminación por aguas residuales y/o fertilizantes. La contaminación es previsible para las aguas del acuífero Pampeano, pero sorprende que tanto las aguas del techo del acuífero Puelches como las de los pozos de AySA tengan contenidos elevados de NO_3, con valores máximos de 271 y 119 mg/L respectivamente. Esto apunta a contaminación por aguas residuales, así como a un transporte descendente acelerado por unos gradientes verticales incrementados por bombeos. Tampoco se puede descartar que existan flujos directos a través del espacio anular de los pozos en áreas donde los niveles están muy deprimidos.

Tipos químicos de aguas

En los tres niveles estudiados los cambios químicos entre las dos situaciones hidrodinámicas estudiadas son mínimos.

* Parte superior del acuífero Pampeano: La mayoría de las aguas son de tipo HCO_3-Na en

ambos momentos. En el S-SE y O-NO de la cuenca y en la parte central cerca del río hay algunas aguas de tipo HCO_3-Ca y HCO_3-Mg. En algunos sondeos se produce un cambio en el catión dominante entre ambas fechas, haciéndose mayor la proporción de Ca o de Mg. Estos cambios se pueden atribuir al efecto del intercambio iónico, pero no se pueden descartar mezclas con agua de origen marino en la cuenca baja, donde hay aguas de tipo Cl-Na. En los sondeos 6F y 29F, en el extremo NE, las aguas son menos salinas en septiembre de 2010 que en mayo-junio de 2009. Esto se atribuye a dilución por la recarga de los meses anteriores al muestreo de septiembre, pero quizás también contribuya la infiltración del agua del Río de la Plata que ingresa por el cauce del Riachuelo cuando ocurre el fenómeno de la sudestada.

* Techo del acuífero Puelches: Con excepción de dos sondeos, los demás tienen aguas de tipo HCO_3-Na que no cambian ni de facies ni de salinidad total entre ambas situaciones hidráulicas. Las aguas del sondeo 2P son de tipo HCO_3Cl-Na y mantienen su carácter entre los dos momentos estudiados. El agua del sondeo 12P es de tipo Cl-Na en septiembre de 2010. No se dispone de muestras de ese sondeo entre los meses de mayo a julio de 2009, pero si no hubiese cambios significaría que la fuente de Cl tampoco sería atmosférica ni superficial sino profunda. En la costa, el agua del sondeo 6P es de tipo Cl-Na en los dos momentos estudiados y no cambia significativamente de salinidad total. Se trata claramente de agua marina diluida.

* Parte inferior del acuífero Puelches: Todas son de tipo HCO_3-Na, composición muy uniforme y no cambian en el tiempo.

En resumen, la distribución espacial de las concentraciones y de los parámetros físico-químicos a las tres profundidades de estudio y en las dos épocas hidrológicas más extremas registradas, indica que los cambios temporales de composición química observados en cada profundidad de observación son mínimos, y se restringen a zonas concretas ubicadas en la cuenca baja y en los límites E y O de la cuenca.

Límite superior del fondo químico natural

Debido a que un número significativo de análisis manejados tiene errores de balance iónico algo elevados (10 y 15 %), se ha sugerido usar el valor del percentil 90 % como límite superior del FQN para la mayoría de las especies consideradas en el estudio (Tabla 1). Para la parte superior del acuífero Pampeano y el techo del Puelches se han calculado dos valores del percentil, uno sin incluir los valores de los pozos de cuenca baja 29F y 6F (en el caso del Pampeano) y del pozo 6P (en el caso del Puelches) y otro incluyéndolos. El motivo es que los sondeos 6F y 29F están en realidad perforados en sedimentos marinos post-pampeanos, y el pozo 6P tiene también salinidad de origen marino. Integrar las aguas de estos pozos en el cálculo del percentil incrementa notablemente el valor del mismo para el Cl, el Na y la CE, aunque el aumento es poco relevante para el K, el Ca y el SO_4 y despreciable para el Mg.

Con vistas al monitoreo y la gestión se propone usar distintos valores como referencia del límite superior de las concentraciones del FQN en distintas zonas de la CMR: para la mayor parte de la cuenca se pueden usar los valores del percentil 90 % sin integrar los datos de los pozos 6F, 6P y 29F; para la cuenca baja se debe usar el valor del percentil 90 % integrando esos pozos. Es decir, se propone que la gestión sea distinta en distintas zonas de la cuenca en función de los distintos orígenes del FQN.

Conclusiones

La composición química de las aguas subterráneas estudiadas es relativamente homogénea a escala regional y no muestra grandes variaciones espaciales ni temporales en las tres profundidades de observación, con excepción de unos pocos pozos concretos de la red de ACUMAR, la mayoría de ellos ubicados en la zona costera y/o cercana al cauce y en los límites E y O de la cuenca. Los parámetros estadísticos característicos y los rangos de variación de la mayoría de los componentes mayoritarios y minoritarios en las aguas de las tres profundidades estudiadas son bastante similares entre sí. No obstante, se estima que las características constructivas de los pozos influyen en la homogeneidad hidroquímica.

La mayoría de las aguas de la parte superior del acuífero Pampeano y del acuífero Puelches son de tipo HCO_3-Na. En algunos puntos del de éste último aparecen otros tipos químicos: Cl-Na (cuenca baja y límite SO y S) y HCO_3-Ca/Mg (límite E). Aunque en la cuenca baja se observan pequeños cambios de salinidad entre las dos épocas hidrológicas estudiadas, los tipos químicos no cambian.

Las fuentes y procesos que originarían el FQN del agua subterránea son: el aporte atmosférico, la concentración por evapotranspiración, la disolución de CO_2, la mezcla de agua de recarga local con aguas más salinas congénitas, el intercambio catiónico, el

Tabla 1. Valores del percentil 90 % de la concentración de las especies químicas estudiadas

	Pampeano, ACUMAR (2008-2011)				Techo del Puelches, ACUMAR (2008-2011)				Puelches, AySA	
	sin 6F y 29F		con 6F y 29F		sin 6P		con 6P		(2003-2010)	
Variable	Nº muestras	P90	Nº muestras	P90	Nº muestras	P90	Nº muestras	P90	Nº muestras	P90
CE (µS/cm)	529	1427	570	2052	300	1787	322	2810	115	1385
pH	527	8,3	568	8,3	298	8,5	320	8,5	115	7,9
Alc. (mg/L CO3Ca)	529	635,0	570	704,0	300	551,0	322	602,0	115	490,0
Cl (mg/L)	529	97,0	570	216,5	300	183,0	322	459,0	115	86,7
SO4 (mg/L)	526	69,0	567	78,0	300	220,5	322	347,0	115	77,4
NO3 (mg/L)	509	73,0	545	77,0	275	127,0	293	124,0	115	51,3
Na (mg/L)	529	284,0	570	345,5	300	329,0	322	457,0	115	250,0
K (mg/L)	529	23,0	570	36,0	300	17,0	322	21,0	115	13,0
Ca (mg/L)	529	98,0	570	117,5	300	75,3	322	104,0	115	28,0
Mg (mg/L)	529	44,0	570	54,0	300	30,0	322	43,0	115	18,0

equilibramiento con minerales carbonatados y, en menor proporción, la disolución de feldespatos. Los procesos que incorporan solutos modificando localmente el FQN son las actividades humanas (urbana, industrial, agrícola y ganadera). Dado que en la cuenca se realizan actividades que generan partículas sólidas y gases susceptibles de ser distribuidas por el viento, sería conveniente establecer estaciones de caracterización hidroquímica del aporte atmosférico. Todas las hipótesis planteadas deben ser contrastadas.

El estudio del FQN no solo aportó información sobre la calidad natural de las aguas subterráneas en el conjunto de la CMR, sino que permitió identificar zonas donde se debía densificar la red de monitoreo.

La contaminación antrópica y también ciertas características naturales de los acuíferos condicionan los potenciales usos del agua subterránea. Conocer ambos aspectos es fundamental para una adecuada gestión de las aguas subterráneas..

Agradecimientos

Los autores agradecen a ACUMAR su colaboración en el suministro de datos e información, y al personal del IHLLA su colaboración en distintos aspectos de la realización del trabajo.

Referencias

Auge, M.; Hernández, M. y Hernández, L. 2002. Actualización del conocimiento del acuífero semiconfinado Puelche en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. En: Groundwater and Human Development. Bocanegra, E.; Martinez, D. y Massone, H. (Eds.). ISBN 987-544-063-9.

Auge, M. 2004. Hidrogeología de la ciudad de Buenos Aires. En: www.gl.fcen.uba.ar/investigacion/grupos/hidrogeologia/auge/Hidrogeologia-Bs_As.pdf.

EASNE. 1973. Contribución al estudio geohidrológico del NE de la Provincia de Buenos Aires. Comité de estudios de aguas subterráneas del Nor-Este. Serie técnica 24, Buenos Aires.

Edmunds, M.E. y Shand, P. (eds.) 2009. Groundwater Baseline Quality. Blackwell Publishing, Ltd. 469 pp.

González Bonorino, F. 1965. Mineralogía de las fracciones arcilla y limo del Pampeano en el área de la ciudad de Buenos Aires y su significado estratigráfico y sedimentológico. Rev. AGA, 20(1): 67-148.

INA. 2010. Balance de agua subterránea en la cuenca del río Matanza-Riachuelo mediante modelación numérica. Proyecto INA 1.207 Informe LHA 01-1.207-10. Ezeiza. 119 pp.

INDEC. 2010. Censo nacional de población, hogares y viviendas. En: http://www.censo2010.indec.gov.ar/resultadosdefinitivos.asp. Accedido en: 10-06-13.

Manzano, M y Zabala, M. 2012. El fondo químico natural del sistema acuífero de la cuenca del río Matanza–Riachuelo. Proyecto de Aguas Subterráneas en la Cuenca Matanza Riachuelo. Informe final, 213 pp.

Santa Cruz, J. N. 1972. Estudio sedimentológico de la Fm Puelches en la Provincia de Buenos Aires. Rev. AGA, 27(1): 5-62.

Teruggi, M. 1957. The nature and origin of the Argentine loess. J. Sediment Petrol, 27 (3): 322-332.

Tófalo, O.R.; Etchichury, M.C. y Fresina, M. 2005. Características texturales y petrofacies de depósitos neógenos, Bancalari, Provincia de Buenos Aires. Rev. AGA, 60 (2): 316-326.

UNLP. 2010. Estudio de las condiciones hidrogeológicas, capacidad de recarga y de la calidad de las aguas subterráneas en la cuenca Matanza–Riachuelo. Universidad Nacional de La Plata. Realizado para ACUMAR. 67 pp.

Vives, L.; Mancino C. y Scioli C. 2012. Modelo conceptual y numérico del flujo de aguas subterráneas de la cuenca del río Matanza-Riachuelo. Proyecto de Aguas Subterráneas en la Cuenca Matanza Riachuelo. Informe final, 227 pp.

Humedales en Los Haitises, República Dominicana. Modelo conceptual preliminar y experiencia participativa en la formulación del Plan Hidrológico

Xiomara Lluberes[1], Emilia Bocanegra [2], Deyvis Rodríguez[1], Australia Ramírez[1]

[1] Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos. Av. Jiménez Moya, Centro de los Héroes, Santo Domingo, República Dominicana
[2] Universidad Nacional de Mar del Plata. CIC. Funes 3350. Mar del Plata, Argentina
Mail de contacto: emilia.bocanegra@gmail.com

RESUMEN
En los Haitises, República Dominicana, existen numerosos humedales en ambiente kárstico vinculados a las aguas subterráneas. El objetivo del trabajo es realizar una caracterización hidrogeológica de Los Haitises y presentar una experiencia participativa en la formulación del Plan Hidrológico. La metodología consistió en la síntesis de la información existente, medición de niveles en ríos, manantiales y pozos, muestreo para análisis hidroquímico e isotópico y talleres con actores sociales involucrados en la gestión. La composición química de las masas de agua es homogénea, el contenido isotópico en los manantiales es similar al agua subterránea, y menor que en ríos y pozos excavados someros, deduciéndose en éstos, un proceso de evaporación. Se identificaron objetivos y seleccionaron actuaciones priorizando los problemas según el grado de importancia y urgencia, lográndose un acercamiento a un Plan de Manejo sobre la base del conocimiento técnico - científico y la situación socioeconómica e institucional de Los Haitises.
Palabras clave: humedales – República Dominicana – Plan Hidrológico

ABSTRACT
The karst environment of the Haitises, in Dominican Republic, presents numerous wetlands linked to groundwater. The aim of this paper is to present a hydrogeological characterization of the Haitises and a participatory experience in developing the Water Plan. The methodology involved the synthesis of existing information, level measurement in rivers, springs and wells, sampling for hydrochemical and isotopic analysis and workshops with stakeholders involved in management. The chemical composition of the water bodies is homogeneous, isotopic content in the springs is similar to groundwater and lower than rivers and shallow dug wells, deducting these, an evaporation process. Objectives were identified and different actions prioritizing problems by degree of importance and urgency were selected, achieving an approach to a management plan on the basis of the technical - scientific knowledge, and the socio-economic and institutional situation of the Haitises.
Keywords: wetlands – Dominican Republic – Water Plan

Introducción

Los acuíferos kársticos incluyen tipos muy diferentes, en función de su comportamiento, desde auténticos ríos subterráneos, cuyo almacenamiento se ciñe a unos grandes conductos, con velocidades de tránsito muy elevadas y escaso tiempo de residencia, hasta el acuífero muy inercial, de grandes reservas, karstificación homogénea y, eventualmente, matriz porosa y microporosa (Motyka, 1998).

Los acuíferos kársticos tienen un notable interés económico ya que pueden ocupar grandes extensiones. La infiltración en estos terrenos suele ser muy superior a la de los terrenos detríticos. Dado que en general dan relieves positivos, suelen contener aguas de muy buena calidad, aunque por sus propias características suelen ser más vulnerables a la contaminación que los de porosidad intergranular (Pulido Bosch, 2001).

La Unidad Hidrogeológica de Los Haitises situada al noreste de la isla de La Hispaniola, presenta características morfológicas particulares de las formaciones kársticas tropicales, como es su relieve en forma de cerros o mogotes, y numerosos humedales vinculados a las aguas subterráneas. Estas masas de agua proporcionan diversos servicios de abastecimiento, de regulación hídrica y

servicios culturales, contribuyendo al bienestar humano (Millennium Ecosystem Assessment, 2003).

El área alberga al Parque Nacional de Los Haitises, uno de los espacios con mayor biodiversidad de la República Dominicana, que incluye más de 700 especies de plantas vasculares y vegetación tipo manglar en todo el litoral.

Los estudios fueron realizados por el Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INDRHI) en el marco del Proyecto OIEA-DOM7/003 "Evaluación integral de la explotación de aguas subterráneas en Los Haitises y establecimiento de un programa de gestión del agua para garantizar el suministro de agua dulce segura".

El proyecto abarca la Sub-Unidad Meridional de la Unidad Hidrogeológica de Los Haitises (Fig. 1), con una superficie de 490 km^2 y una población de 21223 habitantes lo que representa el 20.56% de la población total de la unidad.

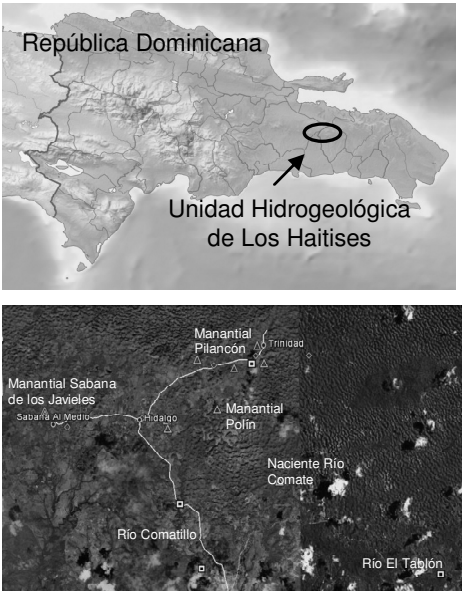


Figura 1. Visualización de la Sub-Unidad Meridional como parte de la Unidad Hidrogeológica de Los Haitises

Diversas instituciones públicas y privadas interesadas en manejo de cuenca desarrollan actividades en el área relacionadas con investigaciones sobre los recursos naturales en Los Haitises, estudio del impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas, trabajo con las comunidades, desarrollo de microempresas para campesinos, plan de comunidad para reubicación de las personas que viven dentro del Parque, organización de actividades de protección de los recursos naturales, identificación de problemas de uso y reuso del agua en casas de familia, de la proximidad entre la toma de agua y las letrinas e identificación de enfermedades de la piel frecuentes.

El objetivo del trabajo es realizar una caracterización hidrogeológica de Los Haitises y presentar una experiencia participativa en la formulación del Plan Hidrológico.

Metodología

La metodología consistió en la valoración y síntesis de la información geológica, climática e hidrogeológica, un inventario con aforos en manantiales y ríos, medición de niveles piezométricos, muestreo para análisis hidroquímico e isotópico en 4 pozos, 12 manantiales y 4 cauces superficiales, realizando 4 campañas entre 2009 y 2010. Se midieron *in situ* los parámetros fisicoquímicos de temperatura, pH, conductividad. El análisis de laboratorio incluyó: iones conservativos (Na^+, Mg^{++} y Cl^-) y dinámicos (Ca^{++}, $CO_3^=$, HCO_3^- y $SO_4^=$). Se determinó el contenido en isótopos estables ($\delta^{18}O$ y $\delta^{2}H$) en todas las muestras.

Se aplicó el programa Aquachem 4.0 (Calmbach, 1998) para el estudio de la distribución espacial de los componentes mayoritarios y construcción de gráficos de Stiff.

Se preparó un cuestionario dirigido a usuarios del agua a fin de evaluar aspectos relacionados con los distintos recursos para abastecerse de agua, servicios que proporcionan los manantiales, rol de los miembros de la familia en la obtención del agua, disposición del agua en la casa, percepción de la calidad del agua, variabilidad estacional, significado del manantial y medidas para mejorar su uso.

Se realizó un Taller sobre Plan de Manejo de los Recursos Hídricos que contó con la participación de diversos actores involucrados en la gestión: profesionales de cinco instituciones públicas, ambientalistas de cuatro ONG's y un profesor de la Universidad Autónoma de Santo Domingo. En total 22 participantes.

La dinámica del Taller incluyó:

a) Identificación de la problemática ambiental relacionada con los recursos hídricos de Los Haitises.

b) Selección y valoración de 8 problemas principales por cada uno de los participantes.

c) Caracterización temática e identificación de tipos de Objetivos.

d) Trabajo en grupos para identificar Objetivos específicos para cada tipo de Objetivo general, Acciones para alcanzar cada objetivo específico, Resultados a lograr a partir del cumplimiento de cada actividad y Priorización de las acciones según el grado de importancia y de urgencia (Matriz de Einsenhower).

Modelo Conceptual

Caracterización hidrogeológica

La zona de Los Haitises está constituida por una formación de caliza arrecifal detrítico, muy carstificada y de edad Plioceno-Pleistoceno, conocida como la caliza de Los Haitises. Su espesor puede ser del orden de 150 m. Estas calizas se disponen concordantemente sobre un tramo margoso, de edad pliocena, denominadas margas basales de Los Haitises. Este tramo es de espesor variable, probablemente inferior a los 50 m., y a veces está ausente, descansando la caliza pliocena, en dichos casos, sobre el sustrato basal, que está constituido por una formación de rocas magmáticas y volcano-sedimentarias, de edad Cretácico inferior, con intrusiones tonalíticas, de edad Cretácico superior. Este sustrato aflora ampliamente al sur de las calizas y margas (INDRHI, 2004).

El área se caracteriza por la presencia de claros elementos de morfología kárstica; su relieve está formado por cerros o mogotes con una elevación de 30 a 40 metros, con una altitud media de 200 msnm. La morfología externa presenta dolinas, corredores y valles en tanto que la morfología interna presenta cavidades, algunas de ellas de grandes dimensiones, tal como los manantiales Pilancón y Sabana de los Javieles.

La precipitación anual promedio en la Estación Los Hidalgos en el período 1986-2010 fue de 1340 mm, el rango de mayor precipitación ocurre para los meses de mayo-junio, correspondientes a las estaciones primavera-verano y para los meses de agosto-septiembre, correspondientes a las estaciones verano-otoño. De lo que puede concluirse que las mayores precipitaciones en la zona ocurren en verano, como consecuencia de las torrenciales lluvias que traen las tormentas y ciclones tropicales, y que inciden sobre el territorio nacional.

Los aforos se realizaron en zonas muy próximas a nacimientos de manantiales y en ríos importantes del área estudiada. La Fig. 2 muestra la evolución del nivel del manantial Pilancón en su nacimiento y la precipitación en el año 2011. Se aprecia una correspondencia directa entre ambos, con una respuesta del nivel de agua en el manantial de menos de 24 hs respecto del pico de la precipitación.

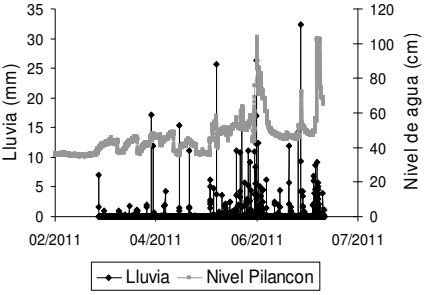


Figura 2. Evolución de la precipitación y del nivel de agua en el manantial Pilancón

La variación del almacenamiento en el acuífero se determinó en función de la variación media del nivel piezométrico, de 2.34 m, el área de la zona de estudio y la porosidad eficaz, estimada en 5%, obteniéndose un valor de del orden de 57.31 Hm^3/año, lo que se interpreta como una variación normal para el caso de sistemas kársticos donde los flujos de agua han disuelto la roca carbonatada, creando grandes cavidades que generan grandes variaciones de nivel piezométrico (Pérez y Lluberes, 2011).

Un estudio de trazadores utilizando rodamina y uranina, revela velocidades de flujo de 153 m/h en el manantial Comatillo y de 263 m/h en el Comate (Navarro y Vadillo Pérez, 2010).

La piezometría de la zona es acorde con la topografía; los niveles piezométricos son más someros en las zonas bajas y más profundos en las zonas altas.

Las líneas de flujo muestran en la zona norte dos divisorias de agua próximas a las localidades de Trinidad e Hidalgo, por lo que la parte central recibe el aporte de aguas proveniente de ambas divisorias. El sistema fluye hacia el río Comatillo, al sur del área (Fig. 3).

Caracterización hidroquímica e isotópica

La distribución espacial de concentración de iones mayoritarios correspondientes a muestras extraídas en el área de estudio en el año 2010 se ilustra en la Fig. 3 mediante diagramas de Stiff.

El agua en los manantiales es Ca-HCO3 y en los ríos, Ca-Mg-HCO3. El agua subterránea es Ca-HCO3, en el noroeste una muestra resultó Ca-Na-HCO3-Cl.

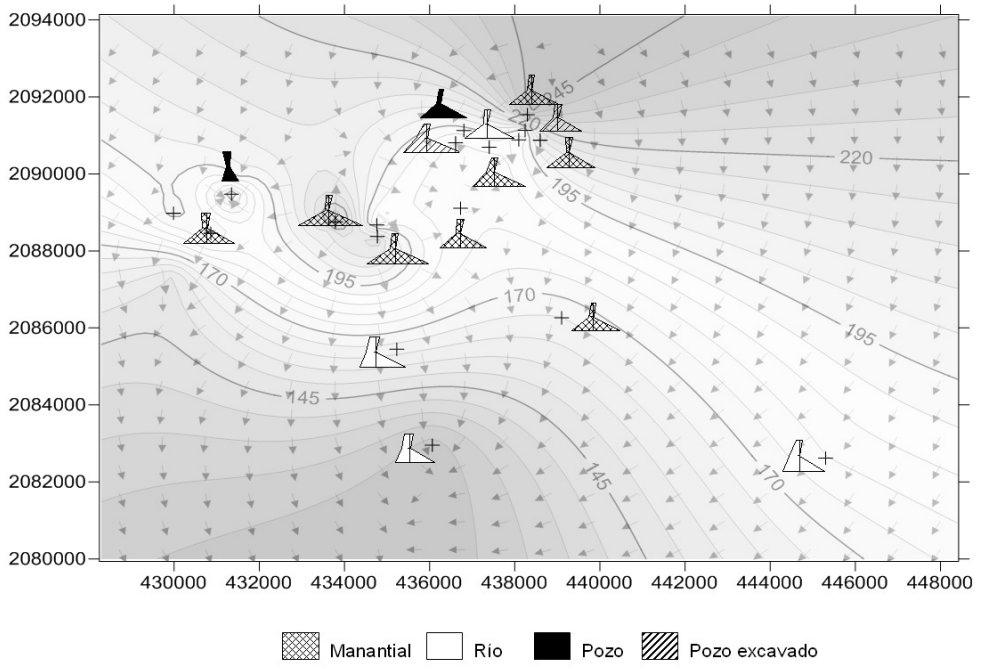


Figura 3. Mapa de niveles piezométricos y diagramas de Stiff

El agua subterránea registra una conductividad promedio de 359 µS/cm, los ríos 354 µS/cm y los manantiales 364 µS/cm.

Los bicarbonatos presentan valores promedios de 200, 190 y 196 mg/l para el agua subterránea, ríos y manantiales respectivamente. Las masas de agua muestran una gran homogeneidad en los valores de cloruros de 16 mg/l y de sulfatos, 4 mg/l.

La composición química del agua subterránea presenta características similares a la de manantiales. La muestra obtenida en el sector noroeste refleja mezcla con agua de lluvia o escorrentía superficial.

La presencia de Mg en la composición química de los ríos podría asociarse a las margas pliocenas.

Los valores de $\delta^{18}O$ y $\delta^{2}H$ encontrados en las muestras de manantiales, ríos y pozos se ilustran en la Fig. 4. Se aprecia que el agua de los manantiales muestra un contenido isotópico promedio similar al agua subterránea en pozos y menor respecto de los ríos y pozos excavados someros.

Las zonas de recarga de los manantiales se localizan aguas arriba de la zona de estudio; teniendo en cuenta su empobrecimiento isotópico se estima que se produce una infiltración rápida y el hecho de que el flujo de aguas subterráneas atraviese conductos en rocas que han sido disueltas, explica su tipificación de Ca-HCO3.

El agua del río Comatillo en la cuenca alta tiene la misma composición isotópica que el manantial Pilancón. Las otras muestras de ríos presentan un enriquecimiento isotópico y puede deducirse un proceso de evaporación.

Las muestras de agua subterránea provenientes de pozos y pozos excavados con profundidad del nivel freático mayor a 12 m, tienen un contenido isotópico del orden de los manantiales, por lo que puede considerarse que tienen el mismo origen. El agua proveniente de pozos excavados presenta enriquecimiento isotópico en caso de aguas someras, que puede deberse a evaporación relacionada con las características constructivas del pozo.

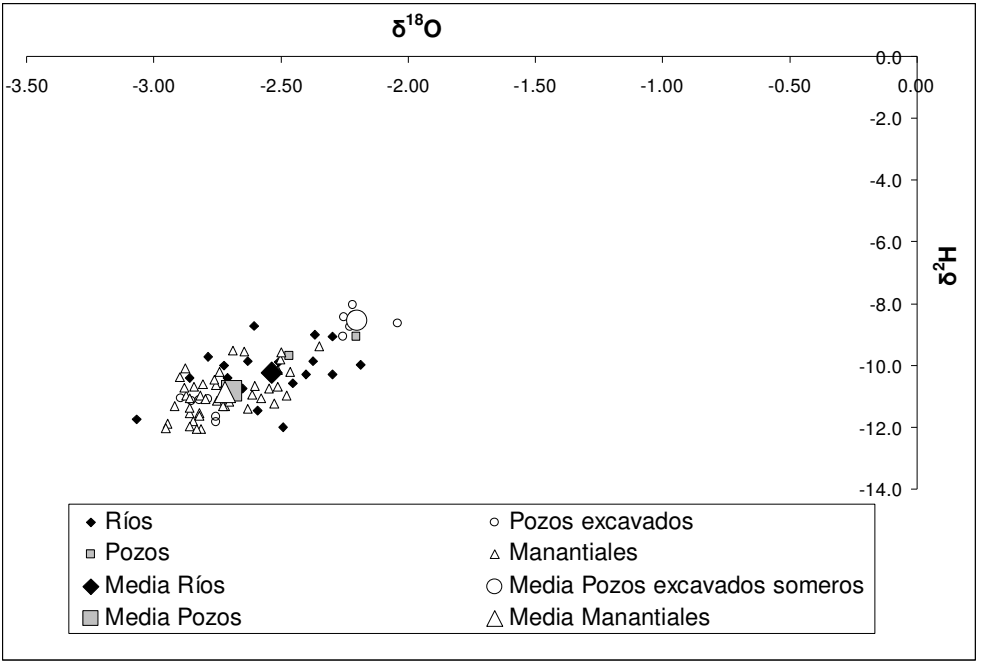


Figura 4. Composición isotópica

Contribución a la Propuesta de Plan Hidrológico

Encuestas a usuarios

Para iniciar la elaboración de un Plan de manejo integrado de los recursos hídricos en la zona de los Haitises, se diseñó un cuestionario dirigido a usuarios del agua que se aplicó a 7 a usuarios particulares, al Director de una Escuela y a la Directora de un Dispensario de Salud en 7 comunidades de la zona de estudio.

Si bien el número de encuestas es pequeño, reflejan el modo de relacionarse con el agua en las distintas comunidades visitadas.

Todas las personas entrevistadas mostraron muy buena disposición para manifestar su experiencia en relación al uso del agua.

El agua del manantial se usa para consumo humano, bebedero de animales, baño y lavado de ropa. Se extrae 1 ó 2 veces al día y suelen ir las mujeres o los niños a buscarla principalmente si es que el hombre desarrolla tareas fuera del hogar. El agua se extrae con cubetas o galones y se dispone en el hogar en esas mismas cubetas o en tanques.

Si bien la percepción de la calidad del agua del manantial es en general buena, - sólo 2 usuarios particulares la califican como deficiente-, para consumo se utiliza agua embotellada. Varios usuarios reconocen una variabilidad estacional, con merma en el volumen de agua en época de sequía. En todos los casos el manantial significa un beneficio.

El director de la escuela, al cual asisten 180 niños de nivel primario y 70 jóvenes del nivel secundario, expresó su preocupación por los casos de cólera que se produjeron en el año 2011 en la población estudiantil y sus familias. En la escuela usan botellones para el consumo de agua de los alumnos.

La médica responsable del dispensario de salud manifestó que más del 60 % de los pacientes de Pilancón acuden a la consulta por enfermedades gastrointestinales, por esta razón su percepción de la calidad del agua es deficiente y el significado del manantial es de peligro.

Las acciones propuestas por las personas entrevistadas para mejorar el uso de los manantiales comprenden la reforestación y la siembra de cultivos, lo que implicaría menores campos destinados al pastoreo de ganado y menor uso del manantial como bebedero, la construcción de un acueducto, la protección del manantial para evitar que animales de carga y el ganado bajen a beber y la educación ambiental (Bocanegra, 2011).

Taller con instituciones vinculadas a la gestión ambiental

El Taller se desarrolló con una dinámica interactiva de 22 profesionales provenientes del Instituto Nacional de Recursos Hídricos, el Ministerio de Medioambiente y Recursos Naturales, la Fundación Carso Los Haitises, la Fundación Espeleogrupo, la Asamblea Nacional Ambiental, el Foro Ciudadano y la Universidad Autónoma de Santo Domingo.

A través de una lluvia de ideas se identificaron 52 problemas vinculados a los recursos de agua, se seleccionaron los 8 principales y se valoraron en base al número de veces que fue seleccionado.

La caracterización temática de los mismos llevó a identificar 4 tipos de Objetivos para abordar un Plan de manejo del agua: Socio-económico, Infraestructura, Medio Ambiente y Político-legal. Se identificaron entre 3 y 5 objetivos específicos para cada objetivo general (Tabla 1).

Se propusieron diferentes acciones para alcanzar cada objetivo específico y se priorizaron las acciones según el grado de importancia y de urgencia (Matriz Eisenhower), calificando cada parámetro de cada actividad entre 1 y 10 (Tabla 2).

Se seleccionaron 3 acciones para cada objetivo a partir de la visualización en forma comparada en la Fig. 5, de la valoración asignada.

Los principales resultados esperados son:

- Mejora de la calidad de vida,
- Disminución tasa de mortalidad en niños,
- Bienestar de la salud publica,
- Educación ambiental,
- Concientización de la población,
- Mayor eficiencia en el cumplimiento de leyes y sanciones,
- Gestión integrada y participativa de los recursos naturales.

Conclusiones

El modelo conceptual propuesto, si bien es coherente con la información existente, es un modelo preliminar, que realiza una fuerte simplificación del sistema natural. Es necesario profundizar y validar el modelo presentado con la generación de datos sobre la composición isotópica de las lluvias provenientes del Mar Caribe y del Océano Atlántico y un monitoreo con una alta frecuencia de muestreo de todas las masas de agua.

El Taller sobre Plan de Manejo de los Recursos Hídricos en Los Haitises fue una experiencia interactiva, una tarea ardua, responsable y comprometida, entre colectivos con intereses sectoriales diversos, pero capaces de arribar a través del intercambio de ideas y el consenso a una propuesta conjunta.

El resultado es un acercamiento a un Plan de Manejo sobre la base del conocimiento técnico - científico y la situación socioeconómica e institucional de Los Haitises.

Tabla 1. Objetivos generales y específicos

TIPO DE OBJETIVO	OBJETIVO GENERAL	OBJETIVOS ESPECÍFICOS
Socio-económico	Mejorar la calidad de vida de las comunidades, haciendo énfasis en la reducción de sus condiciones de pobreza	Implementar programas para mejorar las condiciones de salud. Desarrollar acciones que promuevan el acceso a servicios básicos de saneamiento Regularizar el uso y tenencia de suelos mediante planes de ordenamiento Fomentar la educación y el desarrollo de las capacidades, creación de conciencia sobre la importancia del parque. Promover condiciones propicias para la articulación de la comunidad y su participación junto con las demás instituciones en la toma de decisión.
Medio Ambiente	Reducir los niveles de pérdida de los recursos naturales y de biodiversidad	Incrementar los niveles de conocimientos de los recursos naturales, de la biodiversidad y los servicios ambientales. Capacitar y difundir los valores de los recursos naturales, de la biodiversidad y los servicios ambientales Integrar a las comunidades y grupos organizados en la gestión de los Haitises
Infraestructura	Crear infraestructuras de servicios	Construir infraestructura vial y redes de sistema eléctrico Establecer el sistema de suministro de agua potable y sistema para captación de agua residual. Construir y mejorar las infraestructuras de: vivienda, hospitales y escuelas
Político - Legal	Identificar y solucionar la problemática relativa a las políticas y legislación	Mejorar la aplicación y el cumplimiento de las normativas existentes Fortalecer el marco Institucional legal para la gestión de Los Haitises Fortalecer e incentivar el liderazgo local en la zona

Tabla 2. Acciones propuestas y valoración
(*) Acción seleccionada

OBJ.	Nº	ACCIÓN PROPUESTA	Grado de IMPORTANCIA	GRADO DE URGENCIA
SOCIO-ECONÓMICO	1	Programas educativos en ámbito de higiene (*)	10	8
	2	Capacitación en el manejo de agua y uso responsable (*)	9	10
	3	Desarrollo de reforma agraria	5	5
	4	Mejora de capacidades de maestros	8	5
	5	Crear mecanismos para la participación en la toma de decisiones (*)	10	10
MEDIO AMBIENTE	1	Realizar estudios de la biodiversidad	10	6
	2	Realizar estudios de alternativas productivas sostenibles	9	8
	3	Introducir los valores de Los Haitises en la educación formal y no formal	8	7
	4	Diseñar una estrategia de comunicación sobre los valores del parque (*)	10	9
	5	Dotación de personal de vigilancia capacitado y equipado (*)	10	10
	6	Crear organismos participativos para la gestión del parque (*)	9	9
INFRAESTRUCTURA	1	Mejoramiento red vial	6	6
	2	Electrificación rural	5	3
	3	Abastecimiento agua potable y saneamiento (*)	10	9
	4	Construcción centros educativos	8	9
	5	Construcción centros de atención primaria (*)	10	10
	6	Construcción de viviendas (*)	8	10
POLÍTICO-LEGAL	1	Realizar campañas de difusión de las normativas de regulación por diferentes medios	8	7
	2	Seguimiento y evaluación periódica al cumplimiento de la aplicación de las normativas	9	7
	3	Implementar normativa de ordenamiento territorial (*)	10	9
	4	Definición y delimitación de las responsabilidades de las instituciones involucradas	8	9
	5	Disposición de recursos económicos y logísticos para la ejecución de las acciones planificadas (*)	9	10
	6	Aprovechamiento del potencial de liderazgo en los diferentes sectores de la población	7	9
	7	Participación de la población en el manejo, análisis y solución de conflictos	8	8
	8	Crear un plan de manejo de los recursos naturales y la biodiversidad (*)	10	10

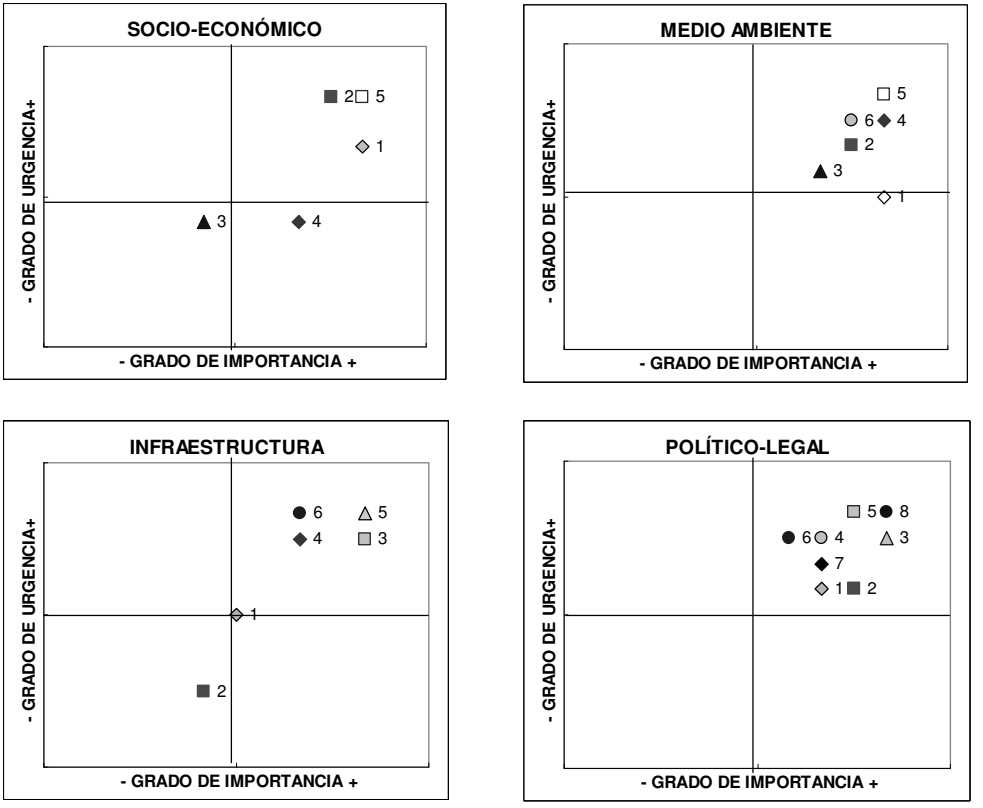


Figura 5. Valoración de las actividades propuestas.

Agradecimientos

El OIEA ha financiado el Proyecto DOM7/003 lo que ha permitido la generación de información, adquisición de equipamiento y la realización de becas y misiones de expertos, que han contribuido a la formación de recursos humanos en instituciones nacionales.

Referencias

Bocanegra, E., 2011. The role of isotope techniques in the formulation of management plans for groundwater. OIEA. Informe de misión de experto. Santo Domingo.

Calmbach, L., 1998. AQUACHEM Aqueous Geochemical Anlisis, Plotting and Modeling. *Waterloo Hydrogeologic INC*. Waterloo, Ontario, Canadá.

INDRHI, 2004. Estudio Hidrogeológico Nacional Fase II- Informe de la Unidad Hidrogeológica de Los Haitises. Inédito.

Millennium Ecosystem Assessment, MEA. 2003. *Ecosystems and human well-being: A framework for the assessment*. Island Press, Washington DC, USA, 212 pp.

Motyka, J., 1998. A conceptual model of hydraulic networks in carbonate rocks, illustrated by exemples from Poland. *Hydrogeol. Journal*, 6: 469-482.

Navarro, B y Vadillo Pérez, I. , 2010. Aplicación de la metodología de trazadores. OIEA. Informe de misión de experto. Santo Domingo.

Pérez, F. y Lluberes, X. , 2011. Informe Cierre de Proyecto DOM/7/003 LOS HAITISES INDRHI /OIEA. Inédito.

Pulido Bosch, A., 2001. Investigación y exploración de acuíferos kársticos. *Boletín Geológico y Minero*, Vol. 112, Núm. especial, pp. 65-76, ISSN: 0366-0176

Los contaminantes emergentes en las aguas subterráneas: el caso del NE de Gran Canaria

Esmeralda Estevez [1], María del Pino Palacios-Díaz[2], Antonio Molina-Díaz[3], José Robles-Molina[3] y María del Carmen Cabrera[1]

[1] Dpto. de Física. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Campus de Tafira. 35017 Las Palmas de Gran Canaria. España.
[2] Dpto. de Patología animal, Producción animal, y Ciencia y Tecnología de los Alimentos. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Facultad de Veterinaria. 35416 Arucas. España.
[3] Dpto. de Química Física y Analítica. Universidad de Jaén. Paraje de las Lagunillas. 23071 Jaén. España.

Mail de contacto: mcabrera@dfis.ulpgc.es

RESUMEN

En Gran Canaria se ha planteado el monitoreo de agua de riego y aguas subterráneas en el acuífero subyacente a un campo de golf regado con agua regenerada desde 1976. Con muestreos trimestrales entre 2009 y 2011, se han analizado 10 metales pesados en todo el periodo, 183 contaminantes emergentes y sustancias prioritarias (2008/105/CE) en el primer año y 350 en el segundo. Este trabajo discute las posibles fuentes de contaminación, relaciona la presencia de los contaminantes con la calidad del agua subterránea y analiza los resultados de 60 compuestos. De las sustancias analizadas en todo el periodo, el 67% se detectaron al menos una vez en alguna muestra. Los compuestos más frecuentes son cafeína y nicotina (analizados el primer año), hexaclorobenceno, clorpirifós etil, fenantreno, fluoreno y pireno. En general, la concentración fue inferior a 50 ngL^{-1} aunque algunos fármacos y productos fitosanitarios alcanzaron incluso valores superiores a 0.1 μgL^{-1}.

Palabras clave: Contaminantes emergentes, hidrogeoquímica, aguas regeneradas, Gran Canaria.

ABSTRACT

In Gran Canaria island, reclaimed water and groundwater have been monitored in an aquifer below a golf course irrigated with reclaimed water since 1976. The quarterly monitoring was carried out from 2009 to 2011 and 10 heavy metals, 183 emerging contaminants and priority substances (2008/105/CE) were determined the first year and 350 the second year. This paper discusses the potential sources of contamination, relates the presence of compounds with the quality of groundwater and analyzes the results of 60 compounds. Of the substances tested throughout the whole period, 67% were detected at least once in any sample. The most common compounds are caffeine and nicotine (analyzed the first year), hexachlorobenzene, chlorpyrifos ethyl, phenanthrene, fluorene and pyrene. Generally, concentrations were lower than 50 ngL^{-1} although some pharmaceuticals and peticides occasionally reached values higher than 0.1 μgL^{-1}.

Keywords: Contaminants of emerging concern, hydrogeochemistry, reclaimed water, Gran Canaria.

Introducción

Los contaminantes emergentes pueden definirse como aquellos compuestos químicos cuya presencia en el agua se ha detectado recientemente debido a la mejora en las técnicas de detección analíticas y cuyos efectos sobre la salud y el medio ambiente causan una preocupación creciente. En este campo se incluyen productos farmacéuticos, de higiene personal, plaguicidas y desinfectantes entre otros (Casas et al., 2011).

Estos compuestos pueden encontrarse en aguas subterráneas, procedentes de efluentes de aguas residuales o aguas reutilizadas, fosas sépticas, actividades ganaderas y agrícolas o efluentes de hospitales (Lapworth et al., 2012). Los procesos que controlan el movimiento de los contaminantes emergentes en su migración a través del suelo y la zona no saturada son los de adsorción a la materia orgánica y los minerales de la arcilla, intercambio iónico y degradación microbiana o transformaciones. Una vez en el acuífero, lo que determina su concentración es la dilución, el tiempo de tránsito y los procesos de transporte en el medio poroso, como la adsorción al material del acuífero o los procesos de degradación (Teijon et al., 2010).

La reutilización de aguas regeneradas ofrece un suministro garantizado y contribuye a mitigar la escasez de recursos naturales especialmente en zonas semiáridas, donde suelen reutilizarse para el riego (Kinney et al., 2006). En Gran Canaria (Islas Canarias, España), se ha llevado a cabo la reutilización desde hace más de treinta años y actualmente constituye aproximadamente un 8% de los recursos de agua de la isla (CIAGC, com. per.)

La calidad del agua regenerada ha mejorado en los últimos tiempos debido a la instalación de nuevas infraestructuras y tratamientos. Así, en la EDAR de Las Palmas de Gran Canaria se instaló en 2002 una planta de ósmosis inversa para disminuir la salinidad del efluente.

El presente trabajo muestra los resultados de un estudio llevado a cabo en la zona NE de Gran Canaria, donde se sitúa el campo de golf de Bandama, que ha sido regado con aguas depuradas-regeneradas desde hace más de 30 años. Este estudio ha incluido la determinación de contaminantes emergentes en agua de riego y agua subterránea entre 2009 y 2011 y tiene como objetivo la identificación de los procesos que condicionan la existencia de dichos contaminantes en el acuífero.

Materiales y métodos

La zona de estudio

El campo de golf de Bandama, con una dimensión de 32 has, está situado al NE de Gran Canaria, en la parte central de la Cuenca de Las Goteras, entre los 400m y 500m de altura (Figura 1). La precipitación media en la zona es de 300 mm, las temperaturas presentan una media de 19ºC y la humedad oscila entre el 78% y 85%.

Este campo ha sido regado desde 1976 con agua depurada de la EDAR de la ciudad de Las Palmas de Gran Canaria.

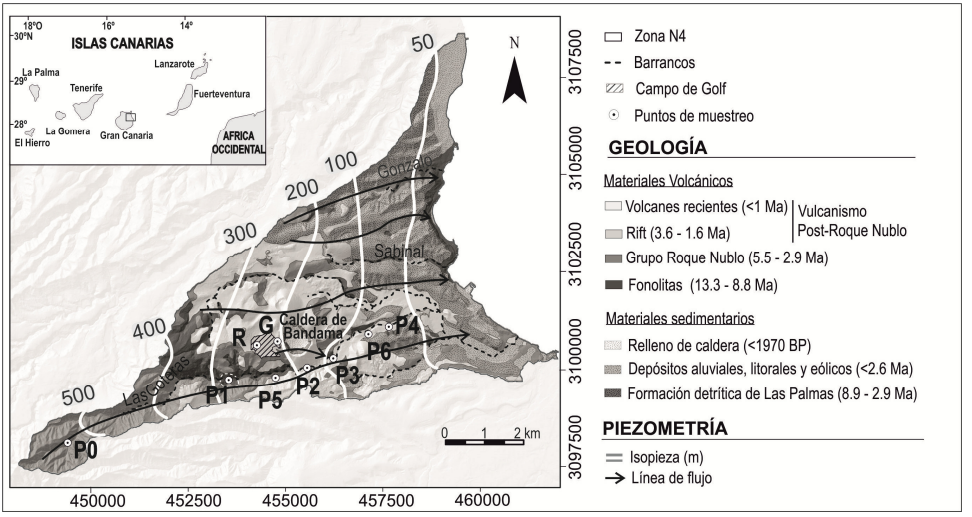


Figura 1. Situación y geología de la zona de estudio (modificada de Balcells et al., 1990), situación de los barrancos principales, la Caldera de Bandama, el campo de golf y los puntos de muestreo (R= agua regenerada, P0-P6= pozos y G= galería El Culatón). Se presenta la piezometría de enero de 2009 (modificada de Cabrera et. al., 2009)

Los materiales que afloran en la zona son lavas y piroclastos basálticos holocenos (2000 años de antigüedad), emitidos en las erupciones que cubrieron de cenizas más de 50 km^2 y dieron lugar al Pico y la Caldera de Bandama, de 900 m de diámetro y 250 m de profundidad (Hansen y Moreno, 2008). Estos materiales se situaron sobre materiales basálticos fracturados y brechas deslizadas (Grupo Roque Nublo) de edad Pliocena que cubren materiales fonolíticos del Mioceno (Figura 1).

El funcionamiento hidrogeológico de Gran Canaria se caracteriza por la existencia de un acuífero único con superficie piezométrica en forma de domo que alcanza máximos en el centro de la isla. Este conjunto puede ser complejo dependiendo de la geología de cada zona, por lo que puede haber salidas

intermedias a los barrancos en forma de manantiales (Custodio y Cabrera, 2002).

La Figura 1 muestra la piezometría de la zona según datos inventariados en 2009 (Cabrera et al., 2009). El flujo de agua se produce desde la cumbre hacia la costa siguiendo un camino preferencial por el Barranco de Las Goteras, habiéndose identificado un flujo desde el campo de golf hacia dicho barranco. El nivel piezométrico se sitúa a unos 250 m por debajo del campo de golf y a unos 100 m del fondo de la Caldera.

Los pozos de explotación situados en el Barranco de Las Goteras (P0-P6 en Figura 1 y Tabla 1) tienen un diámetro entre 2.5-3m, profundidades entre 15 y 300m y caudales medios diarios extraídos generalmente inferiores a 1 Ls^{-1}. El agua es utilizada para riego y procede de diferentes formaciones según la profundidad del pozo (Tabla 1).

La galería El Culatón (G en Figura 1 y Tabla 1) tiene una longitud aproximada de 40 m y se encuentra a unos 60 m por debajo del campo de golf. Drena un acuífero colgado delimitado en la base por arcillas de brechas deslizadas del Roque Nublo, con un caudal constante de unos 0.05 Ls^{-1} e integra el agua de los retornos de riego del campo de golf de Bandama.

Tabla 1. Descripción de los pozos de muestreo (1: Profundidad (m), 2: Cota de fondo (m), 3: Formación explotada, 4: Familia hidroquímica).

	P0	P1	P2	P3	P4	P5	P6	G
1	208	133	32	158	34	70	96	40**
2	504	168	183	27	76	205	57	430
3	Roque Nublo	Fonolitas	Basaltos recientes	Basaltos Recientes-Fonolitas	Fonolitas	Fonolitas	Basaltos Recientes -Fonolitas	Brecha Roque Nublo deslizada
4	HCO_3-Na	Cl-HCO_3-Na	Cl-Na	HCO_3-Na	Cl-Na	Cl-SO_4-Na	Cl-Na	Cl-Na

La Figura 2 muestra la composición química de las aguas subterráneas en septiembre de 2011. La salinidad del agua subterránea aumenta de cumbre a costa y el agua pasa de ser bicarbonatada sódica (a veces con aportes de CO_2 de origen endógeno) a bicarbonatada clorurada sódica en la parte central y clorurada sódica en la costa (Cabrera et al., 2009, Estévez et al, 2013). El pozo situado a mayor cota (P0) representa un agua bicarbonatado sódica poco mineralizada, similar al agua de recarga en esta zona. P4 y P6 representan un agua típica de zonas de descarga al mar, que ha sufrido una progresiva salinización a lo largo del flujo, influencia de la recarga salina en la costa y los retornos de riego. P3 extrae agua bicarbonatada sódica a mayor profundidad, con altos contenidos en Na y enriquecida en CO_2 de origen volcánico. El agua de la galería (G) presenta un déficit en Ca, Mg y HCO_3, un alto contenido en NO_3 y los mayores valores detectados de P. G concentra el agua de riego, pero tiene otros aportes alternativos.

La zona está declarada como vulnerable a la contaminación de nitratos por el Gobierno de Canarias (RD Gobierno de Canarias 49/2000, de 10 de abril), que alcanzan 180 mgL^{-1} en P4.

La red de control

La red de control estuvo operativa desde julio de 2009 hasta septiembre de 2011, llevándose a cabo visitas trimestrales con toma de datos hidrogeológicos y muestras para análisis químico estándar, de contaminantes emergentes y de metales pesados (Figura 1).

Las muestras para los análisis de compuestos orgánicos se tomaron en botellas de vidrio ámbar (1L) con tapones de teflón y las muestras para analizar metales pesados se tomaron en botellas LDPE (250 mL). Todas las botellas se conservaron inmediatamente en frío y fueron enviadas por transporte urgente. Las muestras de agua de riego se tomaron directamente en una toma de agua situada en el campo de golf, la galería se muestreó en el depósito que recoge el agua situado a unos 100 m de la boca y los pozos se muestrearon después de un tiempo prudencial de bombeo.

Métodos de análisis

Los análisis de compuestos orgánicos y metales pesados se llevaron a cabo en el Laboratorio de Química Analítica de la Universidad de Jaén. La Tabla 2 indica los compuestos que se analizaron, distinguiendo entre los que no se detectaron de aquellos que se detectaron al menos en una ocasión.

Por un lado, durante todo el periodo (julio 2009 - septiembre 2011) se analizaron 60 contaminantes, en su mayoría productos fitosantarios (PF) y también hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), mediante

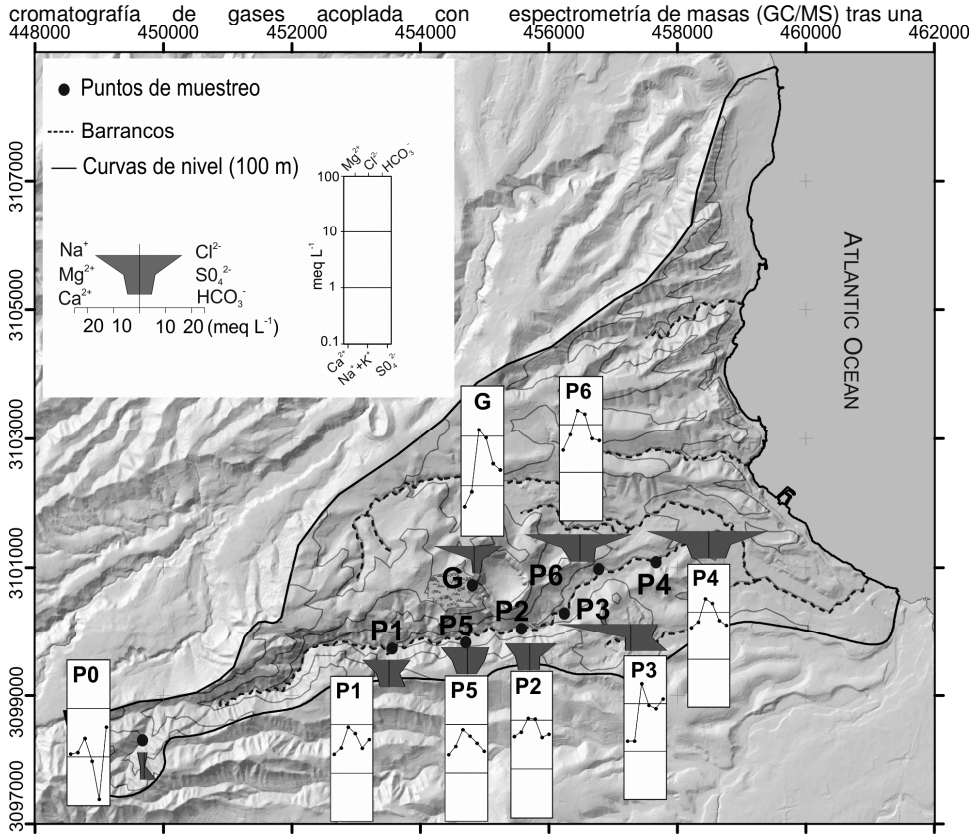


Figura 2. Representación espacial de los diagramas de Stiff modificados y los diagramas de Schoeller-Berkaloff para los puntos de muestreo según los análisis de septiembre de 2011 (modificado de Estévez et al., 2013).

extracción líquido-líquido (LLE) con n-hexano (Robles-Molina et al., 2010). Esta metodología se validó satisfactoriamente y obtuvo valores de recuperación y RDS (%) satisfactorios para la mayoría de los compuestos (Estévez et al., 2012). Por otro lado, a partir de mayo de 2010, se duplicó el número de compuestos analizados, en su mayoría fármacos y drogas de abuso (F), mediante cromatografía líquida acoplada con espectrometría de masas LC/MS. Sin embargo, la comparación de los resultados del primer año (130 compuestos) con los del segundo (300 compuestos) se vio dificultada por un aumento significativo en el periodo de conservación de las muestras y por modificaciones en el equipo usado. Las concentraciones medidas en los anteriores muestreos eran inferiores a los nuevos límites de detección, por lo que las sustancias pasaron a ser indetectables en el segundo año y los datos incomparables para todo el periodo 2009-2011.

Los metales pesados (MP) analizados durante los dos años (julio 2009 - septiembre 2011) se determinaron por espectrometría de masas con plasma acoplado (ICP-MS) después del filtrado al vacío de las muestras.

Resultados

De las 60 sustancias orgánicas analizadas en todo el periodo, el 67% se detectó al menos una vez en alguna muestra. En cuanto a los MP, 6 de los 10 analizados superaron el límite de detección del equipo (Tabla 2).

En el primer año de muestreo, los compuestos detectados en el 100% de los casos fueron los fármacos cafeína y nicotina, el insecticida clorpirifós etil, y los HAP fenantreno, fluoreno y pireno. En todas las muestras de tres

muestreos llevados a cabo el primer año, se detectaron los fungicidas hexaclorobenceno y terbutilazina. En dos muestreos se detectaron simultáneamente cloruro de benzalconio (antiséptico), teofilina (broncodilatador), teobromina (metabolito de la cafeína) diurón y oxiflurofén (herbicidas) y los HAP: acenaftileno, benzo(a)antraceno, benzo(b)fluoranteno, benzo(g,h,i)perileno y criseno. En general, la concentración fue inferior a 50 ngL^{-1} aunque algunos F y PF alcanzaron incluso valores superiores a 0.1 μgL^{-1}, umbral establecido para pesticidas en aguas subterráneas por la Directiva 2008/118/CE.

La Figura 3 muestra los diagramas de caja y bigote obtenidos para los 21 compuestos detectados con mayor frecuencia (>15%) en el total de las muestras analizadas (julio 2009 - septiembre 2011).

Al ampliar el periodo de muestreo y el número de pozos, los compuestos más frecuentemente detectados fueron los mismos que en el primer año. Sin embargo, sólo los HAP fenantreno, fluoreno y pireno se detectaron el 100% de las veces. Se trata de contaminantes incluidos en la lista de los 30 compuestos más detectados en aguas subterráneas de Inglaterra (Stuart et al., 2012).

Los PF con frecuencia mayor al 50 % fueron: hexalorobenceno (fungicida), clorpirifós etil (insecticida, acaricida y nematicida), terbutilazina, diurón y oxifluorfén (herbicidas).

Resultados similares de estos compuestos frecuentes, se han publicado para el acuífero del delta del Río Llobregat (Cabeza et al., 2012).

Entre los 10 HAP más frecuentes se observó frecuencias similares en agua de riego (R) y aguas subterráneas (AS). Sin embargo, algunos PF (clorfenvinfós, terbutrina y diazinón) se detectaron casi siempre en R (>90%) pero su frecuencia en AS no fue elevada (27, 22 y 2, respectivamente). Terbutrina (herbicida) y diazinón (insecticida) poseen una alta capacidad de adsorción en suelos agrícolas, lo que explica su baja presencia en AS (Mesiter, 1994; Eisler, 1986).

En general, la mediana de las concentraciones de cada compuesto orgánico es inferior a 10 ngL^{-1}. Se observa una relación directa entre la frecuencia y la concentración de HAP, siendo los más ubicuos (fluoreno, fenantreno y pireno) los que alcanzan mayores concentraciones (rangos menores que 7 ngL^{-1}, 12 ngL^{-1} y 25 ngL^{-1}, respectivamente).

Varios F (en el primer año de muestreos) y PF (en todo el periodo de dos años) superaron el umbral establecido por la Directiva 2008/118/EC para pesticidas en agua subterránea (Tabla 2). En la mayoría de los PF (terbutilazina, diurón, terbutrina, atrazina y propazina) se trató de valores extremos, mientras que para clorpirifós y procimidona fueron atípicos y máximo en diazinón (Figura 3).

En la Tabla 2 se distinguen en cursiva las 26 sustancias prioritarias (Dir 2008/105/EC) analizadas, de las cuales 21 fueron detectadas. Entre estas sustancias, clorpirifós etil superó en AS la concentración máxima admisible de 0.1 μgL^{-1}, que además coincide con el umbral establecido en la Dir 2008/118/CE para pesticidas en aguas subterráneas.

Según la EPA (2009), el uso continuado de este plaguicida representa un riesgo para los trabajadores agrícolas y sus familias. De hecho, está incluido en la lista de plaguicidas a monitorear por sus efectos potenciales en el sistema endocrino (EPA, 2010). La presencia generalizada de este insecticida, acaricida y nematicida se relaciona con su amplio espectro y su uso en las prácticas agrícolas, campos de golf, ganadería y medios urbanos. A pesar de que su persistencia en el suelo puede depender de la formulación, tasa de aplicación, tipo de suelo, clima y otras condiciones (Roberts et al., 1999), el clorpirifós suele ser estable en suelos, con vidas medias que varían entre 7 y 120 días (Christensen et al. ,2009). Todo esto hace intuir que la alta frecuencia y concentración de este compuesto adsorbible detectado en el acuífero Las Goteras es coherente con el transporte de flujo preferencial descrito en acuíferos volcánicos (Custodio, 2004).

En cuanto a los metales pesados, los más frecuentemente detectados fueron Zn, Cu y Ni (Figura 3). Los dos primeros se detectaron siempre en R y en más del 75% de las muestras de AS. La mediana de la concentración en R (400 μgL^{-1}, 100μgL^{-1}, y 8μgL^{-1}, respectivamente) fue mayor que en el acuífero (300 μgL^{-1}, 4 μgL^{-1} y 7 μgL^{-1}, respectivamente). Cd y Pb se detectaron en más del 15% de las muestras, a concentraciones inferiores a 1 μgL^{-1}. Entre los MP considerados como sustancias prioritarias, Ni y Pb no exceden en ningún momento los límites permitidos (20 μgL^{-1}y 7,2 μgL^{-1}) y Hg no fue detectado en ningún caso.

En cuanto a los metales pesados, los más frecuentemente detectados fueron Zn, Cu y Ni (Figura 3). Los dos primeros se detectaron siempre en R y en más del 75% de las muestras de AS. La mediana de la concentración en R (400 μgL^{-1}, 100μgL^{-1}, y 8μgL^{-1}, respectivamente) fue mayor que en el acuífero (300 μgL^{-1}, 4 μgL^{-1} y 7 μgL^{-1}, respectivamente). Cd y Pb se detectaron en más del 15% de las muestras, a concentraciones inferiores a 1 μgL^{-1}.

Tabla 2. Compuestos detectados y no detectados por los métodos analíticos GC-MS y ICP-MS empleados en el periodo total (julio 2009- septiembre 2011) y por el método LC-MS utilizado en en el primer año de muestreos (julio 20009 – mayo 2010). Agrupados por PF: productos fitosanitarios, F: fármacos y drogas de abuso, HAP: hidrocarburos Aromáticos Policíclicos, MP: metales pesados, COV: Contaminantes Orgánicos Volátiles y RLI: retardantes de llama.

Método GC-MS (julio 2009 – septiembre 2011)	
Compuestos no detectados	Compuestos detectados
PF: *alacloro*, ametrina, aldrina, atrazina desetil, deltametrina, dieldrina, endosulfán sulpfato, etión, endrín, heptacloro, isodrina, iprodiona, paratión, paratión metil, trifluralina, *α-HCH, β-endosulfán, β-HCH, δ-HCH.*	**PF:** 4,4'-DDE, *4,4'-DDT, atrazina*, clorfenvinfós*, clorotolurón, *clorpirifós etil**, diazinón*[x], *diurón**, *hexaclorobutadieno, hexaclorobenceno ,isoproturón*, metoxicloro,oxifluorfen,paratión etil, *pentaclorobenceno*, procimidona*, propazina*, *simazina*, terbutilazina*, terbutrina*, *alfa-endosulfán*, alfa-cipermetrina, *gamma-HCH.* **F:** acetaminofén, antipirina. **HAP:** acenaftileno, *antraceno,benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno,benzo(b)fluoranteno,benzo(g,h,i)perileno, benzo(k)fluoranteno,* criseno, dibenzo(a,h)antraceno, fenantreno, fluoreno, *indeno(1,2,3-cd)pireno,* pireno.
Método ICP-MS (Julio 2009 – septiembre 2011)	
Compuestos no detectados	Compuestos detectados
MP: Hg, Sn, Pt and Pd	**MP:** *Cd*, Cu , *Ni, Pb,* Zn and Tl.
Método LC-MS (julio 2009- mayo 2010)	
Compuestos no detectados	Compuestos detectados
F: 11-nor-9-carboxi-THC, 3-metilxantina, 4-AA, acetilmorfine, anfetamina, atropina, bendroflumetiazida, benzotiazol, cannabidiol, carbadox, cefotaxima, clorotetraciclina, clembuterol, cloxacilina, cocaina, demeclocicline, dicloxacilina, digoxigenina, digoxina, doxiciclina, enalapril, enoxacina, enrofloxacina, etilanfetamina, etilmorfina, famotidina, fenofibrato, flumequina, heroína, hidroflumetiazida, indometacina, josamicina, ketamina, verde leucomalaquita, lomefloxacina, verde malaquita, MDA, MDEA, MDMA, ácido meclofenámico, metanfetamine, metformina, metronidazol, mevastatina, minociclina, naproxeno, norfloxacina, ácido oxolínico, oxitetraciclina, fenacetina, fenilbutazona, pindolol, ácido pipemídico, pravastatina, ranitidina, roxitromicina, salbutamol, sarafloxacina, espiramicina I, sulfacloropiridazina, sulfadiazina, sulfamerazina, sulfanilamida, sulfatiazol, tetraciclina, timolol, tilosina, warfarina, δ-9-THC. **PF:** etoxiquina, tiabendazol, tributiltina clorada, N-nitrosodietilamina, N-nitrosodimetilamina, N-nitrosodi-n-dibutilamina, N-nitrosometiletilamina, N-nitrosomorfolina, N-nitroso-n-difenilamina, N-nitrosopiperidina, N-nitrosopirrolidina.	**F:** ácido flufenámico[x], ácido mefenámico, antipirina, atenolol, bezafibrato, benzoilecgonina, cafeína, carbamazepina, cimetidina, cis-diltiazem, claritromicina, cloruro de benzalconio[*x], codeína,danofloxacín, difenidramina, EDDP, efedrina, eritromicina[x], estrona, etilanfetamina, fenilefrina, gemfibrozilo, ibuprofeno, ketoprofeno, lincomicina, MDMA, metadona, metformina, mebendazol, miconazol, morfina, nicotina*, nifuroxazida*, oxacilina, propranolol, propifenazona, ranitidina, sulfadimetoxina, sulfametizol, sulfametoxazol, sulfapiridina, teobromina*[x], teofilina[x], trimetoprima, ofloxacina, verde malaquita. **COV y RLI.:** TBP, TEP.

Subrayado: sustancias prioritarias (2008/105/EC).*: Compuestos detectados al menos una vez en agua subterránea (AS: G, P0-P4) a más de 0.1 µg L^{-1}, [x]: detectados al menos una vez en agua de riego (R) a más de 0.1 µg L^{-1}.

Entre los MP considerados como sustancias prioritarias, Ni y Pb no exceden en ningún momento los límites permitidos (20 µgL^{-1}y 7,2 µgL^{-1}) y Hg no fue detectado en ningún caso.

Estevez et al (2013) concluyó que no existen variaciones estacionales o alguna tendencia clara en la evolución temporal de la concentración de las sustancias analizadas en el agua subterránea

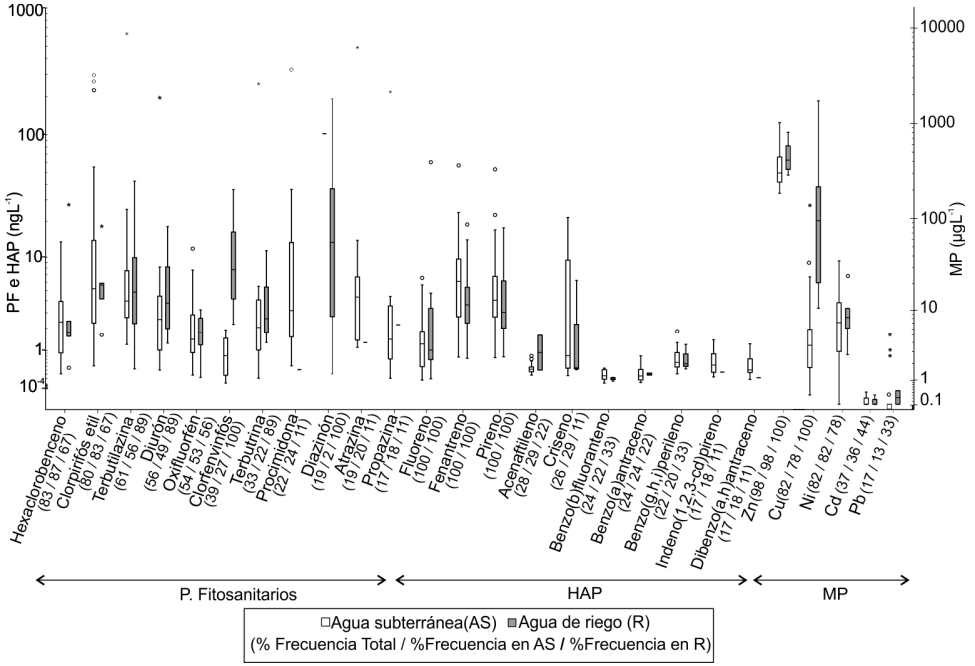


Figura 3. Diagramas de cajas y bigotes de los compuestos detectados con frecuencia total mayor al 15%, diferenciado aguas de riego y subterráneas de la zona de estudio. La escala izquierda corresponde a la concentración de productos fitosanitarios (PF) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y la escala derecha corresponde a la concentración de metales pesados (MP).

Conclusiones

Se ha demostrado la presencia generalizada de contaminantes emergentes en el acuífero del NE de Gran Canaria, incluso a concentraciones superiores a las permitidas en el caso varios PF, que llegan al acuífero de forma puntual.

Además del riego con aguas regeneradas, las posibles fuentes de contaminación en la zona son las fosas sépticas situadas a lo largo del barranco, las roturas en la red de saneamiento y los retornos de riego.

Los valores más altos obtenidos en el agua subterránea, no sólo del clorpirifós, sino de otros PF (diazinón, diurón, terbutrina y terbutilazina), coincidieron con una mayor conductividad eléctrica del agua o contenido de nitratos. Por lo tanto, la presencia de altas concentraciones parece corresponder a eventos de contaminación ocasionales, como el uso en jardinería o agricultura, o la rotura de alguna tubería; y no al riego generalizado con aguas depuradas o a la existencia de un nivel de contaminación difusa peligroso.

El agua regenerada, con 17 sustancias prioritarias (11 PF y 6 HAP) presentes alguna vez por debajo de los límites establecidos, tiene una buena calidad y puede ser utilizada sin que implique un riesgo ambiental. Por ello, la existencia de PF en las aguas subterráneas y especialmente en el pozo más cercano a la costa parece corresponder a la utilización de los mismos en los regadíos de la zona, ya que dicho pozo recoge todos los vertidos de la cuenca.

El aumento del tiempo de conservación de las muestras entre los primeros muestreos (julio2009-mayo2010) y los consecutivos, ha dado lugar a que se pueda sospechar que la menor incidencia de algunos compuestos en los segundos se deba a problemas de conservación y no se puedan comparar los resultados. A esto hay que sumar los cambios instrumentales, que dieron lugar a mayores límites de detección. Así, se debe resaltar la importancia de llevar a cabo un muestreo adecuado, una conservación de las muestras respetando siempre la cadena de frío y un análisis rápido mediante una misma técnica durante todo el periodo de estudio.

Agradecimientos

El presente trabajo se enmarca en el Programa CONSOLIDER-TRAGUA (CSD2006-00044) y el proyecto REDESAC (CGL2009-12910-C03-02). Se agradece su apoyo al Real Club de Golf de Las Palmas y a los propietarios de los pozos y la galería.

Referencias

Balcells, R., Barrera, J.L. y Ruiz, M.T. 1990. *Mapa geológico de España 1:25000* (MAGNA). IGME. Madrid.

Cabrera, M.C., Palacios, M.P., Estévez, E., *Cruz, T., Hernández-Moreno, J.M. y* Fernández-Vera, J. 2009. La reutilización de aguas regeneradas para riego de un campo de golf: evolución geoquímica y probable afección a un acuífero volcánico (Islas Canarias). *Boletín Geológico y Minero*, 120 (4): 519-655.

Cabeza, Y., Candela,L., Ronen, D. y Teijon,G. 2010. Monitoring the occurrence of emerging contaminants in treated wastewater and groundwater between 2008 and 2010. The Baix Llobregat (Barcelona, Spain). *Journal of hazarouds Materials,* 32 (9): 239-240.

Casas, A., Tapias, J., de Bustamante, I., Iglesias, J.A., de Miguel, A., Lillo, J., Leal, M., Candela, L., Cabrera, M.C., Palacios-Díaz, P., Salas, J.J., Martín, I. y Mas, J. 2011. *Guía metodológica para el uso de aguas regeneradas en riego y recarga de acuíferos*. Ed. CONSOLIDER-TRAGUA, Madrid.

Christensen, K., Harper B., Luukinen B., Buhl K. y Stone,D. 2009. *Chlorpyrifos Technical Fact Sheet*; National Pesticide Information Center, Oregon State University Extension Services. http://npic.orst.edu/factsheets/chlorptech.pdf

Custodio, E. y Cabrera, M.C. 2002. ¿Cómo convivir con la escasez de agua?. El caso de las Islas Canarias. *Boletín Geológico y Minero de España*, 113 (3), 243-258.

Custodio, E. 2004. *Hydrogeology of volcanic rocks*. In: Kovalvensky VS, Kruseman GP, Rushton KR, editors. Groundwater studies. An international guide for hydrogeological investigations. UNESCO. p. 395–425.

Eisler, R. 1986. *Diazinon Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review.* Washington, DC.: U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report N° 85(1.9). Washington, DC.

EPA. 2009. *Draft List of Initial Pesticide Active Ingredients and Pesticide Inerts to be Considered for Screening Under the Federal Food, Drug, and Cosmetic Act*. Federal Register /Vol. 74, No. 71 /Wednesday, April 15, 2009 /Notices.

EPA. 2010. *Endocrine Disruptor Screening Program; Second List of Chemicals for Tier 1 Screening*. Federal Register /Vol. 75, No. 221 /Wednesday, November 17, 2010/ Notices.

Estévez, E., Cabrera, MC., Molina-Díaz, A., Robles-Molina, J. y Palacios-Díaz, MP. 2012. Screening of emerging contaminants and priority substances (2008/105/EC) in reclaimed water for irrigation and groundwater in a volcanic aquifer (Gran Canaria, Canary Islands, Spain). *Sci.Total Environ.,* 433, 538-546.

Estevez, E., Cabrera, M.C., Fernández-Vera, J.R.; Molina-Díaz, A.; Robles-Molina, J.R. y Palacios-Díaz, M.P. 2013. Temporal evolution of emerging contaminants, priority substances and heavy metals most frequently detected in reclaimed water and groundwater in a volcanic aquifer. *13th International Conference on Environmental Science and Technology CEST2013*. Atenas (in press).

Hansen, A. y Moreno, C. 2008. *El Gran Volcán. La Caldera y el Pico de Bandama*. Ediciones Consejería de Medio Ambiente y Aguas del Cabildo de Gran Canaria. Las Palmas.

Kinney, C.A., Furlong, E.T., Werner, S.L. y Cahill, J.D. 2006. Presence and distribution of wastewater-derived pharmaceuticals in soil irrigated with reclaimed water. *Environ. Toxicol. and Chem.*, 25: 317-26.

Lapworth, D.J., Baran, N., Stuart, M.E. y Ward, R.S. 2012. Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence, *Environmental Pollution*, 163: 287-303.

Mesiter,R. 1994. Farm Chemicals Handbook'94. Meister Publishing Company. Willoughby.

Roberts, T. R. y Hutson, D. H. 1999. *Metabolic Pathways of Agrochemicals - Part 2: Insecticides and Fungicides*. The Royal Society of Chemistry. Cambridge.

Robles-Molina, J., Gilbert-López, B., García-Reyes, J.F. y Molina-Díaz, A. 2010. Determination of organic priority pollutants in sewage treatment plant effluents by gas chromatography high-resolution mass spectrometry. *Talanta,* 82: 1318-1324.

Stuart, M., Lapworth, D., Crane, E., y Hart, A. 2012. Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. *Sci Total Environ*., 416: 1-21.

Teijon, G., Candela, L., Tamoh, K., Molina.Díaz, A. y Fernández-Alba, A.R. 2010. Occurrence of emerging contaminants, priority substances (2008/105/CE) and heavy metals in treated wastewater and groundwater at Depurbaix. *Science of the Total Environment*, 408: 3584-3595.

Acerca del estado del conocimiento respecto a las interacciones aguas subterráneas-humedales- bienestar humano en Iberoamérica y la Península Ibérica

Teresita Betancur1, Emilia Bocanegra2, Marisol Manzano3, Emilio Custodio4, Gerson Cardoso da Silva5

[1] Universidad de Antioquia, Calle 67 No 53 – 108, Medellín, Colombia, +574 2198577
[2] Universidad Nacional de Mar del Plata, U.A.MDP-UTN, CIC, Funes 3350, 7600 Mar del Plata, Argentina + 54 223 4754060
[3] Universidad Politécnica de Cartagena, Pº de Alfonso XIII 52, 30203 Cartagena, España +34.968.325443
[4] Universidad Politécnica de Cataluña, UPC, Jordi Girona 1-3. Campus Nord, ed. D2, Barcelona, España +34.93.401.69.20
[5] Universidad Federal de Rio de Janeiro, Av. Athos da Silveira Ramos 274. 21941-590 Rio de Janeiro, Brasil +55 2197466863

Mail de contacto: terebetanv@udea.edu.co

RESUMEN

La comprensión de las interacciones aguas subterráneas – humedales – bienestar humano es indispensable para pensar y proponer medidas de manejo que permitan preservar ecosistemas acuáticos en pos de la sostenibilidad de los recursos hídricos y de la calidad de vida de las comunidades dependientes de los servicios que ellos proporcionan. Este trabajo presenta algunos de los resultados logrados dentro de la ejecución del proyecto UNESCO IGCP 604, con el cual se pretende elaborar un marco conceptual sobre las interacciones aguas subterráneas–humedales-bienestar humano en Iberoamérica y la Península Ibérica a través de la investigación científica y la cooperación internacional. Hasta la fecha se ha recopilado información de 48 humedales y lagos sobre los cuales, se detecta la relevancia de realizar ejercicios de balance de masa, la necesidad de encontrar un procedimiento más adecuado para medir la dimensión de los servicios y propender por una mayor participación de los usuarios en la gestión.
Palabras clave: aguas subterráneas, humedales, bienestar humano, Iberoamérica.

ABSTRACT

This paper presents the preliminary results of The UNESCO project IGCP 604, whose objective is to elaborate a conceptual framework on groundwater-wetland-human beings interactions, and is motivated by the UNESCO Millennium Ecosystems Assessment Programme. Data from forty-eight wetlands in twelve countries have been elaborated. Their morphological, hydrological, chemical, characteristics are highly variable. Only the water supply and water regulation services seem to be widely extended. All the cultural services seem to be widely extended. The factors that most widely induce changes in wetland services are water extraction, biological exploitation, changes in land use, pollution, and climate and global change. Current work is aimed at evaluating the quality and consistency of information collected. Then will be defined more precisely in the state of knowledge of them. The purpose will be to propose actions to better preservation of wetlands and them environmental services
Key words: groundwater, wetlands, human well-being, Iberoamérica

Introducción

Motivado por el Programa de Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de Naciones Unidas, el proyecto UNESCO IGCP 604 tiene como objetivo elaborar un marco conceptual sobre las interacciones aguas subterráneas–humedales-bienestar humano en Iberoamérica, con énfasis en la identificación y evaluación de los servicios que los humedales vinculados a las aguas subterráneas ofrecen a los seres humanos. Siguiendo la metodología propuesta para la ejecución del proyecto se ha recopilado información de 48 casos de estudio de 12 países, trascendiendo algunos la concepción estricta de humedal para involucrar grandes

cuerpos de agua como lagos; será parte de los resultados de este proyecto el establecer si son o no comparables los servicios que pueden ofrecer ecosistemas que involucran escalas que pueden llegar a ser significativamente diferentes, en principio esta comparación está más allá de los objetivos propuestos en este estudio. La evaluación de la síntesis de los casos considerados pretende servir como insumo para lograr efectivamente construir un marco conceptual de las interacciones aguas subterráneas - humedales, aportando elementos metodológicos para una comprensión completa de estos ecosistemas, de sus servicios y de los impactos que pueden generar sobre ambos algunos factores tales como el manejo del agua, del territorio o los cambios climático y ambiental.

En este documento se presenta inicialmente un marco conceptual general acerca de los aspectos involucrados en el objeto de estudio. Se resume luego la metodología seguida hasta ahora, considerando tres aspectos principales: i) el modelo hidrológico conceptual, ii) la interacción humedal-bienestar humano y iii) el impacto del cambio ambiental. Finalmente se hace una breve referencia a la gestión de los humedales. Siguiendo el mismo orden propuesto en la metodológica, a partir del análisis de las 48 fichas disponibles se resume el estado del conocimiento y se esboza un diagnóstico preliminar en relación a las necesidades de concretar un modo de actuar para completar la comprensión básica que permita soportar de manera adecuada el diseño de medidas de gestión.

Marco conceptual

La hidrosfera, entendida desde el punto de vista de la interconexión entre la biosfera, la atmósfera y la litosfera, donde están integrados los flujos de agua, energía y los compuestos químicos, representa el espacio natural en el que tiene lugar el ciclo del agua (UNESCO-IAEA, 2001).

Uno de los componentes fundamentales de este ciclo corresponde a las interacciones entre la superficie y los componentes del subsuelo. Un grupo particular de sistemas en los que estas interacciones son más evidentes e importantes son los sistemas de humedales hidrogeológicamente dependientes.

Es bien sabido que los humedales representan uno de los ecosistemas más productivos del mundo al albergar una amplia diversidad biológica y fuentes de agua y productividad primaria para innumerables especies vegetales y animales.

El entendimiento de la relación de interacción agua subterránea–humedal supone establecer un modelo hidrológico conceptual enmarcado espacialmente en el área de captura dentro de una cuenca hidrográfica o acuífero. La comprensión de la interacción humedal–bienestar humano requiere evaluar y conocer los bienes y servicios que brindan esos importantes ecosistemas, lo que implica hacer referencia también a la relación aguas subterráneas–bienestar humano con el fin de generar una herramienta útil para la gestión de los humedales y el bienestar y economía de las poblaciones del entorno.

Los cambios ambientales actuales y potenciales generan riesgos asociados con la disminución de las funciones de soporte de los ecosistemas y a la pérdida de servicios ecosistémicos. Siendo el agua el principal elemento de soporte para las actividades humanas y los procesos ecosistémicos, debe ser considerada como el eje fundamental de la gestión ambiental, pues se constituye como el enlace integrador en el estudio de las relaciones entre los sistemas sociales y los sistemas naturales que dan lugar a la configuración histórica de los territorios.

Interacción aguas subterráneas – humedal

Un modelo hidrológico conceptual es una representación simplificada del conocimiento que se posee sobre sistema de flujo de agua y solutos en un espacio concreto de referencia y en tres dimensiones. Comprende mapas, cortes y bloques diagrama en los que se direccionan y dimensionan los procesos del ciclo hidrológico dentro de un sistema de referencia.

La representatividad de los modelos conceptuales depende, entre otros factores, de la calidad de la información que pueda recopilarse para su construcción. En una situación ideal se dispone de información dura (medida), pero en la realidad, en mayor o menor grado, se requiere hacer inferencias y construir lo que se denomina inferencia blanda (Bredehoeft, 2005). Además, el modelo se debe apoyar siempre en información preexistente y en modelos predefinidos de otro tipo de variables: fisiográficos, climáticos, hidrográficos, entre otros. La incertidumbre de estos modelos se traslada inevitablemente al modelo hidrológico.

Para los sistemas superficial y subterráneo, la precipitación desde la atmósfera representa la función de entrada a estos dos compartimentos interconectados por procesos de recarga y descarga. La interacción de acuíferos con cuerpos de agua lóticos o lénticos es compleja

desde el momento en que se reconoce que la posición de la cuenca superficial no siempre coincide con el límite de la cuenca subterránea.

El marco de referencia espacial para desarrollar el concepto de modelo hidrológico en un humedal se circunscribe al área de captura, la cual abarcaría las áreas de aporte de agua superficial y subterránea. Un modelo hidrológico conceptual debe abordar la descripción y cuantificación de las fuentes y los mecanismos de entrada y salida de agua y de solutos en el espacio físico designado como humedal, su variabilidad espacial y temporal y las causas de la misma, así como la caracterización del hidroperiodo (frecuencia y permanencia de la inundación) y de los procesos hídricos que tienen lugar dentro de la cubeta.

Interacción humedal – ser humano.

El reconocimiento de la importancia de los ecosistemas naturales como soporte del bienestar humano se ha ido acrecentando sustancialmente en las últimas décadas, luego de la publicación del libro Nature´s Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems (Daily, 1997) y del reporte Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005). Un adecuado funcionamiento de los ecosistemas provee múltiples bienes (alimento, materias primas, recursos genéticos) y servicios (regulación del agua, ciclo de nutrientes, control de erosión y retención de sedimentos, regulación climática), los cuales representan beneficios para las personas. Al conjunto de ambos aspectos: bienes y servicios se les denomina servicios ecosistémicos y se definen como ”las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales y las especies que los conforman sostienen y satisfacen la vida humana” (Daily, 1997). En los primeros documentos oficiales sobre el tema (MEA, 2005) se definían los servicios ecosistémicos como ”los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas” y se agrupaban en cuatro categorías: aprovisionamiento (alimento, madera, agua, fibras, recursos ornamentales, recursos genéticos), regulación (regulación de la calidad del aire, del clima, del agua, la erosión, de enfermedades y plagas), soporte (formación de suelo, fotosíntesis, ciclo de nutrientes, ciclo del agua) y cultural (diversidad cultural, valores religiosos y espirituales, recreación, valores estéticos, valores educativos). Una reordenación posterior del marco conceptual hizo que los servicios quedaran reducidos a tres tipos: abastecimeitno, regulación y culturales.

Además de la definición de servicios ecosistémicos es oportuno también diferenciar lo que significa beneficios. Mientras un servicio ecosistémico posee una naturaleza inherentemente ecológica, un beneficio se entiende como algo que impacta directamente el bienestar humano (Fisher et al., 2009) y guarda una relación económica.

Cambio ambiental y global

En las últimas décadas del siglo XX varios registros instrumentales apuntaban a que el promedio global de la temperatura del aire al nivel de la superficie se había elevado entre 0,4 ºC y 0,8 ºC en el transcurso del siglo. Esta tendencia de calentamiento se dispersaba espacialmente de forma amplia y era consistente con observaciones como el retroceso de los glaciares en montañas, la reducción en la extensión de la cobertura de nieve, el derretimiento temprano de hielo en los ríos y lagos, la tasa acelerada de ascenso del nivel del mar, el incremento del vapor de agua en las capas superiores de aire, la mayor intensidad de la precipitación en la mayoría de las regiones, y el calentamiento en 0,05 ºC de la capa superficial del océano, que es el contenedor más grande de calor en el sistema climático. A raíz de estas observaciones surgió y evolucionó el concepto de cambio climático, refiriéndolo a un cambio en el clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera global, y que es independiente de la variabilidad climática observada durante períodos comparables (Houghton et al., 2001).

Debido a la responsabilidad implícita de la actividad humana en los fenómenos del cambio climático y a las consecuencias que este cambio tiene sobre la misma sociedad, se desarrolló posteriormente el concepto de cambio ambiental, que además de incluir los cambios en el clima considera sus consecuencias en los sistemas sociales y en los ecosistemas.

Partiendo de un enfoque centrado en el cambio climático, teniendo en cuenta las notables incertidumbres asociadas y las actuales deficiencias en la simulación de algunos procesos, los esfuerzos de planificación deben extenderse a la identificación de cambios en la biodiversidad, la tierra y el agua, la contaminación y otros recursos significativos a nivel global, así como la revisión extensiva de la literatura que identifique interacciones entre los seres humanos y el ambiente. En este sentido, y de acuerdo con lo planteado por Metzger et al. (2006), se define el cambio ambiental como la ampliación del concepto de cambio climático (propuesto por el International Panel on Climate Change) incorporando otros cambios,

específicamente aquellos asociados con uso del territorio. Esto es lo que se denomina también Cambio Global.

Los cambios ambientales se evidencian con mayor facilidad en las franjas extremas de los ecosistemas o límites ecosistémicos. Por ejemplo se ha generado mayor información, en lo que hace referencia al aumento del nivel del mar, el deshielo de los glaciares y las modificaciones en la dinámica fluvial en las zonas bajas. En general, los estudios globales, e incluso algunos regionales, no mencionan cambios tan evidentes y claros en las zonas intermedias o de montaña. En estas regiones, las predicciones sobre el efecto de los cambios globales no presentan grandes perturbaciones en el nivel ecosistémico y, por el contrario, cobran mayor relevancia los cambios y presiones a los ecosistemas por la acción antrópica y en especial por el uso del suelo en prácticas económicas intensivas.

Gestión de humedales y bienestar humano

La Convención de Ramsar sobre los Humedales de Importancia Internacional es un tratado intergubernamental que sirve de marco para la acción nacional y la cooperación internacional en pro de la conservación y el uso racional de los humedales y sus recursos (http://www.ramsar.org/cda/). La misión de la Convención es "la conservación y el uso racional de los humedales mediante acciones locales y nacionales y gracias a la cooperación internacional, como contribución al logro de un desarrollo sostenible en todo el mundo.

La filosofía de Ramsar gira en torno al concepto de "uso racional". El uso racional de los humedales se define como "el mantenimiento de sus características ecológicas, logrado mediante la implementación de enfoques por ecosistemas, dentro del contexto del desarrollo sostenible". Por consiguiente, la conservación de los humedales, así como su uso sostenible y el de sus recursos, se hallan en el centro del "uso racional" en beneficio de la humanidad .

Adheridos o no a la convención RAMSAR, los estados y países han ido ganando conciencia en relación a la importancia vital de cuidar estos ecosistemas estratégicos y han venido definiendo medidas nacionales de conservación y han promovido la creación de organismos de gestión.

Metodología

La metodología que se ha seguido en el trabajo realizado ha consistido en el diseño y aplicación de una ficha para conocer los aspectos generales de los humedales, los aspectos geográficos, geológicos e hidrológicos, el estado de funcionalidad hidrológica, los servicios que ofrecen al bienestar humano y los factores que inducen cambios directos sobre dichos servicios (Bocanegra et al., 2012).

Para obtener la información relevante básica necesaria que permita: i) conocer el origen de cada humedal concreto y su relación con los acuíferos subyacentes (modelo conceptual), ii) identificar los servicios que cada humedal ofrece a los habitantes de su área de influencia, iii) evaluar el estado y la tendencia de dichos servicios y iv) identificar los factores principales que inducen cambios en el estado de los servicios de cada humedal, la ficha consta de cinco grandes apartados:

1. Aspectos generales del humedal/conjunto de humedales.
2. Aspectos geográficos, geológicos e hidrológicos.
3. Estado de funcionalidad hidrológica.
4. Servicios que ofrece el humedal/conjunto de humedales.
5. Factores que inducen cambios directos sobre dichos servicios.

La ficha fue diseñada a partir de un proceso de participación colectiva, producto del cual se plasmaron una serie de ideas acerca de lo que se considera que debe conocerse para tener un panorama claro que oriente adecuadamente la gestión de los humedales. El aspecto más relevante de esta ficha es que tanto los datos de tipo cuantitativo como cualitativo que caracterizan al humedal, así como las valoraciones acerca de los servicios, su funcionalidad, las tendencias y los factores que inducen cambios directos, deben estar soportados con referencias bibliográficas asequibles; sólo de esta forma tanto los propios datos como las conclusiones que de ellos se extraigan serán confiables y, por tanto, útiles.

La información que potencialmente se puede recopilar en cada apartado es muy diversa y depende del grado de conocimiento, por tanto de la existencia de trabajos científicos, técnicos y de gestión en cada humedal. Las fichas completas recolectadas hasta la fecha pueden consultarse en el sitio web http://www.mdp.edu.ar/hidrogeologia/IGCP604/index.php.

Una vez realizada la recopilación y sintetizada la información correspondiente de un número importante de casos de estudio, en relación con lo que se considera el conocimiento deseado, se evalúa lo que se conoce efectivamente y a partir de las falencias

detectadas se busca plantear una ruta metodológica práctica que permita definir qué hacer y cómo proceder para completar un conocimiento mínimo necesario para poder actuar o intervenir en torno a estos ecosistemas, tomando decisiones técnicamente soportadas.

Con la información obtenida y la evaluación del carácter y alcances de la misma, a partir del dialogo entre investigadores, se va hacia la síntesis de un marco conceptual de referencia que evidencie el logro del objetivo de este proyecto.

Resultados

A partir de una amplia convocatoria a investigadores profesionales e instituciones relacionadas con el tema objeto de estudio, ha sido posible recopilar, desde 12 países, 48 fichas diligenciadas con la información que los autores han podido reunir. Pese a la claridad advertida en términos de la ficha de que el objeto de estudio eran los humedales hidrogeológicamente dependientes, algunos casos hacen referencia a grandes cuerpos de agua que desbordan el concepto estricto de humedal. Aún debe decidirse si se considera o no la información aportada en este sentido como aplicable o extrapolable en cuanto a la consolidación del marco conceptual a definir.

Sobre la interacción aguas subterráneas–humedal

En relación con los elementos que hacen sólido un modelo conceptual, a partir de información consignada en las 48 fichas hidrológicas en la Tabla 1 se resume el estado del conocimiento que se tiene a este respecto. Si bien en más del 70 % de los casos se maneja información para varias variables físicas e hidrológicas, en menos del 60 % se reporta la existencia de un modelo conceptual. Se destaca también la escasa cuantificación de los sistemas mediante modelación numérica (en sólo el 30 % de los casos) y el bajo grado de realización de estudios que proyecten los impactos hidrológicos a causa del cambio ambiental.

Para lograr un equilibrio en el conocimiento de la interacción aguas subterráneas–humedal deberá propenderse a la realización de proyectos locales orientados a calcular balances hídricos que permitan identificar los procesos y cuantificar los flujos en el sistema hidrológico vinculado al humedal.

Tabla 1. Estado del conocimiento hidrológico.

Variable		Se conoce bien	Conocimiento parcial	No se conoce
		#/48		
Clima	Precipitación media y variabilidad	34	11	3
	Temperatura media y variabilidad	41	5	2
Especies vegetales que ocupan el área		38		10
Morfología	Superficie	44		4
	Altura	39		9
	Profundidad	35		13
Génesis		45		3
Fuentes de aporte de agua		47		1
Funcionamiento hidrológico		47		1
Hidroperiodo		48		0
Estado trófico		36		12
Intervención		30		18
Estado del conocimiento	Modelo conceptual	28		20
	Modelo numérico de flujo	14		34
	Evaluación química	44		4
	Monitoreo de nivel	45		3
	Estudios hidrológicos	33		15
	Estudio de impacto frente al cambio	16		32

Interacción humedal–bienestar humano

Acerca de los servicios ambientales de los humedales, las cifras que se extraen de la información consignada en las fichas parecen indicar, en primera instancia, un relativo buen conocimiento en relación con el estado de los servicios (Tabla 2) de abastecimiento, regulación y culturales. Al tratar de evaluar el conocimiento acerca de la tendencia (Tabla 3) de esos servicios (mejorar, permanecer estable o empeorar), la situación parece ser diferente: los servicios culturales estarían mejor conocidos que los de regulación y se sabría muy poco acerca del estado de los servicios de abastecimiento. Sin embargo, las inconsistencias detectadas en el sentido de acompañar la idea de “no existencia” de un servicio con una calificación de su tendencia, llama la atención sobre la necesidad de tratar de determinar las causas de esta ambigüedad y

genera incertidumbre sobre el sustento de la información reportada en las fichas al respecto.
Será fundamental avanzar en el diseño de procedimientos metodológicos que permitan cuantificar de manera efectiva la magnitud de los servicios de los humedales, empezando por validar la utilización que de ellos se haga como fuentes de abastecimiento de agua o recursos minerales y biológicos. En cada caso será necesario determinar el papel de estos cuerpos de agua como elementos reguladores y se precisa validar la información existente en relación con los servicios culturales reportados, para estar seguros de que la información disponible sí que está efectivamente sustentada en estudios de caso y no corresponde a un conocimiento adquirido mediante tradición oral, o inferida con base en apreciaciones subjetivas

Tabla 2. Conocimiento sobre el estado de los servicios.

Variable		Se conoce bien	No se conoce	Inconsistente
		#/48		
Abastecimiento	Agua de buena calidad	37	1	10
	Agua diferentes usos	39	1	8
	Recurso alimentarios (natural)	42	0	6
	Productos alimentarios (artificial)	41	1	6
	Materias primas biológica	35	4	9
	Materias primas minerales	36	1	11
	Especies medicinales	29	10	9
Regulación	hídrica	44	1	3
	Depuración de agua	38	1	9
	Control erosión	26	10	12
	Climática local	25	15	8
Culturales	Turismo	47	0	1
	Educación	48	0	0
	Paisajísticos y estéticos	47	1	0
	Identidad cultural	46	1	1
	religiosos	27	12	9

Cambio ambiental

Se ha evaluado la posible ocurrencia de un impacto sobre los humedales asociado a un factor de cambio en términos de la magnitud (alto, moderado, bajo) y de la tendencia del mismo (aumenta, es estable o disminuye). Además se proveen dos situaciones adicionales: que no haya un impacto o que se desconozca su ocurrencia; en cualquiera de estas dos últimas circunstancias no se debe reportar tendencia alguna; de hacerlo ello representa una inconsistencia en la información (Tabla 4).

Tabla 3. Conocimiento sobre la tendencia de los servicios.

Variable		Se conoce bien	No se conoce	Inconsistente
		#/48		
Abastecimiento	Agua de buena calidad	16	22	10
	Agua diferentes usos	25	15	8
	Recurso alimentarios (natural)	19	23	6
	Productos alimentarios (artificial)	17	25	6
	Materias primas biológica	17	22	9
	Materias primas minerales	13	24	11
	Especies medicinales	9	30	9
Regulación	hídrica	36	9	3
	Depuración de agua	25	14	9
	Control erosión	14	22	12
	Climática local	14	26	8
Culturales	Turismo	45	2	1
	Educación	43	5	0
	Paisajísticos y estéticos	43	5	0
	Identidad cultural	41	6	1
	religiosos	24	15	9

Respecto a los impactos relacionados con los factores que inducen cambio referidos a la explotación intensiva de recursos hídricos, biológicos o minerales, se tiene un conocimiento moderado (alrededor del 50 % de los casos de estudio) que indica una tendencia al impacto. El impacto en relación con cambio en el uso de suelo, está poco documentado. Lo mismo ocurre en relación a las modificaciones que se dan en el ciclo hidrológico. Los efectos de la contaminación difusa o puntual permiten una buena identificación de la tendencia (más del 60 %), situación poco contabilizada si se hace referencia a la los impactos de la contaminación atmosférica.

Tabla 4. Conocimiento acerca de la tendencia de los cambios e impactos del cambio sobre los servicios de los humedales.

Variable		Se conoce bien	No se conoce	Inconsistente
		#/48		
Extracción de agua	Del humedal	16	26	6
	De afluentes	16	26	6
	Subterráneas próxima	32	12	4
Explotación biológica	Cultivos	29	17	2
	Bosques	13	29	6
	Ganadería	27	19	2
	Pesca	21	22	5
Explotación mineral	Combustibles	**2**	**39**	**7**
	Sales	5	37	6
	Suelos	6	37	5
	Rocas	10	32	6
	Otros	3	44	1
Cambios uso del suelo	Deforestación	15	27	6
	Reforestación	11	32	5
	Manejo de bosque	13	30	5
	Sustracción especies vegetales	13	31	4
	Agricultura	25	22	1
	Ganadería	24	23	1
	Urbanización	33	11	4
	Vias comunicación	26	20	2
Modificación ciclo hidrológico	Drenaje	23	21	4
	Excedentes riego	17	28	3
	Uso almacenamiento	8	34	6
	Recarga artificial	4	37	7
	Aguas urbanas	25	19	4
Contaminación	Difusa agrícola	28	18	2
	Difusa atmosférica	10	33	5
	Puntual	28	17	3
Efectos asociados al cambio	Calidad mineral del agua	23	24	1
	Calidad biológica del agua	27	21	0
	Oxidación por dec. Tráfico	11	36	1
	Erosión	15	31	2
	Destrucción suelo	10	35	3
Cambio climático	Precipitación	40	5	3
	Temperatura	40	6	2
	Nivel del Mar	27	20	1

Aun cuando no es clara la existencia de referencias para documentarlo, según los casos de estudio recopilados existe cierto grado de conocimiento acerca de los impactos sobre los servicios asociados al cambio climático en lo que hace referencia a variaciones en la precipitación y en la temperatura.

La lectura de la información recopilada acerca del conocimiento de los impactos del cambio sobre los servicios que generan bienestar al ser humano induce una sensación de incertidumbre, por lo cual deberá ser objeto de un análisis más detallado para valorar efectivamente su importancia o establecer mecanismos para su validación. Esta reflexión en el interior del grupo de trabajo guiará la opción de proponer métodos de estudio para generalizar el trabajo a este respecto.

Medidas de gestión

En relación con las medidas de gestión, a partir de los casos de estudio recopilados se deduce que existe un buen conocimiento en relación a la existencia de alguna disposición internacional o local que vela por la protección de estos ecosistemas (Tabla 5). Sin embargo, tal como se deduce del reporte sobre organismos gestores parece ser — que en algunos casos no se han asignado claras responsabilidades para hacer efectivas las medidas de protección, mas allá de un documento que declara la importancia del lugar. Más aún, no se conoce la existencia de la participación de los usuarios en la protección de los humedales.

Tabla 5. Conocimiento existente en relación a las medidas de gestión.

Variable		Se conoce	No se conoce
		#/48	
Acciones de gestión	Figuras de protección	43	5
	Organismo gestor	31	17
	Participación de usuarios	17	31

Conclusiones

De lo hasta ahora expuesto, y considerando que los resultados corresponden a la información recolectada en 48 fichas, se puede afirmar que existe una evolución desigual en el estado de conocimiento sobre aspectos básicos

de los humedales y su relación con aguas subterráneas, no obstante la documentación acerca de los modelos conceptuales indica un avance significativo en relación a la evaluación hidrológica de estos ecosistemas. Respecto al conocimiento de los servicios que brindan los humedales al bienestar humano se destaca el predominio de los servicios culturales y de regulación sobre los de abastecimiento, aun cuando se advierte un amplio desconocimiento al tratar de validar a través de referencias la información consignada en las fichas. Así mismo, acerca de los factores que inducen cambio sobre el humedal, parece ser que no hay suficientes estudios al respecto, aunque es muy probable que el resultado refleje el grado de desconocimiento de los mismos por parte de las personas que han cumplimentado las fichas.

En relación con la información de soporte de los modelos conceptuales, hace falta profundizar en evaluaciones que permitan conocer el funcionamiento en cuanto al flujo y el transporte de sales.

Sobre la consideración de cuerpos de agua que no se ajustan a la definición de humedal, y en concreto dependientes del agua subterránea, se debe aún ver cómo se pueden encuadrar, con atención a aquellas partes que se ajustarían a la definición estricta.

Para lograr un conocimiento adecuado de los modelos conceptuales deberá propenderse a la realización de proyectos locales orientados a calcular balances de masa que permitan cuantificar los procesos de flujo y transporte de solutos en el sistema hidrológico vinculado a cada humedal.

Será fundamental avanzar en el diseño de procedimientos metodológicos que permitan cuantificar de manera efectiva la magnitud de los servicios de los humedales, empezando por validar la utilización que de ellos se haga como fuentes de abastecimiento de agua o recursos minerales y biológicos. En cada caso será necesario determinar el papel de estos cuerpos de agua como elementos reguladores y se precisa validar la información existente en relación con los servicios culturales reportados, para estar seguros de que la información disponible está efectivamente sustentada en estudios técnicos y científicos confiables.

Existe un nivel de incertidumbre por definir en relación al conocimiento de los impactos del cambio sobre los servicios que generan bienestar al ser humano. Será necesario validar la información disponible, y luego tratar de determinar el real estado del conocimiento a este respecto.

En relación con la Gestión, sigue siendo un reto establecer mecanismos de participación y compromiso por parte de los usuarios.

Agradecimientos

UNESCO ha apoyado la realización del IGCP 604, y el proyecto REDESAC sobre recarga y descarga de acuíferos (MICINN GLC2009-12910) ha aportado tiempo de investigadores. Gracias en especial a los investigadores que han contribuido suministrando a través de las Fichas la información de la que se nutre este proyecto.

Referencias

Bocanegra, E., Manzano, M., Betancur, T., Custodio, E. y Cardoso, G. 2012. Caracterización preliminar de las interacciones aguas subterráneas-humedales-ser humano en Iberoamérica. Actas XI Congreso Latinoamericano de Hidrogeología. Cartagena de Indias. Colombia. CD. 5 p

Bredehoeft, J., 2005 The conceptualization model problema-surprise. Hydrogeology Journal, 13. 37-46

Daily, G. 1997. Nature's services.Societal Dependence on Natural Ecosystems Island Press, Washington D.C. Covelo California. 362 p.

Fisher, B., Turner, K. and Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics. 68, 3, pp. 643-653.

Metzger, M., Rounsevell, M., Acosta-Michlik, L., Leemans, R. and Schrotere, D. 2006 The vulnerability of ecosystem services to land use change.Agriculture, Ecosystems & Environment, 114(1): 69-95.

UNESCO-IAEA, 2001 Environmental isotopes in the hydrological cycle. Principles and applications. IHP-V Technical Documents in hydrology, NO. 39.

Evaluación preliminar de los servicios de las aguas subterráneas al bienestar humano en España

Marisol Manzano[1], L. Javier Lambán[2] y Carlos Montes[3]

[1] Universidad Politécnica de Cartagena, Pº de Alfonso XIII 52, 30203 Cartagena, España.
[2] Instituto Geológico y Minero de España, C/Manuel Lasala, 44, 50.006 Zaragoza. España
[3] Universidad Autónoma de Madrid, Facultad de Ciencias, 28.049 Tres Cantos, Madrid. España
Mail de contacto: marisol.manzano@upct.es

RESUMEN

Con base en el programa científico de Naciones Unidas *Evaluación de los Servicios de los Ecosistemas del Milenio*, España ha evaluado los servicios de sus ecosistemas recientemente. Las aguas subterráneas proporcionan multitud de servicios básicos para el bienestar humano y por primera vez se ha realizado un intento de evaluación de los servicios de los acuíferos con la metodología aplicada a los otros ecosistemas. Se han estudiado servicios de abastecimiento, de regulación y culturales. El estado de funcionalidad y las tendencias de evolución de los servicios, así como los factores que producen cambios en su funcionamiento, se han evaluado tomando indicadores de la documentación confiable disponible. Muchos servicios de abastecimiento y regulación básicos para el bienestar humano se están deteriorando en amplias zonas de España como consecuencia de las múltiples presiones que afectan a la cantidad y la calidad del agua subterránea. Los servicios culturales son los que más mejoran.
Palabras clave: aguas subterráneas, evaluación de servicios, humedales, España.

ABSTRACT

Based in the United Nations' scientific programme *The Millenium Ecosystems Assessment*, Spain has recently performed an evaluation of the services of its ecosystems. Groundwater provides many basic services to human well-being and, for the first time, groundwater services have been evaluated with the same approach used with the other ecosystems. The status and trends of provisioning, regulating and cultural services, as well as the main drivers causing changes in groundwater services, have been studied using indicators from the existing reliable information. Many provisioning and regulating services which are basic for well-being are decreasing in wide areas of Spain, due to the many factors affecting groundwater quantity and quality. On the other hand, cultural services are increasing.
Keywords: groundwater, ecosystem services evaluation, wetlands, Spain.

Introducción

Entre los años 2000 y 2005, y bajo la coordinación de Naciones Unidas, se desarrolló el programa científico internacional *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio* (MEA en Inglés). El objetivo fue suministrar información científica a políticos, gestores y público en general acerca de las consecuencias que sobre el bienestar humano tienen las alteraciones de que están produciendo en los ecosistemas del planeta. Científicos de todo el mundo crearon un consorcio que generó un conocimiento multidisciplinar sobre la línea de base de las relaciones entre los ecosistemas y el bienestar humano. Se realizaron informes que recogen el estado del arte y las tendencias de evolución de los ecosistemas del planeta y de los servicios que proporcionan al ser humano (http://www.unep.org/maweb/en/index.aspx). Dicha información es la base científica para el uso sostenible de los ecosistemas. Desde 2005 han surgido muchas iniciativas regionales, nacionales e internacionales que han aplicado la filosofía de MA a distintas escalas territoriales. En este contexto, en 2009 la Fundación Biodiversidad del entonces Ministerio de Medio Ambiente de España (actual Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente) puso en marcha el proyecto *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio en España* (Ecomilenio, www.ecomilenio.es). Los acuíferos han sido uno de los catorce ecosistemas evaluados (Manzano y Lambán, 2011).

Oficialmente en España hay 740 masas de agua subterránea (a los efectos de este documento, masa es sinónimo administrativo de acuífero), las cuales cubren unos 350.000 km^2, alrededor del 70 % del territorio nacional (MMA,

2007). Se consideran acuíferos aquellas formaciones que abastecen a más de 50 personas o proporcionan más de 10 m^3/día.

La evaluación de los servicios de las aguas subterráneas al ser humano se ha realizado desde la perspectiva de los usos conocidos de las aguas subterráneas en España, ya sean directos o indirectos, tradicionales, recientes y emergentes. El presente trabajo es la primera síntesis que se publica en un foro científico.

Marco conceptual: los servicios de las aguas subterráneas al bienestar humano

Las aguas subterráneas son el soporte de ecosistemas acuáticos superficiales muy valiosos tales como ríos, riberas, humedales, manantiales, bosques de freatofitas, praderas, etc., muchos de cuyos servicios dependen del aporte de agua subterránea o bien deben parte de su valor al aporte de agua subterránea en cantidad y calidad adecuadas. Pero los acuíferos constituyen valiosos ecosistemas acuáticos en sí mismos, y muchas de las funciones que tienen lugar en el propio acuífero proporcionan multitud de servicios básicos para el bienestar humano.

El marco conceptual aplicado supone un cambio de perspectiva importante ya que, sin desatender a los valores intrínsecos de la naturaleza, la propuesta promueve considerar también sus valores instrumentales (suministro de alimentos, agua potable…), vinculando la conservación de los ecosistemas con el bienestar humano.

El modelo conceptual adoptado se fundamenta en los siguientes componentes básicos: 1) Ecosistema, 2) Bienestar humano, 3) Servicios de los ecosistemas, 4) Impulsores directos de cambio en los servicios; 5) Sinergias entre servicios.

Servicios de abastecimiento

Los servicios de abastecimiento son los productos obtenidos directamente de los ecosistemas, como el alimento, la fibra, la madera, el agua potable, la caza o la pesca. Con respecto al abastecimiento de agua potable, la mayor parte del agua dulce no se encuentra en ríos ni lagos, sino en los acuíferos. El agua subterránea supone el 94 % de toda el agua dulce del planeta (excluyendo los casquetes polares y glaciares) y representa el almacenamiento más importante accesible del planeta (Ward y Robinson, 1990). Una de las funciones más importante del agua subterránea es el abastecimiento para uso doméstico, industrial y agrícola. El agua subterránea también aporta organismos capaces de reducir la contaminación (NRC, 2004), y contiene nutrientes esenciales, como sulfatos y nitratos, provenientes de las formaciones geológicas y de la actividad microbiana, capaces de biodegradar compuestos orgánicos (Bergkamp y Cross, 2006). La presencia de agua subterránea posibilita la existencia de vegetación silvestre que proporciona alimento, fibras vegetales, plantas y principios medicinales, materia prima para la generación de energía, etc. Y a través del riego proporciona alimento a buena parte de la población mundial.

Servicios de regulación

Los servicios de regulación son los beneficios obtenidos de manera indirecta de los ecosistemas. Las aguas subterráneas pueden considerarse como un servicio de regulación ya que son necesarias para que existan otras formas de vida y, además, juegan un papel esencial tanto en el ciclo del agua como en el ciclo de nutrientes (Bergkamp y Cross, 2006). Los procesos de recarga y descarga de agua subterránea no solo son parte esencial del ciclo hidrológico, sino que son esenciales para la vida de los organismos. El descenso de niveles piezométricos y la degradación del agua subterránea puede influir de forma significativa en todos los componentes del ciclo del agua, pudiendo afectar el flujo hacia los ríos y zonas húmedas, reduciendo así la salud de los ecosistemas. Además, las aguas subterráneas juegan un papel esencial en el transporte y almacenamiento de nutrientes.

Servicios culturales

Los servicios culturales son los beneficios no materiales que las personas obtienen a través de las experiencias estéticas, el turismo, el sentido de pertenencia a un lugar y el enriquecimiento espiritual o religioso. Las aguas subterráneas constituyen un componente esencial para la vida e integran diversos servicios culturales. Por ejemplo, un descenso de nivel piezométrico, por causas naturales (climáticas) o antrópicas (explotación intensa de aguas subterráneas, cambios en la gestión del territorio, etc.) puede hacer desaparecer manantiales y humedales singulares, generando conflictos entre usuarios, incrementando las diferencias entre ricos y pobres, induciendo el abandono de poblaciones locales a otros lugares, etc. Por otro lado, el creciente interés por la naturaleza y el reconocimiento de sus valores y servicios está haciendo que pobladores cercanos y lejanos se interesen cada vez más por el origen, funcionamiento y

conservación de fuentes, lagunas, cascadas de origen cárstico, etc.

Metodología

El trabajo ha consistido en realizar una primera evaluación del estado actual de funcionalidad, y de las tendencias de evolución en las últimas décadas, de un conjunto de servicios que las aguas subterráneas proveen al bienestar humano en España. La lista de servicios evaluados fue única para los catorce ecosistemas considerados en el proyecto Ecomilenio, y básicamente son los mismos establecidos por Naciones Unidas (MEA, 2005). No obstante, el marco conceptual deja claro que ni todos los ecosistemas realizan todos los servicios ni todos los servicios realizados se proveen en igual magnitud. Los servicios se han agrupado en tres tipos principales: de abastecimiento, de regulación y culturales.

También se han estudiado los principales factores que inducen cambios en el funcionamiento de los acuíferos y que producen impactos en los servicios que estos proporcionan al bienestar humano, evaluándose el estatus y las tendencias de evolución de los mismos en las últimas décadas. Además, se ha realizado un análisis preliminar de los compromisos (trade-offs) y sinergias entre los distintos tipos de servicios que proporcionan las aguas subterráneas, así como de sus posibles previsiones de evolución bajo distintos escenarios futuros.

Para hacer este primer diagnóstico no se han llevado a cabo investigaciones empíricas. La evaluación del estado y las tendencias de cada servicio particular, de cada factor que induce cambios, así como de los compromisos y sinergias entre distintos servicios, se ha llevado a cabo usando como indicadores información científica y técnica muy variada pero confiable (o filtrada, en algunos casos). Dicha información procede de publicaciones científicas (artículos en revistas científicas, tesis doctorales y de maestría; informes finales de proyectos de investigación); informes técnicos de organismos públicos oficiales tales como el Ministerio de Medio Ambiente, el Ministerio de Agricultura, el Instituto Geológico y Minero de España, el Observatorio Español de la Biodiversidad, etc. (por ejemplo, sobre la variación de la superficie regada en España, la evolución de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas, etc.); informes de síntesis de la Agencia Europea de Medio Ambiente y de grupos de trabajos sectoriales de la Comisión Europea, tales como el Grupo de Aguas Subterráneas; etc. En algunos casos también se ha usado información procedente de sitios web de organizaciones no gubernamentales tales como World Wild Foundation, de municipalidades y de fundaciones culturales. Finalmente, en muchas ocasiones se ha usado la experiencia y conocimientos de los propios autores.

En la Tabla 1 se muestra un ejemplo del tipo de indicadores usados. Como no existe (o no se ha encontrado) información relacionable con todos los servicios evaluados, el trabajo es una primera aproximación en muchos aspectos.

Resultados

Estado y tendencias de los servicios de las agua subterráneas al bienestar humano en España.

Los servicios identificados y una valoración preliminar del estado cualitativo de su funcionamiento se muestran en la Tabla 2. A modo de síntesis se puede decir que muchos de los servicios básicos para el bienestar humano están deteriorados o se están deteriorando en amplias zonas de España como consecuencia de las múltiples presiones que afectan a la cantidad y la calidad del agua subterránea, aunque otros servicios están mejorando:

i) Los servicios de abastecimiento se han visto alterados significativamente en los últimos años. Entre las décadas de 1960 a 1990 el servicio de proporcionar agua para la agricultura aumentó extraordinariamente, multiplicándose por más de 600 la extracción de aguas subterráneas para regadío. Y aunque en estos últimos años la superficie de cultivo de riego en España ha disminuido en cifras globales (entre 1987 y 2006 han desparecido 36.355 ha), en algunas zonas del país aún se ha producido un aumento significativo de la superficie agrícola regada con aguas subterráneas: entre 1987 y 2006 han aparecido 67.444 ha de olivar de regadío, la mayor parte (97,5 %) en Andalucía, convirtiendo terrenos de secano en regadío mediante la explotación de aguas subterráneas (OSE, 2010).

ii) Los servicios de regulación también han empeorado de manera global. Las causas son principalmente dos: el manejo de los flujos del ciclo hídrico y los cambios de los usos del suelo, singularmente la conversión de terreno natural (agrícola o forestal) en terrenos antropizados. El manejo de los flujos hídricos, principalmente los superficiales (encauzamientos, extracciones para usos agrícolas, industriales y urbanos impermeabilizaciones, almacenamientos de grandes volúmenes en áreas puntuales detrayendo caudales de otras zonas, drenaje de

Tabla 1. Ejemplo de indicadores usados para evaluar el estado y la tendencia de evolución de los servicios de las aguas subterráneas.

Tipo	Servicio		Indicadores y fuentes
ABASTECIMIENTO	Alimentos	Agricultura	• Evolución de la superficie dedicada a agricultura en la última década. Fuente: OSE (2007; 2008; 2009; 2010); MMA (2006); http://www.mapa.es.
		Acuicultura	• Estadísticas del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación sobre la instalaciones de acuicultura de agua dulce en España (http://www.mapa.es/eu/estadistica/pags/anuario/2009/indice.asp) • Contactos personales con empresas en Isla Mayor (Sevilla) y Sant Carles de la Rápita (delta del Ebro)
		Recolección de plantas y frutos silvestres	• Valoración personal con base en la experiencia propia.
	Agua de buena calidad	Agua para todo uso	• Explotación de aguas subterráneas y sus usos. Fuente: MARM (2009); Custodio et al, 2009. • Nitratos en aguas subterráneas. Fuente: Porras et al. (1985); Fernández-Ruíz (2007); MMA (2000, 2006, 2007); MARM (2009, 2010); OSE (2007; 2009, 2010). • Plaguicidas y sus metabolitos en aguas subterráneas. Fuente: OSE (2007, 2010); MARM (2008; 2010); INE (2010); http://www.mapa.es. • Contaminantes emergentes en aguas subterráneas. Fuente: Teijón et al. (2010). • Acuíferos salinizados. Fuente: MMA (2000, 2005, 2006, 2007); MARM (2009, 2010); Aragués et al. (1996).
	Materias primas de origen biológico	Turba, madera, leña	• Disminución de la superficie de bosque, matorral y pastizal como consecuencia de la conversión de terreno forestal en terreno agrícola y urbano y como consecuencia de incendios. Fuente: OSE (2010).

áreas encharcables y humedales, etc.) y subterráneos (extracciones) ha inducido la reducción de las descargas naturales de agua subterránea en muchos lugares, disminuyendo así la disponibilidad hídrica para la vegetación y la biota, incluyendo el ser humano. En muchas zonas la disponibilidad de agua subterránea solo es posible ya mediante extracción en pozos cada vez más profundos, lo que en bastantes casos hace inaccesible el agua por motivos económicos.

iii) Los servicios culturales, en general, están mejorando; tal es el caso del conocimiento científico y la generación de oportunidades para la educación ambiental o para las actividades recreativas.

Factores que inducen cambios rápidos en las aguas subterráneas y en sus servicios al bienestar humano en España

Los principales impulsores directos de cambios en los servicios de las aguas subterráneas en España, ordenados de mayor a menor relevancia de su impacto, son (Tabla 3):

i) La explotación intensiva. Con frecuencia concentrada espacialmente, induce cambios en la red de flujo de las aguas subterráneas que tienen impactos directos sobre los servicios de abastecimiento y regulación principalmente: disminución de la magnitud de los flujos de descarga natural; descenso de la cota de los niveles piezométricos; aumento de los gradientes hidráulicos verticales descendentes; movilización de aguas subterráneas salinas; etc.

ii) La contaminación, singularmente la difusa, que puede afectar a grandes volúmenes de agua subterránea y es más difícil de atenuar que la puntual. Induce impactos directos principalmente sobre los servicios de abastecimiento: provisión de agua de buena calidad, aporte de materias primas de origen biológico, provisión de medicinas naturales y de principios activos. Además, en muchos casos la contaminación influye sobre la regulación de la

fertilidad del suelo, pues muchos contaminantes inducen cambios de condiciones oxidantes a reductoras en zonas del terreno que deberían ser oxidantes.

iii) Los cambios de usos del suelo. Los cambios que producen modificaciones en la red de flujo y en la hidroquímica de las aguas subterráneas que, a su vez, inducen impactos directos sobre los servicios de abastecimiento, regulación y culturales, suelen estar localizados en las zonas de recarga de los acuíferos. Las actividades con mayor impacto son la deforestación, la sustitución de vegetación natural por cultivos de regadío, la sustitución del riego en lámina libre por riego localizado, la sustitución de la vegetación natural por otra con distintos requerimientos de agua y de nutrientes, la pavimentación y la urbanización. En España hay algo más de 1 Mha artificiales, la mayor parte concentrada a lo largo de la costa mediterránea, donde el clima es semiárido, lo que supone una disminución considerable de la superficie disponible para infiltración del agua de lluvia y de escorrentía y por tanto, de la recarga a los acuíferos.

iv) La manipulación de los flujos del ciclo hídrico por el ser humano tiene efectos directos sobre las aguas subterráneas e induce impactos sobre los servicios de abastecimiento, regulación y culturales de forma más o menos directa, en función del tipo de acción y de su ubicación respecto a la red de flujo de agua subterránea. Los cambios de servicios más frecuentes afectan al balance, al régimen hídrico y a la calidad de las aguas subterráneas, y se derivan de actuaciones tales como la extracción intensiva y sostenida de aguas subterráneas, la recarga artificial de acuíferos, la modificación

Tabla 2. Evaluación global del estado de los servicios de las aguas subterráneas en España y tendencias de evolución.

TIPO	SERVICIOS		ESTADO
ABASTECIMIENTO	Alimentos	Agricultura	↔
		Acuicultura	↔
		Recolección de plantas y frutos silvestres	↘
	Agua de buena calidad	Agua para todo uso	↘
	Materias primas de origen biológico	Turba/madera/leña	↓
	Materias primas de origen mineral	Sales y carbonatos	↘
		Agua mineral	↗
		Metales	↔
	Energías renovables	Energía hidráulica	↓
		Energía geotérmica	↑
	Medicinas naturales y principios activos		↑
REGULACIÓN	Regulación climática local y regional	Mantenimiento de vegetación	↘
		Almacenamiento de CO_2	↗
	Regulación hídrica	Aumento de la disponibilidad	↓
		Mejora de la calidad	↘
	Regulación morfosedimentaria		↘
	Formación y fertilidad del suelo		↘
	Regulación de las perturbaciones naturales		↘
CULTURALES	Conocimiento científico		↑
	Conocimiento ecológico local		↓
	Identidad cultural y sentido de pertenencia		↗
	Disfrute espiritual y religioso		↗
	Paisaje-Servicio estético		↗
	Actividades recreativas y ecoturismo		↑
	Educación ambiental		↑

LEYENDA

Estado de funcionalidad

- Alto
- Medio-Alto
- Medio-Bajo
- Bajo

Tendencia de evolución

- ↑ Mejora rápida
- ↗ Tiende a mejorar
- ↔ Se mantiene
- ↘ Tiende a empeorar
- ↓ Empeora rápido

Tabla 3. Principales impulsores de cambios en los servicios de las aguas subterráneas.

ECOSISTEMA	Explotación intensiva	Cambios de usos de suelo	Cambio climático	Contaminación	Manipulación del ciclo hídrico	Cambio en los ciclos biogeoquímicos
Aguas subterráneas	↑	↑	↗	↑	↑	↗

Intensidad de los impulsores

- Muy alto
- Alto
- Moderado
- Bajo

Tendencias de los impulsores

- ↑ Aumenta muy rápido el impacto
- ↗ Aumenta el impacto
- ↔ Se mantiene el impacto
- ↘ Disminuye el impacto

del trazado de la red de flujo superficial y el almacenamiento de agua superficial en embalses y presas.

v) El cambio climático. A pesar de la incertidumbre que aún existe sobre las previsiones de sus efectos en el área mediterránea, es necesario tener en cuenta algunas posibles situaciones que tendrían un efecto notable sobre los servicios de abastecimiento, regulación y culturales de las aguas subterráneas. El principal impacto previsible en la latitud de España es el descenso de los niveles piezométricos como consecuencia de la disminución de la recarga, lo que a su vez ocasionaría la reducción de la descarga a muchos manantiales así como de las descargas difusas a ríos, arroyos, humedales y costas, haciendo desaparecer esos ecosistemas y también bosques de vegetación freatofítica. También ocasionaría subsidencia e intrusión salina en muchos acuíferos.

Además, el aumento de la aridez induciría un incremento de la concentración en solutos de las aguas de lluvia, superficiales (antes de infiltrarse) y subterráneas (durante la infiltración), originando aguas subterráneas más salinas.

Adicionalmente, el cambio previsto en la regularidad e intensidad de los eventos lluviosos induciría cambios en la magnitud de los procesos de recarga y descarga así como también en la entrada de materia orgánica y contaminantes en los acuíferos.

vi) Cambios en los ciclos biogeoquímicos como consecuencia de la entrada en el agua subterránea de muchos productos (derivados de la actividad agrícola, urbana e industrial) por encima de la capacidad natural de la biota para degradarlos, fijarlos y reciclarlos. El servicio más afectado es el de provisión de agua de buena calidad para los distintos usos.

Análisis de sinergias entre los servicios de las aguas subterráneas

En el momento actual es difícil realizar un análisis detallado de los compromisos y sinergias entre los distintos tipos de servicios que proporcionan las aguas subterráneas, ya que sería necesario disponer de un marco conceptual aún no existente. Por ello lo realizado es un ensayo a nivel conceptual y en términos muy generales, considerando cuáles serían los posibles efectos que sobre los servicios de las aguas subterráneas producirían tres actuaciones concretas de gestión: una del agua, otra de un humedal y la tercera de la vegetación (Tabla 4):

i) En el caso de la recarga artificial a un acuífero costero con aguas residuales depuradas, los servicios que decrecerían serían principalmente los de regulación: disminución de regulación natural de la calidad del agua y ascenso de niveles piezométricos, disminuyendo la recarga. Los ganadores serían los usuarios con usos domésticos, industriales y agrícolas, mientras que los perdedores serían algunos usuarios, por ejemplo por problemas en las conducciones por cambios en la calidad del agua, y la población local, al disminuir la capacidad de infiltración y aumentar el riesgo de inundación.

ii) En un abastecimiento artificial a un humedal con aguas de origen distinto al original los servicios de las aguas subterráneas afectados serían también los de regulación. Probablemente el humedal se convierta en un foco de contaminación puntual, quizás afecte también al flujo de base de arroyos, manantiales u otros humedales situados aguas abajo y, además, disminuya la capacidad de infiltración del terreno. Los ganadores

serían tanto la población local como los ecosistemas locales y los situados aguas abajo por incremento de la cantidad de agua, mientras que los perdedores serían también la población local, por posibles inundaciones, pérdida de suelo fértil y/o problemas de contaminación.

iii) Por último, en el caso de eliminar la vegetación foránea y sustituirla por vegetación nativa con menos necesidades hídricas, nuevamente los servicios de las aguas subterráneas más afectados serían los de regulación, en relación tanto con la cantidad y calidad del agua subterránea como con el clima local. Los ganadores serían los usuarios del acuífero situados aguas abajo (población y ecosistemas asociados) al aumentar la disponibilidad del agua almacenada, mientras que los perdedores serán también la población local, por mayores oscilaciones térmicas y menor temperatura ambiente, así como otros posibles ecosistemas vinculados a la vegetación eliminada.

Tabla 4. Ejemplo de análisis de las sinergias entre distintos servicios que se derivan de actuaciones dirigidas a gestionar tres aspectos distintos.

DECISIÓN	OBJETIVO	GANADOR/ES	SERVICIOS QUE DECRECERÍAN	PERDEDORES
Recargar artificialmente un acuífero costero con aguas residuales depuradas	Mejorar la calidad del agua disponible en zonas de captación para abastecimiento, estabilizando la posición del frente salino	Usuarios (usos domésticos, industriales, agrícolas)	Regulación natural de la calidad del agua subterránea (la composición de la mezcla entre el agua inyectada y el agua salina dominará). Regulación de perturbaciones hídricas naturales (al elevar los niveles piezométricos disminuirá la capacidad natural de infiltración)	Usuarios: en algunos sectores del acuífero el agua se puede volver blanda o dura, ocasionando problemas en las conducciones. Población local: mayor riesgo de inundaciones al disminuir la capacidad de infiltración
Abastecer artificialmente, con aguas de origen no local, humedales que en estado natural dependían de las aguas subterráneas locales	Aumentar la recarga al acuífero. Mantener la funcionalidad de los humedales y sus servicios, principalmente los culturales, pero también otros	La población local (la infiltración supondrá un incremento de la cantidad de agua subterránea). Ecosistemas locales y otros ubicados aguas abajo y que dependen de las descargas de este acuífero.	Regulación natural de la cantidad y de la calidad del agua subterránea (es probable que los humedales sean foco de contaminación puntual). Quizás regulación del flujo de base de arroyos, manantiales y otros humedales dependientes del acuífero ubicados aguas abajo en la cuenca. Capacidad de regulación de la escorrentía local, pues la elevación de niveles bajo los humedales disminuirá la capacidad de infiltración del terreno	Población local: en caso de inundaciones y de pérdida de suelo fértil en tramos bajos de la cuenca por saturación del terreno al aumentar la descarga o aparecer zonas de descarga antes no existentes. Seres humanos y otros usuarios, en caso de contaminación del agua subterránea.
Eliminar vegetación foránea con alta demanda de agua de la zona de recarga de un acuífero, y sustituirla por vegetación nativa y con menos necesidades hídricas	Aumentar la recarga natural y la disponibilidad de agua almacenada	Usuarios del acuífero aguas abajo, tanto seres humanos como otros ecosistemas dependientes de las descargas naturales del acuífero	Regulación natural de la cantidad y la calidad: se verá modificada durante un tiempo que puede oscilar entre décadas y algún centenar de años, hasta alcanzar un nuevo equilibrio. Regulación del clima local: al disminuir la transpiración lo hará también la humedad ambiente y la regularidad térmica del aire.	Población local, como consecuencia de las modificaciones climáticas (mayores oscilaciones térmicas y menor humedad ambiente). Otros ecosistemas valiosos vinculados o incluso dependientes de la vegetación eliminada

Conclusiones

La valoración preliminar del estado cualitativo de funcionamiento de los servicios de las aguas subterráneas de España sugiere que muchos de los servicios básicos para el bienestar humano están deteriorados o se están deteriorando en amplias zonas de España como consecuencia de las múltiples presiones que afectan a la cantidad y la calidad del agua subterránea, aunque otros servicios están mejorando. Así, los servicios de abastecimiento han sido alterados significativamente en las últimas décadas debido a la explotación intensiva (principalmente para regadío), que ha hecho descender los niveles y, en muchos casos, empeorar la calidad del agua disponible.

Los servicios de regulación también han empeorado de manera global debido principalmente a dos causas: el manejo de los flujos del ciclo hídrico y los cambios de los usos del suelo, singularmente la conversión de terreno natural (agrícola o forestal) en terreno antropizado. El manejo de los flujos hídricos superficiales (extracciones para usos agrícolas, industriales y urbanos, encauzamientos, impermeabilizaciones, almacenamiento de grandes volúmenes en zonas puntuales, detrayendo caudales de otras zonas, drenaje de zonas encharcables y humedales, etc.) y subterráneos (extracciones) ha inducido la reducción de las descargas naturales de agua subterránea en muchos lugares, disminuyendo así la disponibilidad hídrica para la vegetación y la biota, incluyendo el ser humano. En muchas zonas la disponibilidad de agua subterránea solo es posible ya mediante extracción en pozos cada vez más profundos, lo que en bastantes casos hace inaccesible el agua por motivos económicos.

Los servicios culturales en general están mejorando; tal es el caso del conocimiento científico y la generación de oportunidades para la educación ambiental o para las actividades recreativas.

Se trata de una primera aproximación que debe ser revisada, completada y mejorada. Se ha realizado en base a información técnica y científica disponible y confiable, pero la información que ha resultado útil no es abundante, a veces no está fácilmente localizable, o resulta incompleta por ser su enfoque muy ajeno al de este contexto. En muchos aspectos la carencia de información para evaluar el estado de un servicio concreto se ha suplido con el conocimiento y la experiencia personal de los autores, que obviamente tienen carencias y pueden resultar sesgadas.

Agradecimientos

El trabajo es una síntesis del informe realizado por los dos primeros autores para la Fundación Biodiversidad en el marco del proyecto *Evaluación de los servicios de los ecosistemas del milenio en España* (proyecto Ecomilenio, 2009-2011). El proyecto Ecomilenio fue coordinado por el tercer autor, que es el responsable de la introducción de los primeros en el ámbito de las relaciones entre el medio natural y la sociedad.

Referencias

Bergkamp, G. y Cross, K. 2006. Groundwater and Ecosystem Services: towards their sustainable use. Proceedings of the International Symposium on Groundwater Sustainability (ISGWAS). Ed: Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 177-193.

Manzano, M. y Lambán, L.J. 2011. Acuíferos. En: Evaluación de los Servicios de los Ecosistemas del Milenio en España. Conservación de los Servicios de los Ecosistemas y de la Biodiversidad para el Bienestar Humano. Sección III, Evaluación de los tipos operativos de ecosistemas. Ed. Fundación Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente de España. Capítulo 12, 71 pp. Accesible en: http://www.ecomilenio.es.

MMA, 2007. Síntesis de los estudios generales de las Demarcaciones Hidrográficas en España. Programa AGUA. Dirección General del Agua. Subdirección General de Planificación y Uso Sostenible del Agua, Madrid, 76 pp.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington.

NRC. 2004. Valuing Ecosystem Services: Toward better environmental decision-making. Water Science and Technology Board, National Research Council. The National Academies Press. Washington, D.C.

OSE, 2010. Sostenibilidad en España 2010. Observatorio de la Sostenibilidad en España, 479 pp.

Ward, R.C. y Robinson, M. 1990. Principles of Hydrology. McGraw Hill Book Company, Londres.

El concepto de riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Un análisis de sus perspectivas y alcances

Hector E. Massone

Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario- FCEN-UNMdP. Funes 3350, 7600 Mar del Plata, Argentina.

Mail de contacto: hmassone@mdp.edu.ar

RESUMEN

El riesgo de contaminación del agua subterránea resulta de la combinación de la peligrosidad del proceso y el daño que él puede producir. A pesar de este concepto, aceptado globalmente, existen numerosas aproximaciones a su evaluación y diferentes desafíos en la metodología. El objetivo de este trabajo es discutir el marco teórico y evaluar aproximaciones metodológicas vinculadas a dicho riesgo, desde la perspectiva de la gestión ambiental del territorio especialmente en América Latina. Para ello se recurre a la propia experiencia de trabajo y a la bibliografía latinoamericana sobre el tema. Se concluye que los objetivos, recursos disponibles e información previa definirán para cada caso qué aproximación metodológica tomar y hasta dónde profundizarla. La evaluación del riesgo es un proceso complejo, en el cual se ponen a prueba calidad técnica, el equipo humano y la creatividad para enfrentar los problemas durante su ejecución.

Palabras clave: riesgo, contaminación, agua subterránea, gestión.

ABSTRACT

The risk of groundwater contamination resulting from the combination of the hazard of the process and the damage it can cause. Although this concept is globally accepted, there are numerous approaches to their evaluation and different challenges in the methodology. The aim of this paper is to discuss the theoretical and methodological approaches to assess the risk from the perspective of environmental land planning, especially in Latin America. This is done on the profesional experience and the Latin American literature on the subject. We conclude that the objectives, resources and background information for each case define what methodological approach to take and how far deep in. Risk assessment is a complex process, which are tested technical quality, the team and the creativity to face problems during its implementation.

Keywords: risk, contamination, groundwater, management

Introducción

En América Latina y el Caribe, el agua subterránea es un recurso vital que desempeña un papel estratégico cada vez más importante para el desarrollo sostenible. Este será más importante aún en los próximos años, a medida que la escasez de agua y el incremento de las fluctuaciones y la variabilidad climática se conviertan en preocupaciones mundiales significativas (Miletto, 2010).

Si bien el agua es un recurso natural esencial para la vida, también se puede verificar su caracterización como amenaza en dos aspectos esenciales: los fenómenos de inundación y los problemas potenciales a la salud a partir de la contaminación; así los conceptos de impacto y de riesgo están siempre presentes en esta dimensión de la relación Sociedad-Naturaleza (Massone y Martinez, 2008).

El objetivo de este trabajo es discutir el marco teórico y evaluar aproximaciones metodológicas vinculadas al proceso de evaluación del riesgo de contaminación de acuíferos desde la perspectiva de la gestión ambiental del territorio y con énfasis en América Latina.

Desarrollo

El concepto de riesgo se construye a partir de la interacción entre la peligrosidad o amenaza y el daño. La primera variable se define como la probabilidad (o posibilidad) de que ocurra, en determinado tiempo y espacio, un evento natural potencialmente dañino; es decir, constituye una variable propia del sistema natural o biofísico y es "externa" al sujeto bajo riesgo. El daño, implica una pérdida en vidas, salud, bienes, una afectación (directa o indirecta, tangible o intangible) y está en relación estrecha con la vulnerabilidad que la población expuesta tiene ante ese fenómeno. Gilbert White y sus colegas en los Estados Unidos fueron los primeros en postular en forma explícita que los desastres no son sinónimo de

las amenazas naturales. White expuso (sin utilizar exactamente esta misma terminología) que el riesgo a sufrir un desastre dependía no sólo de la magnitud de la amenaza natural como tal sino de la vulnerabilidad de la sociedad expuesta a la amenaza (Lavell, 1997). Por otra parte, ha sido ampliamente mostrado que la distribución de riesgos y daños involucra una desproporcionada cuota o severidad de pérdidas entre aquellos que ya están relativamente debilitados, empobrecidos u oprimidos. La vulnerabilidad diferencial de personas dentro de y entre sociedades surge, especialmente, de forzadas o no resueltas desventajas sociales (Hewitt, 1996).

El riesgo de contaminación del agua subterránea resulta, entonces, de la combinación de la peligrosidad que presenta ese proceso y el daño que él puede producir; a diferencia de otros procesos naturales, no se trata de un proceso recurrente (como el caso de las inundaciones, por ejemplo) sino que la mayoría de las veces responde a eventos que pueden ser puntuales o difusos, tanto en la variable tiempo como en el espacio o territorio. Es decir, podría ser considerado como un riesgo de tipo "inducido" o mixto antes que un riesgo natural propiamente dicho. El hecho de estar abordando un problema potencial en un determinado territorio, una posibilidad futura, nos enfrenta a tres aspectos esenciales ligados estrechamente al concepto de riesgo: dos ya mencionados, las variables temporal y espacial, y la incertidumbre.

En situaciones donde existe una importante cantidad de población que no es servida por agua de red, que a menudo también carece de sistemas de alcantarillado y que se abastece de perforaciones domiciliarias de diverso tipo, lograr una evaluación del riesgo de contaminación es esencial para la gestión ambiental del territorio, para las políticas públicas relacionadas con el agua y el saneamiento y para prevenir, evitar o minimizar problemas de salud. Existen al menos dos grandes grupos de aproximaciones para lograr esta meta: la primera es la de tipo "ecotoxicológico", línea más afín a lo cuantitativo, a lo probabilístico, que puede ser bien representada a partir de cuatro etapas (NCR,1994):

1) Identificación de la fuente del peligro
2) Evaluación de la exposición
3) Evaluación dosis – respuesta
4) Caracterización del riesgo

La segunda aproximación, que es la que se desarrollará en este trabajo, es la que podría denominarse como de tipo "territorial cualitativa"; metodológicamente utiliza al mapa como herramienta esencial de comunicación y de interpretación de resultados y se basa en 5 premisas:

1) evaluar la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación.
2) evaluar la carga contaminante (real o potencial, única o múltiple).
3) combinar las dos anteriores para evaluar la peligrosidad de contaminación
4) evaluar la vulnerabilidad de la población expuesta (como manera de aproximarnos al daño)
5) Combinar 3) y 4) a fin de evaluar el riesgo de contaminación.

Algunas consideraciones generales previas a discutir cada uno de estos pasos son las siguientes:

a) se puede observar el uso reiterado del término "evaluar" y esto tiene una importante connotación ya que evaluar implica poner valor, valorar y las valoraciones siempre tienen una carga importante de subjetividad; esta subjetividad puede surgir desde diferentes ángulos, es decir, puede vincularse con la disciplina en la que el evaluador es especialista o bien por su posición personal (filosófica, cultural) frente al problema en cuestión, o bien por directivas surgidas del objetivo del trabajo o de la disponibilidad de tiempo y/o medios económicos. En definitiva, el riesgo no se "mide", se evalúa: sí se miden indicadores o parámetros pero el resultado final surge de un proceso de evaluación ad-hoc. Por ello este tipo de trabajos debería ser desarrollado por un equipo de trabajo antes que por un único técnico.

b) el uso del mapa en todos los casos potencia la posibilidad de lograr una comunicación efectiva, especialmente entre los técnicos que generan esta información y los tomadores de decisión. Por otra parte permite utilizar las potencialidades que actualmente tienen los sistemas de información geográfica (SIG), especialmente para combinar y actualizar datos e información.

c) todo el proceso anterior está imbricado por posibles instancias de toma de decisión; es claro que contar con un mapa de vulnerabilidad del acuífero o bien de características socio-económicas de la población puede contribuir a la toma de decisiones pero también es claro que son las instancias de mayor incertidumbre (descartando por supuesto la instancia de toma

de decisión en ausencia total de información). La instancia a partir de un mapa de peligrosidad, nos reduce la incertidumbre ya que no solo tomamos en cuenta la vulnerabilidad del acuífero sino que la combinamos con la carga contaminante (real o potencial) atendiendo así a situaciones donde, por ejemplo, coinciden en la misma porción de territorio una vulnerabilidad del acuífero alta o muy alta con un uso del suelo implica carga contaminante muy baja o insignificante o viceversa. La toma de decisión en donde se contempla el riesgo de contaminación permite combinar los factores o procesos del medio físico con los del medio social (en tanto capacidad de respuesta de la sociedad), atendiendo así a situaciones de asimetría como la explicitada anteriormente.

d) un aspecto fundamental es definir la unidad territorial de análisis. Es decir, cuál será las unidades elementales en las que se fraccionará el territorio en estudio y sobre las cuales se ejecutará la evaluación. Las posibilidades son numerosas, dependiendo del objetivo que tenga el estudio, aunque una de las más utilizadas actualmente es la de celdas o grilla de diferente superficie, en un proceso de rasterización del territorio que hoy se realiza de manera automatizada; en cada una de esas celdas, entonces se ejecutará la evaluación; otra posibilidad es utilizar límites administrativos (por ejemplo radios censales utilizados para los censos nacionales de población y vivienda) o bien cuencas hidrográficas si el trabajo es de características regionales.

e) la preparación de mapas se basa en la asignación de etiquetas cualitativas (bajo, alto, etc.); éstas pueden ser 3 o 5 que es lo más usual. Utilizar 5 categorías implica algo más de precisión, ya que permite discriminar los extremos (alto y bajo) en dos niveles (alto y muy alto, bajo y muy bajo). La utilización de una u otra dependerá, entre otros aspectos, de la necesidad de distinguir en los extremos la peor o la mejor situación y de la disponibilidad de información que permita que esta discriminación tenga significado en la práctica. En todos los casos la categoría intermedia (denominada usualmente moderada) debería ser lo más restringida posible en su expresión territorial ya que es, sin duda, la más imprecisa. De la misma manera no debe olvidarse que la connotación explícita o implícita de rótulos como “muy bajo” pueden llevar al descuido y que rótulos como “alto” o “muy alto” tienden a ser restrictivos; el equilibrio entre necesidad de protección del recurso y necesidad de llevar a cabo actividades productivas en el territorio, es dinámico, inestable y en ocasiones muy difícil de conseguir.

1) Evaluación de la vulnerabilidad del acuífero

El concepto de vulnerabilidad del acuífero a la contaminación fue introducido en los ’60 por Margat (Margat, 1968); desde esos años hubo diversos intentos para poder establecer una metodología de evaluación de esa vulnerabilidad y su consecuente representación en un mapa, siendo desde mediados de los ´80 cuando éstas toman más ímpetu. Los métodos más ampliamente utilizados son los denominados de “rating” y de “sumas ponderadas” o bien “suma de conteos por puntos” (Vrba y Zaporocec, 1994). Dos de las pioneras son las metodologías denominadas DRASTIC (Aller et al., 1987) y GOD-GODS (Foster e Hirata, 1988; Foster et al., 2002). Desde aquellos años, se considera que resulta de central importancia para el desarrollo de estrategias de protección de acuíferos dimensionar y delimitar espacialmente áreas de diferente vulnerabilidad a la contaminación. Vrba y Zaporocec (1994) definen a la vulnerabilidad como una propiedad intrínseca del sistema de agua subterránea que depende de la sensibilidad del mismo a los impactos humanos y/o naturales. En los últimos 20 años se han generado otras metodologías, con distintas aplicaciones específicas largamente analizadas y testeadas en diferentes ámbitos (Auge, 2004). Obviamente, la elección definitiva de la metodología a adoptar en un determinado trabajo dependerá del objetivo del mismo y, esencialmente, de la disponibilidad y tipos de datos que se tienen. Numerosos son los trabajos que han usado diferentes escalas y diferentes fuentes de información de base en la aplicación de estas metodologías (Segura et al., 2005). O bien incorporando el uso del suelo (Secunda et al., 1998) o para adaptarlo a zonas urbanas (Coello et al., 2002), aplicado a acuíferos transfronterizos (Ertel et al.,2012), o bien a zonas litorales marinas (González et al., 2012); también métodos adaptados a acuíferos cársticos o a otras situaciones específicas (Márquez et al., 2006); son frecuentes, además, los trabajos de comparación entre metodologías, por ejemplo Albouy y Bonorino (1998), Espinoza y Ramírez (2002), Montaño Xavier et al. (2003), Valcarce y Rodriguez (2004), Olarte et al. (2012), entre otros. Algunos problemas de los métodos de estimación de la vulnerabilidad radican en la dificultad para el chequeo y modelización del proceso de contaminación en un sistema complejo como es el acuífero, lo que obstaculiza, en gran parte, la

posibilidad de elaboración y calibración de los métodos (Vías et. al., 2003); tras la aplicación y análisis de distintos métodos consensuados de evaluación de la vulnerabilidad, observaron el problema de la utilización frecuente de variables redundantes, lo que repercute en una reducción de la variabilidad potencial de los resultados y en la obtención de mapas muy homogéneos. Otro problema frecuente es la homogeneidad territorial en el resultado de la evaluación (por ejemplo un 85% del territorio en estudio bajo la misma categoría) lo que no permite discriminar áreas de diferente vulnerabilidad por lo que resulta de poca utilidad para la toma de decisiones; en muchos casos, para agravar aún más esto, la categoría predominante es la "moderada" que a todas luces resulta la de mayor incertidumbre en cuanto a su interpretación (Fig. 1); esto ha llevado a indagar en otros procedimientos para determinar, a partir de la serie de datos, clases de vulnerabilidad mediante el uso de cuartiles, cortes naturales, varianza y otros (Fig. 1), (Massone et al., 2007), o bien mediante la sustitución del concepto de clases de vulnerabilidad por el de prioridades de intervención (Massone et al., 2010).

Otro aspecto de discusión muy interesante es el planteado por la conveniencia de elaborar mapas de vulnerabilidad intrínseca (una vulnerabilidad genérica dada por la conformación geomorfológica del acuífero a la que se pueden sumar aspectos climáticos, parámetros hidráulicos, etc.; es la clásica evaluación de vulnerabilidad) o específica (aquella vulnerabilidad referida a un determinado contaminante o grupo de contaminantes). Es cierto que el acuífero puede resultar muy vulnerable a algún tipo de contaminantes y menos vulnerable a otro, pero también es cierto que si se debe elaborar un set de mapas de vulnerabilidad para todos los contaminantes posibles, su utilidad como herramienta de toma de decisiones disminuye notablemente. Por ello, se prefiere (a menos que haya una indicación muy específica) trabajar con la vulnerabilidad intrínseca.

2) Evaluación de la carga contaminante

Resulta muy práctico y razonable vincular de manera directa la carga contaminante con el uso del suelo; salvo que el objetivo del trabajo sea muy específico y referido a una carga contaminante en particular, un relevamiento del uso del suelo en el territorio bajo estudio puede aportar mucho a la identificación de cargas contaminantes (al menos potenciales). Zaporocec (2004) indica que existen 3 fases en este trabajo; el diseño del inventario (qué, cómo, cuándo, dónde relevar), su implementación (por métodos indirectos y directos) y la evaluación y análisis de los resultados que conduce a la elaboración definitiva del mapa de uso del suelo. En este sentido, metodologías de relevamiento de uso del suelo a través de teledetección, como CORINE Land Cover han resultado ser de mucha utilidad, en especial por su desarrollo a diferentes niveles de detalle (Massone et al., 2011). En la Fig. 2, se muestra, para un área piloto (Cuenca del Arroyo Pantanoso, Prov. de Buenos Aires), la identificación de usos del suelo a nivel 3 de CORINE Land Cover.

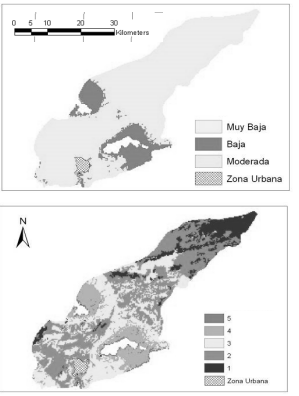


Figura 1. Mapas de vulnerabilidad del acuífero; a: metodología DRASTIC, clasificado por intervalos iguales; b: DRASTIC reclasificado por cortes naturales. Tomado de Massone et al., 2007.

La asignación de carga contaminante a cada uso puede realizarse de muy variadas maneras, tal como presenta Hirata (2002). Por ejemplo, Zaporocec (2004) propone un modo expeditivo de asignar, a cada uso del suelo, un valor de carga contaminante en tres categorías: alta, moderada, baja. El método POSH (*Pollutant Origin Hydraulic Surcharge*) creado por Foster e Hirata (1988) y revisado por Foster et al. (2002) y resulta de la interacción entre el tipo de actividad que se realiza y las características de la carga contaminante. Foster et al. (2002) además, definen cuatro atributos a evaluar: clase (combinación de degradación y retardo); intensidad (combinación de proporción de la recarga afectada y concentración relativa del contaminante; modo de disposición (combinación entre profundidad de la descarga y carga hidráulica) y finalmente, duración

(combinación de probabilidad de descarga del contaminante al subsuelo y tiempo de descarga) dentro de cada uno de estos 4 atributos de realiza una valoración que oscila entre 0 y 1 (peor situación); el producto de los 4 valores obtenidos en cada unidad territorial de análisis también variará entre 0 y 1 y será el índice de carga contaminante que le corresponde. Rueda y Angel (2004) retoman esta metodología y proponen, además un peso para cada uno de los cuatro atributos, resultando un "índice de carga contaminante" que se obtiene a partir de la suma ponderada de los 4 atributos.

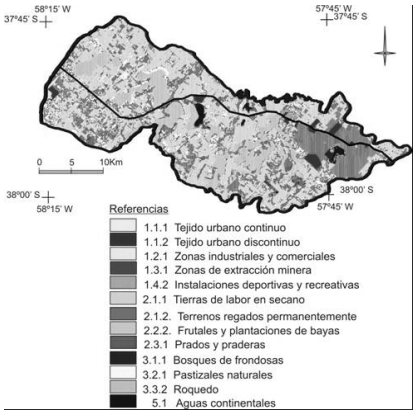


Figura 2. Usos del suelo a nivel 3. Tomado de Massone et al., 2011

Este método también fue utilizado por Gaviria Saldarriaga et al. (2011). Zaporocec (2004) retoma estos cuatro atributos y los combina en dos matrices (matriz de transporte del contaminante y matriz de intensidad de contaminación) a las que combina mutuamente a fin de obtener una matriz final de carga contaminante potencial en tres categorías (alta, moderada, baja). También la posibilidad de desarrollar aproximaciones ad-hoc está abierta y frecuentemente resulta de utilidad. En definitiva se obtendrá un mapa de carga contaminante cuya valoración es usualmente en 3 o 5 categorías (3 categorías, Fig. 3b).

3) Evaluación de la peligrosidad de contaminación

Como ya se ha expresado, la peligrosidad de contaminación (Fig. 3c) surge de la combinación de la vulnerabilidad del acuífero (Fig. 3a) y la carga contaminante (Fig. 3b). Es decir se trata de resolver la matriz vulnerabilidad (V.)-carga contaminante (C.), Esta combinación puede realizarse de manera totalmente cualitativa definiendo qué categoría corresponde a cada una de las interacciones a través de consulta con expertos (por ejemplo, método Delphi), o bien de manera algo más cuantitativa asignando un valor numérico a cada categoría (usualmente entre 1 y 5, donde siempre el valor más alto debe indicar la peor situación) y efectuando el producto o la suma entre los valores de vulnerabilidad y los de carga contaminante. En el caso de utilizar producto, obviamente, el rango de valores de resultados que se obtendrán será más amplio que si se emplea la suma.

Así, considerando otro ejemplo, podrían asignarse 5 categorías desde muy bajo a muy alto con un valor de 1 a 5 respectivamente y usar el producto para obtener la matriz de peligrosidad. Luego, el rango de valores de resultados es discretizado en 3 o 5 categorías de peligrosidad, asignándole a cada una la etiqueta cualitativa correspondiente; por último, y en general en entorno SIG, se asigna en el mapa final a cada unidad espacial de análisis el valor obtenido. Aproximaciones de este tipo han sido utilizadas por D´Elia et al. (2008), Sagua et al. (2009), Pagliano y Guallini (2012), entre otros.

4) Evaluación de vulnerabilidad de la población expuesta

Como ya se ha comentado, evaluar cuán susceptible resulta la población expuesta resulta una manera indirecta pero eficaz de aproximarse al daño.. Los procesos que hacen a la población más o menos vulnerable son en gran medida iguales a aquellos que generan diferencias en riqueza, control sobre los recursos y poder, tanto nacional como internacionalmente. El concepto de vulnerabilidad es un medio para traducir cotidianos de segregación económica y política de la población en una identificación más específica de aquellos que estarían expuestos al riesgo en ambientes expuestos a amenazas.
Así, la cuestión se centra en qué variables utilizar para lograr una evaluación de la vulnerabilidad social. Las posibilidades son muchas y dependerán tanto de la realidad socioeconómica del lugar como de la disponibilidad de información. Una alternativa planteada por Massone y Sagua (2005) es generar un índice "vulnerabilidad contextual", genérico, cuyas variables son: a) hogares numerosos. b) Viviendas buenas c) densidad de población y d) tasa media de crecimiento anual intercensal; y un índice de "vulnerabilidad específica", referido a la contaminación por

nitratos, cuyas variables son: a) nivel educativo alcanzado por el jefe de hogar; b) cantidad de niños de 0 a 4 años c) la provisión domiciliaria de agua de red y d) la conexión de sanitarios a red pública. Sagua et al. (2009) hacen un revisión de estas variables, reduciendo su número (Fig. 4).

Gaviria Saldarriaga et al. (2011) proponen la construcción de un índice de vulnerabilidad humana a partir de 3 grupos de variables: a) Exposición: aportada por la densidad poblacional; b) Fragilidad socioeconómica: integrada por la cobertura de servicio de acueducto, el nivel educativo, el nivel de ingresos, la cobertura de atención en salud y la cultura ancestral, y c) Falta de resiliencia: definida a partir de la presencia de: programas de ordenamiento territorial y saneamiento; de ecuación ambiental; de prevención y atención de emergencias; existencia de fuentes alternas de abastecimiento; por último, de organizaciones sociales.

Othax (2009), propone un "Indice de Vulnerabilidad Socioeconómica" integrado por variables relacionadas con educación, salud e ingresos económicos

5) Evaluación del riesgo de contaminación

El paso final en este proceso es combinar la peligrosidad con la vulnerabilidad de la población expuesta para obtener el mapa de riesgo de contaminación. De la misma manera que se explicitó con la peligrosidad, las maneras de hacerlo son variadas. En la línea territorial cualitativa, seguida de este trabajo, la construcción de una tabla Peligrosidad – Vulnerabilidad Social es considerada factible. En el mapa que se muestra como ejemplo (Fig. 5) ha sido posible asignar al territorio 5 categorías de riesgo; pueden observarse, además, las diferencias espaciales existentes en la asignación de categorías: si la toma de decisiones fuera a partir únicamente del mapa de vulnerabilidad del acuífero, todo el sector sur y sudeste del área de estudio, por ejemplo, quedaría con escasa relevancia; sin embargo, exactamente lo contrario sucede al considerar el mapa de riesgo (Fig.5). Con este análisis comparativo puede apreciarse cómo un área que desde la óptica de la vulnerabilidad del acuífero aparece como sin mayores compromisos en lo relativo a contaminación del agua subterránea, desde la perspectiva del riesgo de contaminación es sin duda relevante.

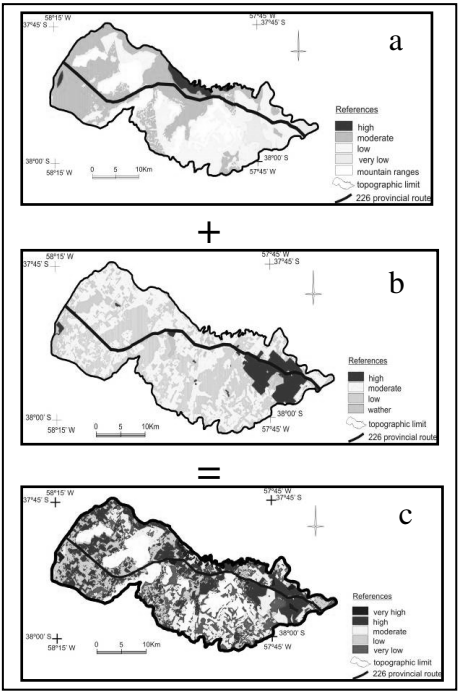


Figura 3. Obtención del mapa de peligrosidad de contaminación. a: vulnerabilidad del acuífero (método DRASTIC), b: carga contaminante potencial (método POSH), c: mapa de peligrosidad de contaminación. Tomado de Sagua et al (2009).

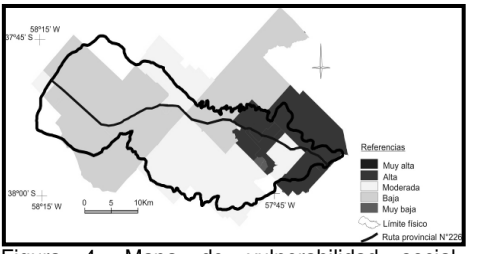


Figura 4. Mapa de vulnerabilidad social. Tomado de Sagua et al (2009)

Conclusiones

El proceso de construcción del riesgo de contaminación de aguas subterráneas mostrado en este trabajo no es el único ni el mejor; es una alternativa que ha demostrado utilidad en especial a la hora de realizar trabajos vinculados a la gestión ambiental del territorio. Los objetivos, recursos disponibles e

información previa definirán, sin duda, y para cada caso qué aproximación tomar y hasta dónde profundizarla. Como reflexión final vale mencionar que realizando este tipo de trabajos estamos generando, de alguna manera, herramientas predictivas; es decir, estamos construyendo un modelo simplificado de la realidad; si se pretende que esta construcción sea aceptable, no debe olvidarse que es imprescindible (como en cualquier actividad de modelación) contar con un modelo conceptual del sistema en estudio lo más acabado posible. Y no se trata solo del modelo físico o hidrogeológico, sino también del modelo socioeconómico. Todo estos hace de la evaluación del riesgo un proceso complejo, un desafío en el cual se ponen a prueba calidad técnica, el equipo humano y la creatividad para enfrentar los problemas que surjan durante su ejecución.

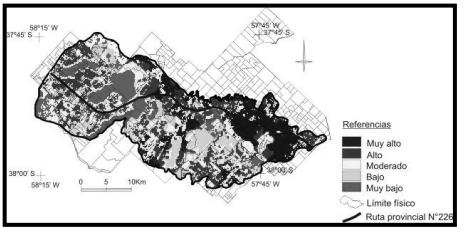


Figura 5. Mapa final de riesgo de contaminación del acuífero. Tomado de Sagua et al. (2009)

Referencias

Aller, L., Bennett, T., Lehr, J. and Petty, R.1985. "DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution". Doc. EPA/600/2-85/018, 157 pp.

Albouy, R. y Bonorino, A.G.1998. "Vulnerabilidad a la contaminación del acuífero periserrano en la cuenca del Rio Sauce Chico, provincia de Buenos Aires, Argentina". *IV Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea*, Actas 2: 741-748. Montevideo, Uruguay.

Auge, M. 2004. Vulnerabilidad de Acuíferos. Conceptos y Métodos. E-book¸ Red Iris.

Coello, X. y Galárraga, R. 2002. "Metodologías para el análisis de vulnerabilidad de acuíferos en medios urbanos. El caso de Quito, Ecuador". *Procc. IAH Congress*, Mar del Plata, Argentina.

D´Elia M., Paris M., Perez M., Tujchneider O., Pusineri G. y Gualini, S. 2008. Peligro de contaminación de las aguas subterráneas en la gestión integrada de los recursos hídricos en Santa Fe, Argentina. *IIº Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua*. Actas, Córdoba, Argentina.

Ertel, T., Lobler, C., y Silvéiro da Silva, J. 2012. "Vulnerabilidade natural das águas subterrâneas no município de Rosário Do Sul com uso do método GOD". *XI Congreso Latinoamericano de Hidrogeología*. Actas, Cartagena de Indias, Colombia.

Espinoza, C. y Ramírez J. 2002. Análisis comparativo de técnicas de evaluación de vulnerabilidad de acuíferos. Aplicación a la zona norte de la ciudad de Santiago. *XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, Cancún México,

Foster, S. e Hirata, R. 1988. Determinación del riesgo de contaminación en aguas subterráneas. CEPIS, Lima, 80 pp.

Foster S., Hirata R., Gomes D., D`Elia M. y Paris, M. 2002. Protección de la calidad del agua subterránea. Guía para empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales. Banco Mundial. Washington.

Gaviria Saldarriaga, J.., Betancur Vargas T. y Massone, H. 2011. El riesgo a la contaminación de las aguas subterráneas; una interacción entre el peligro y la vulnerabilidad humana. *V Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de la Hidrología Subterránea*. Actas: 156-164. Salta, Argentina.

González, L., Montaño, J. y Collazo, P. 2012. Estudio de la vulnerabilidad del sistema acuífero Chuy en el Balneario La Paloma, Departamento de Rocha, Uruguay. *XI Congreso Latinoamericano de Hidrogeología*. Actas, Cartagena de Indias.

Hewitt, K. 1996. Daños ocultos y riesgos encubiertos: haciendo visible el espacio social de los desastres. *Desastres: modelo para armar*. Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina, 29 pp.

Hirata, R. 2002. Carga contaminante y peligros a las aguas subterráneas. *Revista Latino-Americana de Hidrogeologia*, n.2, p. 81-90,

Lavell, A. (comp.). 1997. Viviendo en riesgo: Comunidades vulnerables y prevención de desastres en América Latina. *Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina.*

Margat, J. 1968. Groundwater vulnerability to contamination. Publication 68, BRGM, Orleans, France.

Márquez, W., Fernández, N. y Cerón, W. 2006. Vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas en la Parroquia Coquivacoa del Municipio Maracaibo-Estado

Zulia. *Revista Técnica de Ingeniería*, Univ. Zulia v.29 n.2 Maracaibo, Venezuela

Massone, H. y Sagua, W. 2005. La Integración de la Vulnerabilidad Social en la Evaluación del Riesgo de Contaminación de Acuíferos. *IV Congreso Argentino de Hidrogeología.* Actas, 201-210. Rio Cuarto, Cordoba.

Massone, H.; Quiroz Londoño, M.; Tomas, M. y Ferrante, A. 2007. Evaluación de la vulnerabilidad de acuíferos en cuencas de llanura periserranas. Estudio de caso, Balcarce, Provincia de Buenos Aires. *V Congreso Argentino de Hidrogeología*. Actas, 149-158. Parana, Argentina.

Massone, H. y Martinez, D. 2008. Consideraciones metodológicas acerca del proceso de gestión del impacto y riesgo de contaminación de acuíferos. Publicación especial, *Revista Ingenierias*, Universidad de Medellín, Vol. 7 Núm. 12, 9-22. Colombia.

Massone, H., Quiroz Londoño, M. y Martinez, D. 2010. "Enhanced groundwater vulnerability assessment in geological homogeneous areas: a case study from the Argentine Pampas". *Hydrogeology Journal*, Springer, Vol 18, Num 2, 371-380.

Massone, H., Sagua, M., Tomas, M., Zelaya, K., Betancur, T., Romanelli, A. y Lima, L. 2011. "El uso de CORINE Land Cover en la identificación de actividades potencialmente contaminantes del agua subterránea. Análisis preliminar en el área Mar del Plata-Balcarce (Argentina)". *Revista ASAGAI*, núm. 27, 49-56. ISSN 1851-7838

Miletto, M. 2010. Institutional Capacity Development on Water Management", *Proceedings of the IFAT Seminar on Water Supply and Sanitation* – Munich, Germany.

Montaño Xavier, J., Gagliardi, S., Vidal, H. y Montaño, M. 2003. Evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero Mercedes en el área metropolitana de la ciudad de Paysandú - comparación de los métodos GOD y DRASTIC. *III Congreso Argentino de Hidrogeología.* Actas.

NRC, 1994. Science and Judgement in Risk Assessment. *National Research Council. National Academic Press*, Washington DC., 672 p.

Olarte, Y., Peña, F. y Cotrina, G. 2012. Vulnerabilidad de acuíferos en los valles de Cinto e Ite. *Documento INGEMMET*, Peru.

Otahx, N. 2009. Evaluación de los análisis de riesgo sanitario como herramienta de gestión de los recursos hídricos. Tesis de Maestría en Gestión Ambiental del Desarrollo urbano, UNMdP-Argentina.

Pagliano, M. y Gualini, S. 2012. Evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea y de fuentes de abastecimiento en la ciudad de Santa Fe. *IFRH, INA, Argentina*

Rueda, O. y Angel, J. 2004. Propuesta metodológica preliminar para calificar la carga contaminante al subsuelo en un acuífero libre. *IV seminario-taller: protección de acuíferos frente a la contaminación: protección de la calidad del agua.*

Sagua, M., Massone, H., Tomás, M., Lima, L. Y Romanelli, A. 2009. Social Vulnerability in the Risk Assessment of Groundwater Contamination in Peri-rban interface Areas. Mar del Plata-Balcarce Corridor. República Argentina. Procc.*TIES2010*, Venezuela.

Secunda S, Collin M, Molloul A.1998. Groundwater vulnerability assessment using a composite model combining DRASTIC with extensive agricultural land use in Israel's Sharon region. *Journal Environmntal Management* 54:39–57

Segura, L.; Saracho, M. y Moyano, P. 2005. "Hidroquímica y vulnerabilidad de los acuíferos de la Ciudad de Catamarca". Actas del *IV Congreso Argentino de Hidrogeología*, I 139-149.

Valcarce Ortega, R. y Rodriguez Miranda, M. 2004. Vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas en los acuíferos cubanos. *IV Seminario-taller: protección de acuíferos.* Lima, Perú.

Vrba J. and Zaporozec, A. 1994. *Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability.* International Association of Hydrogeologists. Vol. 16. ISBN 3-922705-97-9.

Vías Martínez, J. M., Perles Roselló, M. J. y Andreo Navarro, B. 2003: "Aplicación de un análisis cluster para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos", *GeoFocus* nº 3, 199-215.

Zaporozec,A.(Ed.).2004.*Groundwater contamination inventory* UNESCO IHP-VI, *Series on Groundwater* No. 2, CD-ROM

Datación de agua subterránea en el Acuífero Pampeano del sudeste bonaerense y su significado ambiental

Daniel E. Martínez[(1,2)], Orlando M. Quiroz Londoño[(1,2)], Melisa Glok Galli[(1,2)], Sebastián Grondona[(1,2)], Héctor E. Massone[(1)]

[1]Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, U.N de Mar del Plata. Dean Funes 3350. CC 722 (7600) Mar del Plata. TE 0223 4754060.
[2]Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras. CONICET-UNMDP. Dean Funes 3350, (7600) Mar del Plata.

Mail de contacto: demarti@mdp.edu.ar

RESUMEN

El acuífero Pampeano abarca una gran extensión y es un recurso de agua de extrema importancia. La determinación del tiempo de residencia o edad aparente del agua es una herramienta moderna de gran utilidad. Si bien se asume que el mismo es portador de aguas jóvenes, el estudio de los tiempos de residencia es poco conocido. Diferentes técnicas de datación de aguas jóvenes se aplican en la provincia de Buenos Aires. Las edades aparentes determinadas con CFCs y la relación $^{3}H/^{3}He$ dan tiempos de tránsito de entre 8 y más de 50 años, evidenciando la mezcla de aguas modernas y antiguas. Aplicado a la gestión del recurso, estas edades definirían algunos sectores de vulnerabilidad alta y otros en donde la calidad no es afectada antrópicamente de manera directa, pero sí por el tiempo de contacto agua-matriz del acuífero. Las tasas de renovación hacia niveles profundos contribuyen a definir una mayor peligrosidad de sobreexplotación.
Palabras clave: edad del agua, acuífero Pampeano, trazadores ambientales.

ABSTRACT

The Pampeano Aquifer covers extented areas representing a water resource of great importance. The estimation of residence time or water aparent age is a modern and usefull tool. Even though it is assumed to contain young waters, residence times are not well known. Different tracer techniques used for young waters are applied in Buenos Aires Province. Aooarent ages obtained from CFCs and $^{3}H/^{3}He$ result in transit times between 8 and 50 years, showing the mixing of young and olg groundwater. In the context of water resources management, these ages would define high aquifer vulnerability in some areas, while in other sectors water quality is not directly affected by antropogenic activities but it could be affected by large water-rock interaction times. Water renewal rates through deeper levels imply over-exploitation risks.
Keywords: water age, Pampeano Aquifer, environmental tracers

Introducción

La edad del agua en un acuífero se define como el tiempo transcurrido desde su aislamiento de la atmósfera hasta que la misma se descarga naturalmente o es captada en una perforación, lo que es equivalente al tiempo de la recarga (Plummer y Busenberg, 2006). El tiempo medio de residencia es el tiempo de tránsito promedio integrado de las líneas de flujo captadas, y expresa la relación entre el volumen total de agua en un acuífero y el caudal de descarga del sistema.

El término “agua joven” se usa en general para el agua recargada aproximadamente en los últimos 50 años, una escala de tiempo definida por un pequeño número de trazadores que indican, en general, que el agua ha sido potencialmente impactada por contaminación antropogénica (Plummer, 2005). Entre las técnicas de datación de aguas jóvenes se reconocen tres grupos: 1) medición de la actividad de un radionucleido individual de origen atmosférico como ^{3}H, ^{85}Kr, ^{39}Ar; 2) el método de $^{3}H/^{3}He$, medición del isótopo padre y su hija; 3) métodos basados en la medición de gases atmosféricos de origen antropogénico, tales como los gases cloroflurocarbonados (CFCs) y el hexafluoruro de azufre (SF_6). Una fracción joven de una muestra de agua contiene una concentración detectable de alguno de esos trazadores. En general, se define como “moderna” al agua recargada con posterioridad a 1940, o mezclas con una fracción post-1940, y que contiene concentraciones detectables de ^{3}H, CFCs o una actividad de ^{14}C mayor de 100 pMC; u otras sustancias de origen

antropogénico tales como ^{36}Cl, ^{85}Kr, SF_6, pesticidas o compuestos orgánicos volátiles.

La edad del agua tiene importantes implicancias desde el punto de vista de la gestión del recurso. La explotación del agua que no se recarga es denominada "minería del agua". Por otro lado, el agua que es parte del ciclo hidrológico moderno es constantemente renovada y su explotación es potencialmente sustentable.. Aguas de flujo regional pueden ser mezclas de aguas jóvenes y viejas, pero la presencia de un componente joven, aun si es minoritario, es muy importante porque indica la conexión hidráulica con un sistema activo. En estos casos, el incremento de la explotación puede aumentar la proporción de la contribución de agua moderna (Clark y Fritz, 1997). Por otra parte, el flujo de base de los cursos de agua superficial proviene en general de acuíferos someros no confinados, conteniendo aguas de una edad menor de 50 años en profundidades de entre 10 y 100 m (Seiler y Lindner, 1995).Esto remarca la importancia de las aguas jóvenes en la sustentabilidad de sistemas hídricos superficiales.

Además, el tiempo de tránsito tiene implicancia cualitativa en la hidroquímica de un sistema acuífero, partiendo de principios básicos tales como que la solubilidad de los minerales está en función directa con el mayor tiempo de contacto agua-roca. Existen otros aspectos cualitativos también vinculados con las aguas jóvenes, como lo es la carga de contaminantes antropogénicos.

A pesar de estas importantes aplicaciones e implicancias ambientales de las aguas modernas, las dataciones de aguas de este tipo son poco frecuentes en nuestro país, y más aún su empleo en la gestión. El acuífero Pampeano es uno de los de mayor importancia en Argentina. (Sala, 1975). Está constituido por sedimentos limo-loessoides que abarcan una superficie del orden de los 1.500.000 km^2. Su amplia extensión areal y la calidad de sus aguas lo hacen el sustento de un 60% del PBI nacional (Schulz y Castro, 2003), especialmente por la actividad agrícola-ganadera que soporta. No obstante, los antecedentes de dataciones en el mismo son escasos, pudiendo mencionarse a Panarello et al. (1995).

La importante tarea desarrollada en el Instituto Nacional de Geocronología y Geología Isotópica (INGEIS), integrando la Global Network of Isotopes in Pecipitation (GNIP), ha sentado las bases para poder datar las aguas jóvenes en el país. se encuentran . La misma es expuesta, entre otros, en los trabajos de Panarello y Albero (1983), Panarello y Parica (1984) y Dapeña y Panarello (1999, 2004), mediante las determinaciones de tritio, uno de los trazadores más utilizados en la datación de aguas jóvenes. Éstas constituyen la función de entrada de dicho isótopo en la zona pampeana. Una serie de alrededor de 200 mediciones de ^3H en muestras de precipitación, colectadas en la Ciudad Universitaria de Buenos Aires y analizadas por el INGEIS, puede encontrarse en la base de datos de GNIP. Determinaciones de este isótopo en el agua subterránea del acuífero Pampeano fueron reportadas, entre otros, por Levin et al. (1988) y Panarello et al. (1993) en la zona costera de Buenos Aires con valores entre 0,0 UT y 10,3 UT; Panarello et al. (1995) en La Plata, entre <0.7 UT y 2.6 UT; y por Silva Busso y Santa Cruz (2005) en la zona de Escobar (Bs. As.), y con valores entre 5,7 y 6,6 UT.

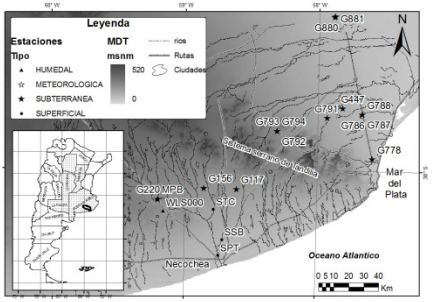


Figura 1. Ubicación de los puntos de muestreo.

Si bien en los antecedentes mencionados no se efectúan cálculos de fecha de recarga, es decir, tiempo de residencia o edad del agua; la determinación de tritio, en algunos casos en varias unidades litológicas, confirmaría que las aguas del acuífero Pampeano son aguas jóvenes. Esto puede en realidad deducirse del modelo conceptual del sistema hidrológico, en el cual el acuífero libre de gran extensión se recarga en toda su superficie por la infiltración de agua de lluvia. Como se ha expuesto en los párrafos anteriores, la determinación de la presencia de aguas jóvenes, ya de por sí es una herramienta de importancia en la gestión del recurso hídrico. Sin embargo, otras aplicaciones más concretas de la determinación de la edad del agua, tales como la tasa de recarga, por ejemplo, requieren de una determinación cuantitativa del tiempo de residencia o edad del agua. Algunos trabajos previos en la temática han sido publicados por Martínez et al. (2009, 2010).

En este trabajo se aplican diferentes técnicas de datación con trazadores en aguas

subterráneas y superficiales, en sectores del sudeste de la llanura pampeana bonaerense, en las cuencas del río Quequén Grande, de la laguna Mar Chiquita y del Río Salado (Fig. 1). El objetivo del mismo, es dar un orden de magnitud de edades de aguas jóvenes en el acuífero Pampeano, y a la vez, evaluar la aplicación de varios de los diferentes métodos disponibles.

Materiales y métodos

De los métodos disponibles para la datación de aguas jóvenes, en este trabajo se utilizan los siguientes: la determinación de ^3H y su uso en términos relativos, sin poder especificar de manera precisa edades; la determinación de las concentraciones de CFCs en aguas; y la obtención de la edad a partir de muestreo de gases nobles y de la determinación del ^3He de origen tritigénico ($^3He_{tri}$) para la aplicación de la relación $^3H/^3He$.

El $^3He_{tri}$ proviene de la desintegración radiactiva del ^3H, según la ecuación:

$$^3H \rightarrow {}^3He + \beta \qquad (1)$$

Según el tiempo de decaimiento, el tiempo transcurrido puede determinarse a partir de la ecuación:

$$C = C_0 e^{-\lambda t} \qquad (2)$$

donde C es la concentración de ^3H medida en el agua, C_0 es la concentración inicial en la recarga y λ la constante de decaimiento. La concentración de ^3H en la atmósfera alcanzó un máximo muy fuerte en los años 60 como consecuencia de ensayos nucleares, lo que constituye una señal interesante para la determinación de edades. Aguas con valores de tritio próximos a cero se interpretan como recargadas con anterioridad a 1960.

La aplicación de la ecuación (2) requiere conocer C_0, es decir, la función de entrada de ^3H, lo cual es sumamente difícil en muchas localidades debido a la carencia de registros históricos de ^3H en la precipitación. Por ese motivo y según se desprende de la ecuación (2), es posible obtener la edad del agua midiendo la hija del proceso de desintegración, el ^3He, lográndose entonces recalcular el ^3H inicial y obtener la edad aparente a partir de la ecuación (Maloszweski y Zuber, 1982):

$$T = \lambda^{-1} \ln(^3He_{trit}/^3H + 1) \qquad (3)$$

donde $^3He_{trit}$ es el ^3He de origen tritigénico, o sea, el debido a la desintegración del ^3H. También existe un aporte de ^3He atmosférico y litogénico (de rocas del manto) que debe ser corregido, para lo cual se utilizan las mediciones de ^{20}Ne y la razón $^4He/^{20}Ne$ en el primer caso, y la razón $^3He/^4He$ para el de origen litogénico (Heilweil et al., 2009).

Estos métodos no se aplican de manera sistemática en la presente contribución, sino que se realiza una compilación de diferentes resultados en distintos lugares (Fig. 1). En la cuenca del río Quequén Grande, en la llanura interserrana bonaerense, se cuenta con mediciones de ^3H y de concentraciones de CFCs en tres pozos de agua subterránea, tres muestras de agua superficial, (una en el curso principal y dos en tributarios, en condiciones de flujo base), y una muestra en un manantial. En la cuenca de la laguna Mar Chiquita, se analiza la información de dataciones con CFCs y $^3H/^3He$ a tres profundidades diferentes en piezómetros multinivel (Fig. 2), localizados en INTA Balcarce (al noroeste de la ciudad de Balcarce) y en la localidad de Vivoratá (Fig. 1). Se determinaron CFCs, ^3H y $^3H/^3He$; contándose con determinaciones de gases cloroflurocarbonados para cuatro muestras tomadas en molinos. En la cuenca del Salado, se determinó ^3H y la edad según $^3H/^3He$ a dos profundidades diferentes en un piezómetro multinivel (Fig. 2).

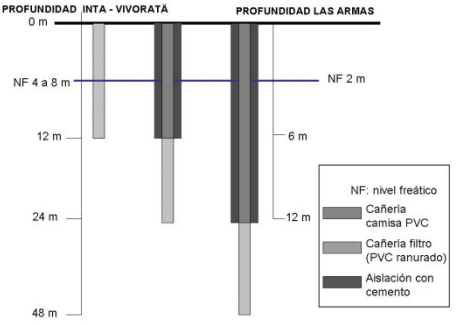


Figura 2. Diseño de los pìezómetros multinivel utilizados.

Las bases conceptuales de las dataciones con ^3H pueden encontrarse en Clark y Fritz (1997). La determinación de edades con CFCs puede verse detalladamente en Cook y Solomon (1997), mientras que para el uso de gases nobles, en especial de $^3H/^3He$, puede consultarse en Solomon y Cook (2000), Stute y Schlosser (2000), y como antecedentes en nuestro país a Martínez et al. (2012). Las

muestras para determinación de ^{3}H fueron tomadas en botellas de plástico de 1 L, y enviadas para su determinación por centelleo líquido al Instituto Nacional de Geocronología y Geología Isotópica (INGEIS) en el caso de las muestras de la cuenca del Río Quequén Grande, y al Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA) en el caso de las cuencas de la laguna Mar Chiquita y del Río Salado. Las muestras para determinación de CFCs se tomaron según las técnicas descriptas en Busemberg et al. (2006), por triplicado, empleando botellas de vidrio color ámbar de 250 ml. Su análisis se realizó por cromatografía gaseosa con detector de captura de electrones (GC-ECD) en la Universidad de Utah (EE.UU.). Las muestras gases nobles, a partir de la cual se determina el $^3He_{tri}$, se tomaron en tubos de cobre y fueron analizadas por espectrometría de masas en el OIEA.

El error en las determinaciones de ^{3}H es de 0.5 UT. Los errores en la determinación de gases nobles son muy bajos (<1%) por lo que los errores en las edades provienen mas del de ^{3}H y otras incertidumbres. En el caso de los CFCs existe un error analítico en la determinación, y uno más importante atribuible a la estimación de la temperatura de recarga. La suma de estos errores se traduce en errores de 1 a 2 años.

Resultados

A partir de los resultados obtenidos en diferentes muestreos y análisis de laboratorio, se discuten en este trabajo dataciones obtenidas con al menos uno de los trazadores, en 24 muestras tomadas en la llanura pampeana bonaerense. Las mismas comprenden, de manera sintética, tres tipos de muestras: aquellas correspondientes a pozos someros (de 12 a 24 m), de uso rural o domiciliario; muestras de piezómetros multinivel especialmente perforados para muestreo; y muestras asimiladas a la integración de descarga de aguas subterráneas, que corresponden a una muestra de un manantial y de agua superficial en condiciones de predominio de flujo base. Los resultados se sintetizan en la Tabla 1.

En la cuenca del Río Quequén Grande, en la llanura interserrana, las tres muestras de agua subterránea tomadas tiene valores de ^{3}H de 1,6, 1,8, y 1,9 UT, correspondiendo respectivamente a pozos de 100 m (G117), 80 m (G220) y 24 m de profundidad (G156). En estos pozos se realizaron además mediciones de concentraciones de CFCs, siendo los valores muy bajos en los dos más profundos (G117 y G120), en donde no se cuenta con detección de CFC-12, y que se corresponden con aguas recargadas alrededor de 1950, es decir, aguas sub-modernas. En el pozo G156, las edades obtenidas con CFC-12 y CFC-113 se corresponden con aguas recargadas en 1975 y 1982, respectivamente. Más allá de esta diferencia de siete años entre los dos trazadores, sobre lo cual se volverá a hacer referencia más adelante, una clara diferencia de edad aparente se observa entre los dos pozos profundos con aguas sub-modernas y el pozo somero de aguas modernas según estos trazadores. No existen diferencias significativas en los valores de ^{3}H, por lo que en este caso las dataciones con CFCs parecen manifestar mejor la distribución de edades aparentes en profundidad.

En la cuenca del Río Salado, sólo se cuenta con dos muestras de piezómetros de diferentes profundidades, especialmente perforados en la Colonia Ortiz Basualdo, localidad de Las Armas (partido de Ayacucho) (Fig. 1). Se realizó la determinación de ^{3}H y, utilizando tubos de cobre, la determinación de gases nobles. En el pozo de 6 m de profundidad (G880) se determinaron 1.2 UT y una edad aparente según ^{3}H/^{3}He de 23,9 años; y en el de 12 m de profundidad (G881), 1,4 UT y una edad aparente según ^{3}H/^{3}He de 39,3 años. Las unidades de ^{3}H y las edades según ^{3}H/^{3}He son coherentes y corresponden a aguas sub-modernas.

Los otros dos grupos de piezómetros situados en INTA Balcarce y en la localidad de Vivoratá, incluyen pozos a tres profundidades diferentes. Se cuenta con resultados incompletos correspondientes a dos campañas, en las que se realizaron dataciones con ^{3}H y CFCs en la primera (noviembre de 2011) y con ^{3}H y ^{3}H/^{3}He en la segunda (mayo de 2012).

En los piezómetros localizados en INTA Balcarce, se determinaron valores de ^{3}H decrecientes con la profundidad, que varían desde 2,1 UT a 0,7 UT en la primer campaña, y de 1,4 a 1,2 UT en la segunda. Para el pozo de 20 m de profundidad (G792), se determinó a partir de CFCs una edad de recarga correspondiente al año 1979,5, y un año de recarga en 1968 para el pozo de 30 m de profundidad. En el muestreo realizado en mayo de 2012, se pudo determinar con ^{3}H/^{3}He para el pozo de 10 m (G793) una edad aparente de 8,6 años; y para el de 30 m (G794) una de 24,4 años.

En los piezómetros de Vivoratá se cuenta con datos de los tres pozos en cada muestreo. En el realizado en noviembre de 2011, los valores de ^{3}H decrecen con la profundidad. Se determinaron 1,3 UT a los 12 m (G786), 0,0 UT a los 24 m (G787) y 0,5 UT a los 48 m (G788); mientras que en la segunda campaña (mayo de 2012), los valores fueron de 3,3, 0,9 y 0,8 UT, a los 12, 24 y 48 m, respectivamente. En ambos casos, los valores indican aguas sub-modernas en superficie, y una mezcla de aguas sub-modernas y antiguas en profundidad. Las dataciones con CFCs en noviembre de 2011, dan como resultado, de menor a mayor profundidad, aguas recargadas alrededor de 1966 (a los 12 m), 1953 (a los 24 m), y mayor a 1950 (a los 48 m). Las edades aparentes según $^{3}H/^{3}He$ en el segundo muestreo dan 37,6 años, 100,4 años y 58,8 años, a los 12, 24 y 48 m, respectivamente. Si bien existen algunas diferencias entre los valores de ^{3}H en ambos muestreos, las dataciones realizadas por dos métodos diferentes sí son bastante coincidentes en general, con la excepción del punto intermedio G787, que da un valor de 100,4 años con $^{3}H/^{3}He$.

Tabla 1- Resultados obtenidos. (M: muestra, GW: agua subterránea, Sup: agua superficial, Mnt: manantial, Lag: laguna, RQG: río Quequen Grande, MCh: Mar Chiquita)

				AÑO DE REGARGA SEGÚN CFCs			$^{3}H/^{3}He$			
M	**TIPO**	**Prof. pozo (m)**	**^{3}H UT**	**CFC11**	**CFC12**	**CFC-113**	**años**	**FECHA**	**CCA.**	**Lugar**
G117	GW	100	1,6	1952	-	1943	NA	Mayo 08	RQG	Est, El Moro
G220	GW	80	1,8	1952	-	1943	NA	Mayo 08	RQG	Pte Blanco
G156	GW	24	1,9	-	1975	1982	0,3	Mayo 08	RQG	Lobería
STC	Sup		3,1	1985	1983	1989,5	2,9	Mayo 08	RQG	Aº Tamang.
SSB	Sup	-	5,2	1978	1976	1986	2,2	Mayo 08	RQG	Arroyo Seco
SPT	Sup	-	3,5	1972,5	1974,5	1980	2,8	Mayo 08	RQG	RQG
WLS	Lag	-	6,1	1989	1985,5	-	0,0	Mayo 08	RQG	La Salada
MTB	Mnt	-	-	1968	1974	1978		Mayo 08	RQG	PBlanco
G786	GW	12	3,3	-	-	-	37,6	Mayo 12	MCh	Vivoratá
G787	GW	24	0,9	-	-	-	100,4	Mayo 12	MCh	Vivoratá
G788	GW	48	0,8	-	-	-	58,8	Mayo 12	MCh	Vivoratá
G793	GW	10	1,4	-	-	-	8,6	Mayo 12	MCh	INTA
G794	GW	30	1,2	-	-	-	24,4	Mayo 12	MCh	INTA
G793	GW	10	2,1	-	-	-	-	Nov 11	MCh	INTA
G792	GW	20	1,3	1975,5	1979,5	1980,5	-	Nov 11	MCh	INTA
G794	GW	30	0,7	1968	1972	1978,5	-	Nov 11	MCh	INTA
G786	GW	12	1,3	1966,5	1965,5	1982,5	-	Nov 11	MCh	Vivoratá
G787	GW	24	0,0	1953,5	1951,5	1958	-	Nov 11	MCh	Vivoratá
G788	GW	48	0,5	-	-	-	-	Nov 11	MCh	Vivoratá
G447	GW	12	-	1963,5	1967,5	1964,5	-	Mayo 11	MCh	Molino
G791	GW	12	-	1965	1967	1969,5	-	Mayo 11	MCh	Molino
G778	GW	12	-	1957,5	1956	1957,5	-	Mayo 11	MCh	Molino
G880	GW	6	1,2	-	-	-	23,9	Mayo 12	Salado	Las Armas
G881	GW	12	1,4	-	-	-	39,3	Mayo 12	Salado	Las Armas

De todas formas, lo que se observa es que en este sector, para muestras tomadas a alrededor de 40 m de profundidad, existe un fuerte componente de aguas viejas que resulta en edades de más de 60 años. Así, la muestra tomada a 24 m en el segundo muestreo da una edad muy vieja, coherente con el valor de 0,0 UT obtenido en noviembre de 2011.

Las muestras tomadas en molinos en la cuenca de Mar Chiquita arrojaron edades aparentes con CFCs correspondientes a una recarga ocurrida alrededor de 1967 en dos casos (G447 y G791) y 1956 en el restante (G778). En estas muestras, la similitud de las edades aparentes para los tres CFCs analizados es buena.

Discusión

Un aspecto destacable es la detección de ^{3}H en casi todas las muestras, desde un valor muy bajo de 0,02 (G787) a un máximo de 6,1 UT (WLS). Como se ha mencionado, la presencia de ^{3}H indica el aporte de aguas jóvenes. El rango de variación es muy amplio, desde un valor de 0 UT a valores equiparables a la precipitación moderna, de 6,1 UT. De manera cualitativa, en regiones costeras y de bajas latitudes, valores <0,8 UT se asimilan a aguas recargadas antes de 1952 (submodernas), entre 0,8 y 2 UT a mezclas de aguas sub-modernas con aguas de recarga reciente, y de 2 a 8 UT a aguas modernas, recargadas en los últimos 5 a 10 años (Clark y Fritz, 1997). Desde esta óptica, resulta evidente que las aguas superficiales muestreadas (STC, SSB, SPT y WLS) corresponderían a aguas modernas, o mezclas de aguas modernas con aguas más antiguas. En el caso de las aguas subterráneas, en cambio, todos los valores se encuentran entre 0 y 2 UT, indicando una mezcla entre aguas sub-modernas y de recarga reciente. Las dataciones no son coherentes entre los valores obtenidos con CFCs y los correspondientes a $^{3}H/^{3}He$, lo cual fue adjudicado a algún probable error en la determinación de ^{3}H (Martínez et al, 2009.

En la totalidad de los casos de los pozos someros correspondientes a las tres cuencas en estudio (6 a 24 m de profundidad), y también de las descargas en agua superficial, los años de recarga obtenidas con CFCs están en el orden de los 30 a 40 años. Las muestras de la laguna La Salada (WLS) y de un manantial (MTB), localizadas en la cuenca del río Quequén, dan edades aparentes más modernas, cuyos años de recarga son 1985,5 y 1974, respectivamente. Las muestras tomadas en molinos en la cuenca de Mar Chiquita dan aguas recargadas entre 1956 y 1967,lo que equivale a edades más antiguas. Además, las aguas datadas en los piezómetros someros de la cuenca del Salado con $^{3}H/^{3}He$, dan edades en años que también corresponden a una recarga en la década del 70. De esta manera, en el acuífero Pampeano del sudeste bonaerense, las aguas someras corresponden a aguas jóvenes con edades aparentes de entre 25 y 40 años, con buena coherencia en los métodos de datación y valores de tritio mayores a 1,5 UT.

En los piezómetros multinivel de Vivoratá e INTA Balcarce, se ha observado un aumento creciente de la edad con la profundidad, tal como es de esperarse; a la vez que aparecen bien marcadas las diferencias de edades entre los piezómetros ubicados en la zona de recarga (INTA) y los de la zona de tránsito/descarga (Vivoratá). En los primeros, se obtuvieron edades aparentes según $^{3}H/^{3}He$ de 8,6 años en el pozo más somero, y de 24,4 en el más profundo; mientras que en Vivoratá las edades fueron 27,6 años en el somero y 58,8 años en el profundo.

Resulta notable el hecho de que en la datación de mayo de 2012 con $^{3}H/^{3}He$ en Vivoratá, la muestra del piezómetro de 24 m tenga una edad mucho mayor que la del de 48 m. Esto no se observa tan claramente en las edades aparentes con CFCs de noviembre de 2011, en las que tanto la muestra intermedia como la de profundidad son cercanas a 1950, pero la medición de ^{3}H en el pozo de 24 m intermedio da un valor de 0,0 UT, lo cual es también coherente con la determinación de los gases nobles genera un interrogante acerca de esta inversión de edades.

Entre los modelos simplificados de distribución de edades (Solomon et al., 2006), el del acuífero Pampeano puede asimilarse al de un acuífero libre con espesor constante. La distribución de edades es creciente en profundidad y según isócronas, aproximadamente horizontales y paralelas, tal como podría deducirse de los datos presentados en estas cuencas.

Un análisis más detallado de las dataciones con CFCs, permite observar que en una buena parte de los casos la edad aparente del CFC-113 es mayor que la correspondiente a las edades aparentes coincidentes de CFC-11 y CFC-12) (Tabla 1). Esto, si bien podría asignarse a una contaminación con CFC-113, también puede deberse a que, como consecuencia de las diferentes funciones de entrada de los tres CFCs, mezclas de aguas de

diferentes edades resultan en tiempos de tránsito diferentes. Mezclas de aguas jóvenes con aguas pre-1940 resultan en patrones como los observados en estas muestras, con una edad más reciente en el CFC-113. Las muestras de molinos no presentan este efecto de mezcla.

A partir de las edades obtenidas, algunas implicancias en la gestión del recurso aparecen con claridad en aspectos cuantitativos y cualitativos. Entre los primeros, el hecho de haber determinado en los niveles más profundos edades del orden de 50 años, y en muchos caso mezclas con aguas más antiguas, constituye un llamado de atención acerca de los peligros de sobreexplotación del recurso ante escenarios de riego intensivo. La presencia de ^{3}H en casi todas las muestras indica siempre alguna proporción de agua moderna.

Entre los aspectos cualitativos, puede mencionarse que, en general, el hecho de que las aguas tengan edades de varias décadas permite suponer que estarán libres de contaminantes antrópicos no persistentes. Sin embargo, la comprobación de que en muchos casos se trata de mezclas de agua, implica que puede esperarse encontrar a estos contaminantes en diferentes proporciones. El pozo más somero de los piezómetros de INTA Balcarce, con una edad de 8 años, confirma que en las zonas de recarga en ambiente de lomas, existe una alta posibilidad de que la carga contaminante potencial esté presente, lo cual incrementa la peligrosidad de contaminación del agua subterránea.

Finalmente, las edades determinadas en la pampa deprimida, en la cuenca de la laguna Mar Chiquita, en posiciones distales de la recarga, son de muchos años según lo que podría suponerse en pozos someros. Sin embargo, estas edades son coherentes con los modelos conceptuales clásicos que asignan la alta salinidad del sector al elevado tiempo de contacto con el acuífero, dada la muy lenta movilidad del agua subterránea como consecuencia de los bajos gradientes (Orsolini et al, 2000).

Conclusiones

El acuífero Pampeano es un acuífero libre y somero, para el cual pueden esperarse aguas jóvenes en general. La presencia de ^{3}H en la mayor parte de las muestras analizadas en el mismo así parece indicarlo. Sin embargo, no se contaba hasta la fecha con dataciones precisas.

El uso de trazadores múltiples como ^{3}H, CFCs y $^{3}H/^{3}He$, ha permitido obtener edades variables entre 8 y más de 50 años, en las cuencas del río Quequén Grande, la laguna costera de Mar Chiquita y el río Salado, en la provincia de Buenos Aires. Si bien las edades entre los diferentes trazadores no son concordantes exactamente, en muchos casos sí resultan coherentes con mezclas de diferentes proporciones de aguas modernas y sub-modernas o antiguas.

Valores de aguas viejas a profundidades mayores de 40 metros o aún en pozos someros en áreas extremadamente planas, indican una alerta acerca de la velocidad de renovación del recurso y de su posible explotación intensiva. Por otra parte, la edad aparente contribuye claramente en la determinación de áreas de mayor peligrosidad de contaminación, y sectores con limitaciones cualitativas de origen natural. Por todo ello, este tipo de determinaciones, si bien actualmente tienen limitaciones de tecnologías y costos, tendrán seguramente un rol importante en las evaluaciones de sustentabilidad del recurso hídrico subterráneo.

La aplicación conjunta de los trazadores $^{3}H/^{3}He$ y CFCs para la determinación de tiempos de residencia en el acuífero Pampeano, resulta de utilidad práctica y presenta nuevos desafíos sobre los modelos existentes.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos PICT11-0768 del FONCyT y el PIP CONICET 11220110100392. Las dataciones con $^{3}H/^{3}He$ fueron posibles gracias al OIEA.

Referencias

Busemberg, E., Plummer, L.N., Cook, P.G., Solomon, D.K., Han, L.N., Gröning, M. and Oster, H. 2006. Sampling and analytical methods. En: *Use of chlorofluorocarbons in hydrology. A guidebook*. Págs. 199- 227. International Atomic Energy Agency, Viena.

Clark, I. and Fritz, P. 1997. Environmental Isotopes in Hydrogeology. Lewis Publishers. *Boca Raton*, E.E.U.U., 328 pp.

Cook, P.G. and Solomon, D.K. 1997. Recent advances in dating groundwater: Chlorofluorcarbons, $^{3}H/^{3}He$ and ^{85}Kr. *Journal of Hydrology*. Vol 191: 245-265.

Dapeña, C. and Panarello, H.O. 1999. "Development of the National Network for Isotopes in Precipitation of Argentina". En II South American Symposium on Isotope Geology, 503-508.

Dapeña, C. y Panarello, H.O., 2004. Composición isotópica de la lluvia de Buenos Aires. Su importancia para el estudio de los sistemas hidrológicos pampeanos. Revista

Latino-Americana de Hidrogeología, N.4, p.17-25, 2004.

Heilweil V., Solomon D.K., Gingerich S.B. and Verstraeten I.M. 2009. Oxygen, hydrogen, and helium isotopes for investigating groundwater systems of the Cape Verde Islands, West Africa. Hydeogeology Journal, Vol. 17 (5): 1157-1174.

Levin, M., Albero, M.C , Panarello, H.O., Hernandez, M., Lorenzo, F. y Kersfeld, A., 1988. Uso de Isótopos ambientales (18O, 2H y 3H) para la determinación de recarga y trazado de procesos hidrodinámicos en un sector costero de la provincia de Buenos Aires. En: Proc. Segundas Jornadas Geológicas Bonaerenses, Actas: 599 607

Maloszewski, P. and Zuber, A. 1982. Determining the turnover time of groundwater systems with the aid of environmental tracers, I-models and their applicability. *Journal of Hydrology*, 240:187-205.

Martínez, D.E., Solomon, K., Dapeña, C., Quiroz Londoño, M. y Massone H. 2009. Técnicas modernas en la determinación de la edad del agua: acuífero Pampeano, cuenca del río Quequén Grande (Buenos Aires). *Revista Latinoamericana de Hidrología Subterránea*. Vol. 7: 83-90.

Martinez, D.E., Solomon, K., Quiroz Londoño, O.M., Dapeña, C., Massone, H.E., Benavente, M.A., Panarello, H. y Grondona, S. 2010. Tiempo Medio de residencia en aguas superficiales de la llanura pampeana: aplicación de isótopos del agua, gases nobles y CFCs en el río Quequén Grande. En *Varni, Entraigas y Vives Editores "Hacia una gestión integrada de los recursos hídricos en zonas de llanura"*, Vol. I: pp 241-248. Edit. Martín ISBN 978-987-543-392-2.

Martinez, D.E., Solomon, D..K. y Quiroz Londoño, O.M. 2012. Gases nobles disueltos en aguas naturales. Su aplicación en estudios hidrológicos y primeros datos en Argentina. *Segunda Reunión Argentina de Geoquímica de Superficie*. Libro de Resúmenes expandidos: 139-142. ISBN: 978-978-1620-86-9.

Orsolini H, Zimmermann E, Basile P (2000) Hidrología: Procesos y Métodos. ISBN N 950-673-254-4. Págs. 320.

Panarello, H.O. and Albero, M.C. 1983. Tritium, oxygen-18 and deuterium contents of Buenos Aires rainwater". *Actas del Coloquio Internacional de Grandes Llanuras*, Olavarría, Provincia de Buenos Aires, UNESCO, Vol. II, pp. 889-898, 1983.

Panarello, H.O. y Parica, C.A 1984. Isótopos del oxígeno en hidrogeología e hidrología. Primeros valores en aguas de lluvia de Buenos Aires. *Asociación Geológica Argentina*, Revista, 39 (1-2): 3-11.

Panarello, H. O., M. Levin, R. De Felipi, F. Lorenzo, J. Paladino Y A. Vizcaino, 1993. "Uso de isótopos ambientales (3H, 2H y 18O) para la determinación de recarga y trazado de procesos hidrodinámicos en un sector costero de la provincia de Buenos Aires. II Parte. Asociación Geológica Argentina, Revista, **48** (3-4) 147-153.

Panarello H.O., Dapeña C. y Auge M., 1995. Mecanismos de salinización del agua subterránea de La Plata, Buenos Aires, Argentina: su interpretación por medio de los isótopos ambientales. IAEA-TECDOC-835. Estudios de hidrología isotópica en América Latina 1994, pp. 13-28.

Plummer, L.N. 2005. Dating of young groundwater. En Aggarwal P., Gat J.R. y Froenlich F.O. Editores: *Isotopes in the Water Cycle*.Springer, Dordretch, Holanda. 193-218.

Sala, J. M. , 1975**.** "Recursos Hídricos (Especial Mención de las Aguas Subterráneas)", Relatorio VI Con. Geol. Arg., 169-193.

Plummer N. and Busemberg, E. 2006. Chlorofluorocarbons in aquatic environments. En Use of Chlorofluorocarbons in Hydrology. A Guidebook. *International Atomic Energy Agency, Viena*. Págs. 1-8.

Schultz C. y Castro E, 2003. Estudio planificación y explotación del agua subterránea. Una trilogía utópica en la República Argentina.. III Congreso Argentino de Hidrogeología. Actas I: 219-225. Rosario, Argentina.

Seiler, K.P. and Lindner, W**.,** 1995. Near-surface and deep groundwaters. Journal of Hydrology, 165: 33-44.

Silva Busso, A. y Santa Cruz, J., 2005. Distribución de elementos traza en las aguas subterráneas del Partido de Escobar, Buenos Aires, Argentina. *Ecología Austral*. Vol 15 (1): 31-47.

Solomon, D. K. and Cook P.G., 2000. ^{3}H and ^{3}He, in Environmental Tracers in Subsurface Hydrology, Cook and Herczeg, eds., Kluwer Academic Press, 397-424.

Solomon D.K., Cook P.G. and Plumer N., 2006. Models of groundwater ages and residence times. En Use of Chlorofluorocarbons in Hydrology. A Guidebook. *International Atomic Energy Agency, Viena*. Págs. 73-88.

Stute M. and Schlosser P., 2000. Atmospheric noble gases. Capítulo 11: 349-437. En Cook P. y Herzeg A. Eds. Envrionmental Tracers in Subsurface Hydrology. Klewer Academic Publishers.

Aplicación de lógica difusa en la evaluación de vulnerabilidad de contaminación del agua subterránea

Héctor Massone[1,3], Gustavo Meschino[1,2], M. Lourdes Lima[1,3,4], Daniel Albornoz[1], Agustina Barilari[1], Fernanda Damiano[1]

[1] Fac. de Ingeniería, Universidad FASTA, Gascón 3145, 7600 Mar del Plata, Argentina
[2] Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Mar del Plata
[3] Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, Universidad Nacional de Mar del Plata
[4] CONICET. Av. Rivadavia 1917 (C1033AAJ) Ciudad Autónoma de Buenos Aires

Mail de contacto: dalbornoz@ufasta.edu.ar, gmeschin@fi.mdp.edu.ar, hmassone@mdp.edu.ar

RESUMEN

El objetivo del trabajo es analizar la potencialidad de la lógica difusa para evaluar la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación. Se propone el uso de lógica difusa que representa el conocimiento como un predicado difuso principal compuesto por operaciones lógicas entre predicados simples, cuyo valor de verdad puede ser determinado objetivamente. Los predicados se formalizaron a partir de variables: profundidad de la capa freática, pendiente del terreno y textura del suelo. Se diseñó un software en entorno MATLAB para realizar el procesamiento difuso. Juntamente se realizó una encuesta entre profesionales vinculados a la gestión ambiental del Partido de Gral. Pueyrredón a fin de indagar acerca de la modalidad de presentación del mapa final de vulnerabilidad. El resultado final se comparó con el mapa de vulnerabilidad obtenido mediante la metodología tradicional (método DRASTIC-P), mostrando un buen ajuste espacial habiendo utilizado menos variables. El resultado de la encuesta mostró la preferencia por etiquetas con categorización cualitativa tradicional.
Palabras clave: Lógica difusa, contaminación, agua subterránea

ABSTRACT

The aim of this work is to analyze the potentiality of Fuzzy Logic to assess the groundwater pollution vulnerability. Fuzzy Logic Predicates are proposed as a natural extension of a Boolean Predicates Logic, where knowledge is represented as a Main Fuzzy Predicate that can be evaluated using numerical variables to determine a degree of groundwater pollution vulnerability. Those variables are: depth water table, land slope and soil texture. Software has been developed using MATLAB® to illustrate the fuzzy processing. The final result was compared with a vulnerability map that has been obtained with traditional methodology (DRASTIC-P Method). It was showed a good spatial adjustment having used less variables. In order to inquire about the best caption of the final vulnerability map, it was conducted a survey among professionals involved in Environmental Management at Partido General Pueyrredón. The preferred result was the traditional qualitative categorization labels.
Keywords: Fuzzy logic, contamination, groundwater.

Introducción

En la actualidad, la evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea se utiliza en la planificación del uso de la tierra para la protección de los acuíferos de las actividades contaminantes. En los 60`s, Margat introdujo el concepto de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero, basado en el hecho de que la zona no saturada del acuífero normalmente protege el agua subterránea de contaminantes ya sea de origen natural o impacto humano (Margat 1968). La vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea se determina mediante la evaluación de los factores naturales favorables o desfavorables para el transporte de productos químicos a las aguas subterráneas, es decir, el entorno hidrogeológico (profundidad del agua subterránea, la presencia o ausencia de las

capas de confinamiento o capas de arcilla, y otros).

Existen varios enfoques metodológicos para el desarrollo de la evaluación de la vulnerabilidad, uno de los más usados es DRASTIC (Aller et al. 1987), que es un método de sumas ponderadas y generación de un índice. Este modelo evalúa la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas al reunir a siete factores clave que influyen en el transporte de solutos. La teoría de la lógica difusa basada en conjuntos difusos fue propuesta por Zadeh (1965), y establece que un sistema complejo estará mejor representado por la variable descriptiva de los tipos lingüísticos y no por la representación tradicional de las ecuaciones diferenciales (Cox, 1994). La investigación ha demostrado que los modelos basados en reglas difusas son capaces de producir resultados comparables utilizando cerca del 40% menos de variables (Bardossy y Disse, 1993). La estrategia de aproximación basada en reglas difusas se ha utilizado en estudios de transporte de solutos (Dou et al. 1999) y para evaluar el potencial de un acuífero a la contaminación (Dixon et al. 2002; Gemitzi et al. 2006). A pesar de que los principales aspectos de esta teoría y sus resultados son notables en el área de Control, han ido surgiendo algunos planteos desde el punto de vista teórico. El uso de reglas simples es una de las principales ventajas de los sistemas de inferencia difusa. Sin embargo, la necesidad de la definición de las operaciones de agregación y *defuzzificación* aleja a estos modelos de la generalización de los paradigmas de la lógica booleana. La *defuzzificación* actúa como un grado de libertad en un modelo basado en la combinación pragmática de operadores, pero sin un enlace axiomático armónico que justifique la denominación de “Lógica” (Passino y Yorkovich 1998; Zimmerman 1996).

En este trabajo no se aborda este problema con un sistema de reglas difusas. Proponemos aquí el uso de la lógica de predicados difusos, que es una extensión natural de la lógica de predicados de Boole. El conocimiento se representa como un predicado difuso principal que puede ser evaluado con el uso de variables numéricas, para determinar el grado de vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación. El objetivo de este trabajo es utilizar la lógica de predicados difusos para evaluar la vulnerabilidad de un acuífero en una zona de llanura y comparar los resultados con los obtenidos a partir del uso de DRASTIC-P.

Materiales y métodos

Área de estudio

La cuenca del Arroyo El Dulce (1000 km^2) está situada en el sureste de la provincia de Buenos Aires, Argentina, entre las ciudades de Mar del Plata y Balcarce. Desemboca en la laguna Mar Chiquita (Fig. 1) y constituye una parte del territorio de la llanura pampeana húmeda.

El área de estudio se eligió de acuerdo a criterios que incluyen el alto nivel de las actividades agrícolas y de los amplios datos disponibles sobre la geología del acuífero. Desde el punto de vista hidrogeológico esta área implica un acuífero freático con una extracción local significativa del recurso para bebida y para riego.

La zona es de clima "moderado-húmedo" (en la clasificación de Köppen). En los últimos 20 años, las precipitaciones medias anuales en la región han oscilado entre 960 a 1170 mm, mientras que la temperatura media en verano es de 20º y 10º C en invierno.

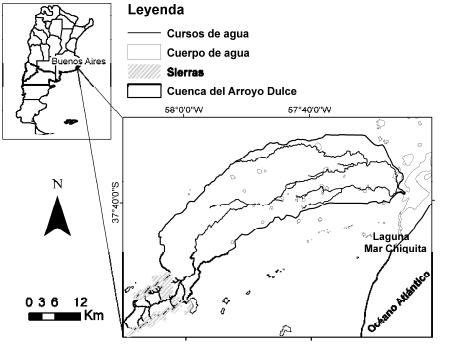


Figura 1. Mapa de Ubicación del área de estudio.

El método DRASTIC-P para evaluar vulnerabilidad

"DRASTIC-P" (Aller et al. 1987) es uno de los métodos más comúnmente utilizados para evaluar la vulnerabilidad del agua subterránea. Este método se basa en una suma ponderada de los parámetros que definen los principales factores geológicos e hidrogeológicos que controlan la circulación del agua tanto en el subsuelo como en la superficie. El resultado de este método es un mapa que muestra las diferentes categorías de vulnerabilidad del acuífero, con clases normalmente cualitativas que van desde muy baja hasta muy alta vulnerabilidad. El Modelo DRASTIC-P considera

los siguientes siete parámetros: profundidad del agua subterránea (D), la recarga neta (R), la litología del acuífero (A), la textura del suelo (S), topografía (T), el impacto de la zona no saturada (I), y la conductividad hidráulica (C). El índice de vulnerabilidad final (Di) es una suma ponderada de los siete parámetros y se puede calcular mediante la fórmula:

$$Di = Dr\,Dw + Rr\,Rw + Ar\,Aw + Sr\,Sw + Tr\,Tw + Ir\,Iw + Cr\,Cw \quad (1)$$

donde Di es el índice DRASTIC para una unidad de mapeo, w es el factor de ponderación para cada parámetro (varía entre 1 y 5) y r es la valoración de cada uno de ellos (varía entre 1 y 10). Cuanto mayor sea el Di, mayor es la vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación. El índice DRASTIC-P fue calibrado en la región de estudio por Massone et al. (2010), y se aplicó en la Cuenca del Arroyo Dulce (Lima et al. 2011); se utiliza como modelo de referencia para este trabajo (Fig. 5).

Evaluación de vulnerabilidad mediante predicados difusos

En este apartado, se dan algunas definiciones básicas sobre la lógica de predicados difusos.

Definición 1. Un predicado p difuso es una expresión lingüística (una proposición), con grado de verdad u(p) en el intervalo [0, 1]. Se aplica el "principio de gradualidad", que establece que una proposición puede ser a la vez verdadera y falsa, que tiene un cierto grado de verdad (o falsedad) asignado.

Definición 2. Un predicado difuso simple, sp, es una sentencia cuyo grado de verdad u(sp) se puede obtener por algunas de las alternativas siguientes:

a) La aplicación a una variable cuantitativa de una función de pertenencia asociada con un término difuso,

b) La asociación de valores discretos en el intervalo [0, 1] para etiquetas lingüísticas (generalmente adjetivos) de una variable.

c) Determinación del valor real en el intervalo [0, 1] por parte de un experto.

Definición 3. Un predicado compuesto, cp, es un predicado difuso obtenido por la combinación de predicados difusos simples u otros predicados difusos compuestos, vinculados por conectores lógicos y operadores (y, o, no, implicación, doble implicación).

Definición 4. Los Predicados compuestos se pueden representar como una estructura de árbol, que tiene sus nodos asociados por conectivas lógicas y sus ramas sucesivas relacionadas con los predicados de menor nivel jerárquico (simples o compuestos).

Es necesario definir una lógica (un sistema de operaciones entre valores de verdad) donde las operaciones de conjunción, disyunción y la negación sean funciones definidas sobre un conjunto de valores de verdad para predicados, en el intervalo real [0, 1], tal que cuando los valores de verdad se limitan a {0, 1}, estas operaciones se convierten en predicados booleanos clásicos (Bouchet et. al. 2011). Para este trabajo, sobre la base de anteriores resultados exitosos (Espín 2006; Espín 2007), se han elegido los operadores de la lógica compensatoria basados en la media geométrica (GMBCL). Estos operadores han demostrado ser adecuados para la implementación de modelos lingüísticos basados en predicados difusos provenientes de diferentes campos de investigación (Meschino et al. 2011; Passoni 2011; González et al. 2011; D'Onofrio et al. 2011).

El operador de conjunción entre grados de verdad de N predicados difusos $\mu_i, i = 1, 2, ..., N$ en este sistema, se define como:

$$C(\mu_1, \mu_2, ..., \mu_N) = (\mu_1, \mu_2, ..., \mu_N)^{\frac{1}{N}} \quad (2)$$

La característica fundamental que hace los sistemas compensatorios es la sensibilidad del resultado al valor de todos los operandos, lo que no ocurre con otras operaciones de conjunción más utilizados, como el operador "mínimo". De esta manera, el valor de la relación puede ser influenciado por, y por lo tanto "compensada" por el valor de cualquiera de los grados de verdad considerados.

Metodológicamente el trabajo que se presenta consta de 4 etapas:

Etapa 1:

1.a. *Conformación del grupo de trabajo*, elaboración de un "conocimiento base" para los integrantes en lo relativo a vulnerabilidad de acuíferos y contaminación, por una parte y en los principios básicos de lógica difusa por otra.

1.b. *Selección de las variables a utilizar.*

La selección de variables se realizó en base a 2 aspectos: el conocimiento hidrogeológico previo del área de estudio y la información disponible actualmente. Se decidió utilizar las variables más directamente relacionadas con la vulnerabilidad a la contaminación, es decir:

• La profundidad en que se encuentra el nivel freático (límite superior del acuífero);
• la facilidad de la zona no saturada (el área que se encuentra entre el nivel del agua subterránea y la superficie) favorece la infiltración de posibles contaminantes.

La última variable está compuesta por el porcentaje de materia orgánica en el suelo, el porcentaje de arcilla en el suelo y la pendiente topográfica del terreno. Estas variables fueron consideradas en los predicados lingüísticos siguientes:

A) El agua subterránea es vulnerable cuando el acuífero es superficial o la zona no saturada permite la infiltración de contaminantes.

B) La zona no saturada permite la infiltración de contaminantes cuando la pendiente es baja y no contiene arcilla o materia orgánica.

Etapa 2:

Construcción del árbol de predicados. Basándose en el conocimiento de la etapa anterior, se desarrolla el árbol de predicados difusos.
Formalmente:
V (x) = "El agua subterránea x es vulnerable cuando el acuífero es somero o la zona no saturada permite la infiltración de contaminantes."

$$V(x) = S(x) \text{ o } P(x) \quad (3)$$

Donde

S (x) = "El acuífero es somero." P (x) = "La zona no saturada permite la infiltración de contaminantes."

Podemos desglosar el predicado P (x) en tres predicados simples, como:

$$P(x) = L(x) \text{ y } C(x) \text{ y } M(x) \quad (4)$$

donde:

L (x) = "La pendiente es baja."C (x) = "La zona no saturada no contiene arcilla".M (x) = "La zona no saturada no contiene materia orgánica."

La estructura predicados difusa se puede representar como un árbol, como se ve en la Fig. 2

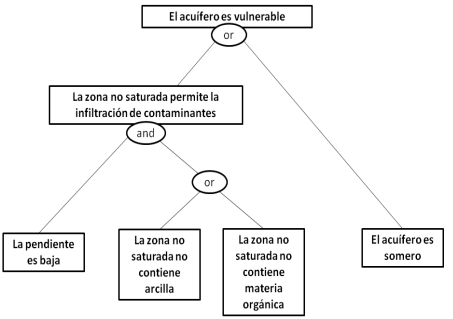


Figura 2. Árbol de predicados a analizar. Se comienza evaluando el valor de verdad de las hojas y se opera hasta obtener el valor de verdad del predicado principal raíz.

Etapa 3:

SIG ligado al diseño del modelo.

Se ha desarrollado un software (llamado STF, "software temático fuzzy") que opera en entorno MATLAB y que evalúa el píxel a píxel el conjunto de predicados difusos, devolviendo finalmente un valor de verdad de vulnerabilidad. Además interactúa con el SIG utilizado en este trabajo (ArcGIS 9.2). Por último, el grado de verdad del predicado principal (lo que indica la vulnerabilidad de contaminación del agua subterránea relativa) se representa mediante una escala de colores en un mapa.

Etapa 4:

Consulta referida al mapa final de vulnerabilidad en relación con la manera de expresar el resultado. En esta etapa se prepararon 3 leyendas para el mapa final de vulnerabilidad del agua subterránea: la primera con el resultado en términos de "grado de pertenencia" a la afirmación "el acuífero es vulnerable"; es decir una presentación en términos estrictamente difusos. La segunda y la tercera surgen de una clasificación por intervalos iguales del resultado difuso; la segunda fue expresada con etiquetas clásicas de vulnerabilidad (muy baja, baja, moderada, alta) y la última en términos de pautas de acción previa a la toma de decisiones. Se solicitó a todos los técnicos pertenecientes a la Dirección de Gestión Ambiental del Municipio de Gral.

Pueyrredón y a los docentes de la Carrera de Ingeniería Ambiental (UFASTA) ligados a temáticas de gestión que señalaran la opción de leyenda que consideraran más apropiada desde la perspectiva de la toma de decisiones. Se obtuvieron 15 resultados.

Resultados

Para cada una de las variables seleccionadas se obtuvo un mapa temático en formato raster con celdas de 100x100 m^2, en la plataforma SIG. El análisis de estas variables se realizó mediante el conocimiento experto aplicando información hidrogeológica existente en el área de estudio y la información entregada por la Carta de Suelos de INTA (1989).

Se establecieron las siguientes condiciones para cada predicado:

"El acuífero es somero". Se consideró que la profundidad del acuífero de 0 a 2 metros muestra la peor condición, porque cualquier descarga de contaminantes en la superficie alcanza rápidamente el agua subterránea. Entre 2 y 5 metros la potencialidad negativa disminuye rápidamente, mientras que entre los 5 y los 15 metros va perdiendo importancia, ya que la mayor profundidad da tiempo para la existencia de procesos de retardo de los contaminantes. Profundidades de más de 18 metros se considera la mejor condición.

"La zona no saturada no contiene materia orgánica". La peor situación se consideró para valores inferiores a 2% (Gao et al.1998). A partir de ese valor hasta un 7% los procesos de retardo pueden manifestarse progresivamente. Los valores de materia orgánica de más de 7% se consideran la situación menos peligrosa. Si bien es claro que la influencia de la materia orgánica en los procesos de retardo dependerá de qué tipo de contaminante se trate, en principio la aplicada es una aproximación general que resulta representativa de los suelos de la región.

"La zona no saturada no contiene arcilla". Valores entre 0 y 10% se consideran como la peor situación (Gao et al. 1998). Desde 10% es probable que aparezcan fenómenos de retardo, incrementándose hasta valores de 30% de arcilla. La presencia de más de 30% se considera la situación menos peligrosa. De la misma manera que en el caso de la materia orgánica, la relación de la arcilla con los procesos de retardo dependen del contaminante que se trate; los porcentajes utilizados son una buena aproximación general.

"La pendiente es baja". La peor situación es cuando la pendiente es inferior al 2%. A medida que ésta aumenta gradualmente, la escorrentía va siendo superior a la infiltración. Los valores de pendiente superior al 18% se consideran como la situación menos peligrosa. Con el software desarrollado para este trabajo (STF) se realizó la especificación y la evaluación numérica de los predicados difusos. Las variables de entrada son matrices equidimensionales procedentes de los mapas en formato raster. La respuesta de salida es una matriz con el mismo formato. Por otra parte, la matriz de salida se puede vincular mediante una interfaz de archivo de texto para el intercambio de información con herramientas SIG. Mediante este mismo software, para cada predicado fueron seleccionadas las siguientes funciones de pertenencia para la cuantificación de su valor de verdad (Fig. 3):

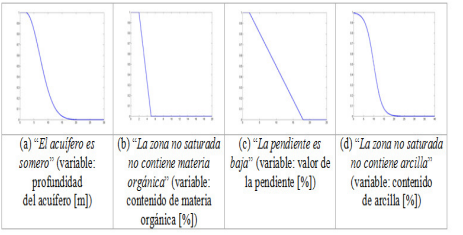
"El acuífero es somero": Gaussiana doble (combinación de dos funciones Gaussianas con intervalo constante de valor 1).

"La zona no saturada no contiene materia orgánica": función trapezoidal.

"La zona no saturada no contiene arcilla": función sigmoidea.

"La pendiente es baja": función trapezoidal.

Figura 3. Funciones de pertenencia



seleccionadas para cada variable.

En el entorno de STF el predicado principal se evalúa y se obtuvo el mapa final de vulnerabilidad (Fig. 4), que se exportó al SIG, a fin de comparar con el mapa de vulnerabilidad original obtenido mediante el método DRASTIC-P (Fig . 5, Lima et al. 2011). Los resultados muestran que, en términos generales, la concordancia es buena; en ambos casos hay coincidencia espacial en las vulnerabilidades más altas, localizadas en el extremo WSW, en la zona central de la cuenca y hacia el extremo NE. De todas maneras, la existencia de discrepancias entre estos dos mapas es

esperable, ya que las variables de entrada son diferentes en cada uno de ellos. En términos generales, puede observarse que el mapa obtenido a partir de lógica difusa es algo más permisivo que el obtenido mediante DRASTIC-P.

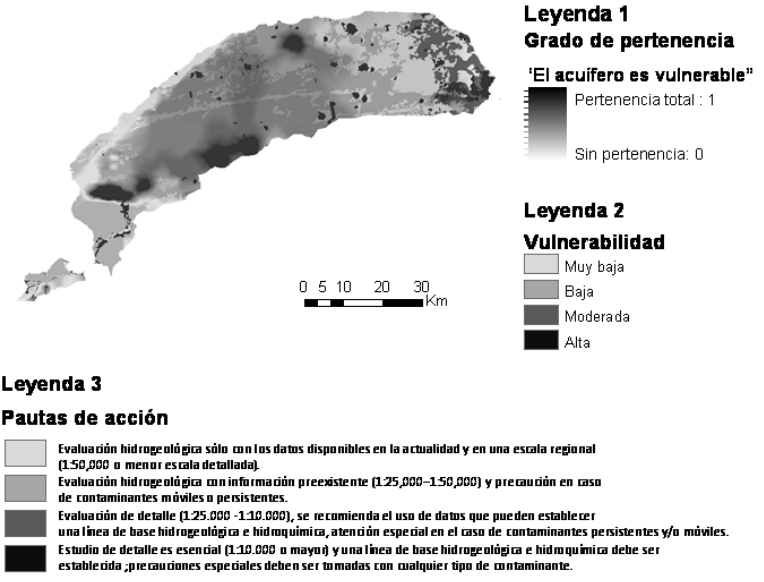


Figura 4. Mapa final de vulnerabilidad y leyendas asociadas.

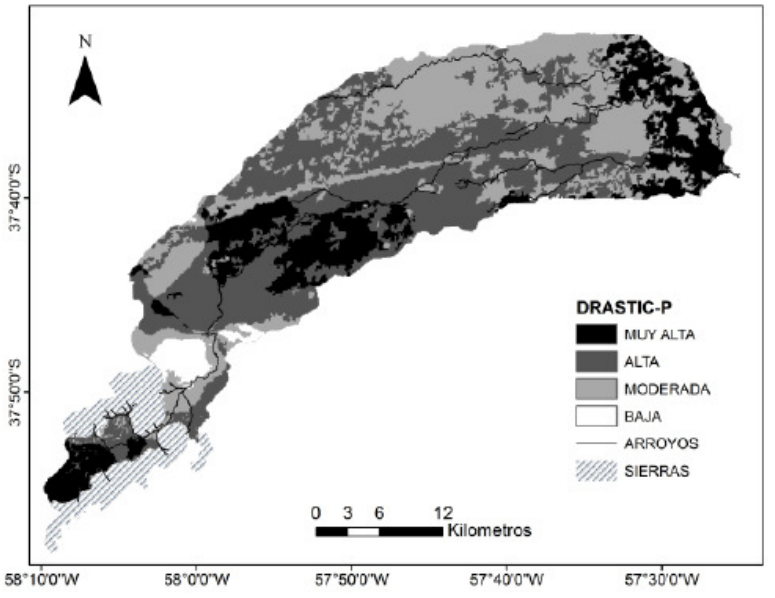


Figura 5. Mapa de vulnerabilidad DRASTIC-P (Lima et. al. 2011).

Los resultados de la encuesta (Fig. 6) muestran una amplia preferencia (42%) por la leyenda de etiquetas cualitativas; en segundo lugar (20%) se aceptó la leyenda por grado de pertenencia y en tercero la relacionada con pautas de acción (13%). Algunos encuestados dieron soluciones mixtas, fundamentalmente combinación de las leyendas 2 y 3.

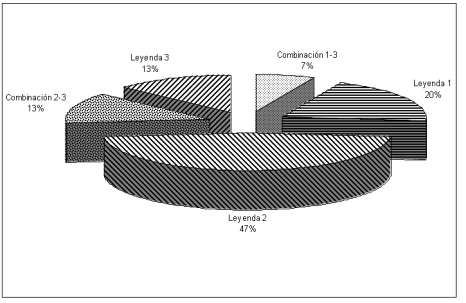


Figura 6. Resultados de la encuesta.

Conclusiones

El trabajo permite confirmar que la aplicación de otro tipo de razonamiento lógico es aplicable a la problemática en estudio; particularmente, el uso de GMBCL ha sido eficaz para representar la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación, utilizando menor cantidad de variables. Si bien los resultados expresados como pertenencia han permitido independizarse de las clásicas etiquetas cualitativas de vulnerabilidad, de la encuesta se desprende su relativa pobre aceptación. Se estima que esto puede estar condicionado por la novedad que implica presentar resultados de esta forma y porque en principio parecería más sencillo tomar decisiones a partir de una clasificación clásica. Se seguirá trabajando en otras posibles combinaciones de predicados con el fin de comparar los resultados y optimizar el mapa final de vulnerabilidad. De la misma manera, será necesario avanzar en el análisis conjunto entre investigadores y decisores sobre las ventajas y desventajas de los tres tipos de leyenda presentados.

Referencias

Aller, L., Bennett, T., Lehr, J., Petty, R. 1987. DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution. Doc. EPA/600/2-85/018, pp. 157.

Bardossy, A., Disse, M. 1993. Fuzzy rule-based models for infiltration. *Water Resources Research*, 29(2), 373–382.

Bouchet, A., Pastore, J.I., Espín Andrade, R., Brun, M., Ballarin, V.L. 2011. Arithmetic Mean Based Compensatory Fuzzy Logic. *International Journal of Computational Intelligence and Applications*, Vol. 10, No. 2 1–13, DOI: 10.1142/S1469026811003070.

Cox, E. 1994. The fuzzy systems handbook. *London: Academic Press*.

Dixon, B., Scott H.D., Dixon J.C., Steele K.F. 2002. Prediction of Aquifer Vulnerability to Pesticides Using Fuzzy Rule-Based Models at the Regional Scale. *Physical Geography* 23:130 – 152.

D'Onofrio, M.V., Gonzalez, M.A., Meschino, G.J., Ballarin, V.L. 2011. Quantification of international competitiveness of argentine fishing industry. *Chinese Business Review*. 10, 481-6.

Dou, C., Wolt, W., Bogardi, I. 1999. Fuzzy rule-based approach to describe solute transport in the unsaturated zone. *Journal of Hydrology*, 220(1-2), 74–85.

Espín Andrade, R., Téllez, G.M., González, E.F., Marx-Gómez, J., Lecich, M.I. 2006. Compensatory logic: A fuzzy normative model for decision making. *Investigación Operativa*, vol. 27, pp. 188-197.

Espín Andrade, R., Téllez, G.M. 2007. Consideraciones sobre el carácter normativo de la lógica difusa compensatoria. *Infraestructuras de Datos Espaciales en Iberoamérica y el Caribe*, Cuba.

Gao JP, Maguhn J, Spitzauer P, Kettrup A. 1998. Sorption of pesticides in the sediment of the Teufelsewiher Pond (Southern Germany). I: Equilibrium assessments, effect of organic carbon content and pH. *Wat. Res*. Vol. 32. No. 5, pp. 1662-1672.

Gemitzi, A., Petalas, C., Tsihrintzis, V.A., Pisinaras, V. 2006. Assessment of groundwater vulnerability to pollution: a combination of GIS, fuzzy logic and decision making techniques. *Environ. Geol.*, 49, 653-673.

González, M.A., Meschino, G.J., Espin Andrade, R.A., Ballarin, V.L. 2011. Classification of over-segmented regions result of the watershed transform through Compensatory Logic. In: (eds.) Editorial Shaker Verlag, Universidad de Oldenburgo, pp. 161-8. Editorial Shaker Verlag, Universidad de Oldenburgo, Oldenburgo, Alemania.

INTA (Instituo Nacional de Tecnología Agropecuaria) 1989. Carta de Suelos de la República Argentina (1:50.000). Proyecto PNUD ARG 85/019. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca-INTA.

Lima, M.L, Zelaya, K., Massone, H. 2011. Groundwater vulnerability assessment combining the DRASTIC and Dyna-CLUE model in Argentine Pampas. *Environmental Management*. Volume 47, Nº 5, pp.828-839.

Margat J 1968. Groundwater vulnerability to contamination. BRGM, 68 sgl 198, HYD, Orleans, France.

Meschino, G.J., Ballarin, V.L., Espin Andrade, R.A. 2011. Image segmentation with predicates analysis and Compensatory Fuzzy Logic. In: (eds.) Editorial Shaker Verlag, Universidad de Oldenburgo, pp. 210-25. Editorial Shaker Verlag, Universidad de Oldenburgo, Oldenburgo, Alemania.

Massone, H., Quiroz Londoño, M., Martinez D. 2010. Enhanced groundwater vulnerability assessment in geological homogeneous areas: a case study from the Argentine Pampas. *Hydrogeology Journal* vol. 18, (2), 371-379.

Passino, K., Yorkovich, S. 1998. Fuzzy Control. Addison Wesley. New York.

Passoni, L.I., Meschino, G.J., Gesualdo, S., Monjeau, A. 2011. Fuzzy Tree Studio: una herramienta para el diseño del tablero de mando para la gestión de áreas protegidas. *III Taller Internacional de Descubrimiento de Conocimiento, Gestión del Conocimiento y Toma de Decisiones*, Santander, Cantabria, España.

Zadeh, L. 1965. “Fuzzy sets”, *Information and Control*, 8: 338–353.

Zimmermann, H.J. 1996. Fuzzy Set Theory and its applications, Kluwer Academic Publishers, Boston-Dordrecht-London.

HIDROGEOLOGÍA Y MINERÍA

Aprovechamiento sustentable de los recursos hídricos en el desarrollo de los yacimientos de hidrocarburos no convencionales

Carlos F Scatizza[1-2]; Mario Hernández[2], Sergio Preiato[1], Cintia Di Lorenzo[1], Marcos Wocca[1]

[1] Hidroar S.A. Calle 67 N 1474, (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.
[2] Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP), Av. 60 y 122, (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.

Mail de contacto: scatizza@hidroar.com

RESUMEN

Desde fines de los '90 Argentina declinó sus reservas hidrocarburíferas en coincidencia con la progresiva disminución de la producción nacional de gas y petróleo. Sin embargo, estudios geológicos-geofísicos posicionan mundialmente al país dentro de los seis con mayores reservas de hidrocarburos no convencionales. Para el desarrollo de estos yacimientos es preciso contar con importantes volúmenes de agua, transformando rocas de baja permeabilidad (pelitas-esquistos) en rocas permeables capaces de transmitir gas o petróleo mediante la técnica "fracking" (fracturación de las rocas por medio de inyección de fluidos a altas presiones hidráulicas). Una cantidad importante de estos reservorios se ubican en regiones áridas de Argentina (Provincias de Neuquén, Mendoza, Chubut, Santa Cruz), donde los recursos hídricos suelen escasear o distan de los yacimientos, siendo los recursos subterráneos una alternativa para exploración. Este trabajo describe las necesidades hídricas para perforación y desarrollo de esta tecnología basado en experiencias de yacimientos no convencionales maduros, describiendo ventajas y problemáticas, particularmente en relación a los recursos hídricos.

Palabras claves: yacimientos no convencionales - fracking -gas de esquistos-esquistos bituminosos.

ABSTRACT

Since the late '90s Argentina hydrocarbon reserves have declined coinciding with the gradual decline in national production of oil and gas. However, geological-geophysical studies globally positioned the country within six with major unconventional hydrocarbon reserves. For exploration and development of these resources is necessary to have large volumes of water to transform low-permeability rocks (shales, schists) in permeable rocks capable of transmitting gas or oil using the technique "fracking" (fracking rock for injecting fluids at high pressures hydraulic). Significant amount of these reservoirs are located in arid regions of Argentina (Provincia of Neuquén, Mendoza, Chubut, Santa Cruz), where water resources are scarce or far from the deposits, being an alternative underground resources exploration. This paper describes the water requirements for drilling and development of this technology based on experiences of mature unconventional reservoirs, describing advantages and problems, particularly in relation to water resources.

Keywords: unconventional hydrocarbon reserves- fracking - shale gas- shale oil.

Introducción

El desarrollo de nuevas tecnologías aplicadas a explotación de yacimientos de hidrocarburos no convencionales (HCNC), una de cuyas particularidades es la baja permeabilidad de las rocas portadoras, ha generado una oportunidad para países con dichos recursos, los cuales originalmente estaban limitados por la tecnología de extracción y/o altos costos de producción. Estudios de evaluación de reservas a nivel mundial como los realizados por US Departament of Energy (2013) para 42 países posicionan a Argentina en tercer lugar con reservas shale gas técnicamente recuperables de 802 trillones de pies cúbicos (TCF), después de China (1115 TCF) y USA (1161TCF), siendo el principal país de Sudamérica (Tabla 1). Respecto a extracción de petróleo no convencional, también se ubica entre los principales del mundo, en cuarto lugar después de China, USA y Rusia, con una estimación de 27 billones de barriles técnicamente recuperables.

Tabla 1. Reservas mundiales de Shale Gas técnicamente recuperables. (US Department of Energy, 2013.

Región /País	TCF
América del Norte	
Estados Unidos	1161
Canadá	573
México	545
América del Sur	
Argentina	802
Brasil	245
Europa	
Rusia	285
Polonia	148
Francia	137
Asía	
China	1115
India	96
Pakistán	105
Australia	437
África	
Argelia	707
Sudáfrica	390
Libia	122

Argentina presenta actualmente un grave déficit energético, teniendo como una de las opciones más prominentes la explotación de estos recursos no convencionales a nivel industrial.

Ante esta posibilidad es preciso conocer su viabilidad tecnológica, conforme la geología de subsuelo, necesidades técnicas para su ejecución (personal calificado, insumos, logística) y posibles condicionantes en el ámbito de los yacimientos (población, usos del suelo y agua, reservas naturales, limitaciones legales).

Consecuentemente, uno de los aspectos más susceptibles en lo social y económico es el principal insumo que requiere la técnica de explotación y en especial la etapa de fracturación: el agua.

Objetivo

El presente trabajo sintetiza el principio de la tecnología, volúmenes de agua utilizados para la exploración/explotación de pozos, limitaciones sobre calidad requerida, caudales y calidad del flujo de retorno, tratamientos y/o disposición final y cuidados del ambiente durante las etapas de perforación y operación.

Se exponen también algunos ejemplos en cuanto a la disponibilidad de recursos en Argentina frente a escenarios posibles, como así también limitaciones en relación a regiones, provincias y/o ambientes geológicos.

Exploración/explotación de HCNC

Antecedentes

La mayor experiencia internacional se halla en campos de petróleo de América del Norte, estando USA a la vanguardia del conocimiento desde que inició su experiencia a principios de 1990. Actualmente cuenta con pozos distribuidos en todo el país (yacimientos Barnett, Marcellus, Antrim, Woodford, New Albany, Fayetteville y otros), logrando revertir la tendencia decreciente de su producción de petróleo y gas (Barreriro y Masarik, 2011), estimándose en un plazo de aproximadamente 5 años ser un país exportador.

En Sudamérica, la mayoría de las cuencas con potencial de shale gas/oil están en Argentina (Fig. 1), estimándose las mayores reservas de HCNC en Neuquén, contenidas en la F. Vaca Muerta y en segundo orden en la F. Los Molles (*http://www.energianeuquen.gov.ar/*).

Ambas formaciones han sido comparadas con yacimientos de USA, infiriéndose para algunos casos similitud respecto a las propiedades petrofísica de las rocas, alto contenido de materia orgánica, elevadas presiones de reservorio, y espesores y extensión areal importantes (abarca cientos de km2).

Si bien estas presunciones son alentadoras, aunque muy preliminares respecto a un gran potencial, hay más 100 pozos realizados a la fecha.

Figura 1. Cuencas con potencial Shale Gas en Sudamérica. (Advanced Resour. Internat. 2013)

Usos del agua

Perforación

Durante la perforación de pozos de petróleo convencional o no convencional, el uso de agua con aditivos (lodo de perforación) es necesario para la estabilización de las paredes del sondeo, control de carga en la presión del reservorio (gas/petróleo/agua), arrastre del detrito (cutting), lubricación y enfriamiento de la herramienta de corte. Una estadística realizada en yacimientos de "shale gas" en USA (Marcellus, Barnett, Fayettville y Haynesville) aportó consumos de agua con rangos entre 240 a 4.000 m^3/pozo, dependiendo del tipo de fluido utilizado, profundidad y extensión areal alcanzada, entre otros (GWP/ALL, 2009).

Fracturación (Fracking)

Las formaciones generadoras y portadoras de gas y/o petróleo como esquistos, pizarras y/o lutitas (roca madre) presentan originariamente muy baja permeabilidad y desconexión entre los poros/microporos, impidiendo el flujo natural del gas o petróleo contenido en forma natural. Mediante inyección de agua a alta presión es posible generar fracturación hidráulica de las rocas o "fracking", permitiendo así el aumento secundario de su permeabilidad y consecuentemente, el flujo de los hidrocarburos contenidos.

Para ello es preciso contar con muy importantes volúmenes de agua (Soeder y Kapel, 2009), siendo el rango para los ejemplos ya expuestos entre 8.000 m^3 y 15.000 m^3/pozo (Fig.2). Valores de 20.000 a 30.000 m^3 también suelen darse dependiendo del tipo de roca, profundidad, longitud horizontal, cantidad de fracturaciones, y otros condicionantes.

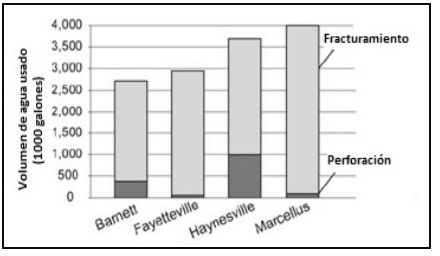


Figura 2. Agua requerida para perforación y fracturamiento en yacimientos de shale gas en USA. Fuente: GWP/ALL, 2009.

Actualmente estudios muy especializados que analizan las propiedades reológicas de las formaciones, presiones de reservorio, tipos de fluidos, etc., permiten diseñar y predecir la generación de microfracturas (modelamiento del fracking).

A estos se han sumado técnicas avanzadas en el procedimiento del fracking mediante inyección de agua con aditivos y arena en pulsos controlados, logrando generar micro-canales dentro de las fracturas ya rellenadas, que se traduce en mayor permeabilidad, permitiendo a su vez reducir el consumo de agua hasta en un 60%.

Inyección

El fluido de fracturación se compone de un 90,5 % de agua, 9% de arena y 0,5 de otros componentes (Fig.3).

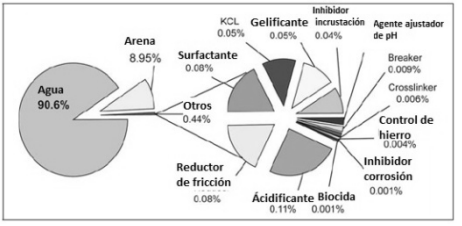


Figura 3. Contenidos del fluido de fracking. Fuente: Technology Laboratory (NETL) del U.S. Department of Energy (DOE).

El agua requiere cierta calidad físico-química con objeto de evitar precipitación de solutos, contar con un bajo coeficiente de rozamiento que favorezca la penetración de las fracturas, permitir adecuada dilución de los aditivos incorporados, entre otras. Por tanto, se utiliza preferentemente agua dulce o salobre, admitiéndose en algunos casos contenidos en sólidos totales disueltos del orden de 30g/L.

La arena tiene por función generar un esqueleto en la fractura, otorgando mayor permeabilidad y evitando el cierre de las fracturas una vez cesada la presión hidráulica del fracking.

Los otros componentes (aditivos) tienen funciones tales como biocidas, controladores de pH, reductores de fricción, inhibidores de corrosión, geles, ácidos desincrustantes además de otros que permiten penetración del fluido, controlando la permeabilidad y aumentando la eficiencia en la producción.

Recuperación de agua

Finalizadas las operaciones de fracturación, en la etapa de terminación y desarrollo, la liberación de presión del pozo produce recuperación de parte del volumen de agua inyectada (flowback). Esto dependerá de las características de la formación fracturada, diseño del pozo, volúmenes inyectados,

eficiencia del fracturamiento, presión de formación, y otros factores.

La recuperación puede variar entre rangos del orden de 15 y 70%, con valores usuales del 40% (Connor et al., 2012). El retorno se genera durante la primera etapa de terminación de pozo (varios días) y posteriormente durante su desarrollo (meses).

Disposición de aguas residuales (flowback)

Las operadoras deben gestionar el retorno de las aguas recuperadas según las normativas gubernamentales (provinciales y/o nacionales).

A partir de ello las alternativas de disposición y/o tratamiento en Argentina suelen ser:

a) Tratamiento superficial y reutilización en nuevas operaciones de fracturamiento y perforación.

b) Inyección a una formación profunda (Ej petrolera-gasífera) "in situ" o "ex situ".

Existen otras alternativas a nivel mundial, como disposición en cuerpos de agua previo tratamiento, o evaporación en ambientes desérticos para luego disponer el residuo seco en repositorios para peligrosos. En Argentina estas prácticas están prohibidas (Neuquén) o bien no son aplicadas por las operadoras.

Disponibilidad de recursos hídricos

El territorio argentino posee un tercio de regiones áridas-semiáridas, aunque estos ambientes poseen importantes recursos hídricos superficiales y/o subterráneos que pueden satisfacer la demanda de para abastecimiento humano, agricultura, ganadería, turismo e industria petrolera y minera, entre otros.

El desarrollo de la explotación de HCNC está ligado directamente a la disponibilidad hídrica en cada territorio. Es entonces requisito indispensable una adecuada gestión en el manejo de los recursos, en beneficio del progreso económico y social de cada región.

En tal sentido es necesario que tanto las autoridades como las operadoras tengan el conocimiento suficiente del medio físico, permitiendo comprender el ciclo hidrológico desde sus diferentes perspectivas y arcos, pudiendo cuantificarse así los volúmenes de agua en juego.

Esto significa conocer caudales de escurrimiento superficial y subterráneo, volúmenes almacenados en lagos, presas o contenidos en reservorios subterráneos, variaciones anuales e intranuales y comportamiento hidroquímico, entre otras características.

Esta información debe concebir un modelo hidrológico integrado que considere también la hidrometeorología como factor modificante importante (cambios climáticos) en los sistemas hidrológicos, evaluando así las limitaciones a la hora de adjudicar las concesiones de explotación de agua.

En el caso de la provincia de Neuquén se han dictado normativas específicas respecto a la exploración y explotación de HCNC (Decreto 1483/12), prohibiendo el uso de fuentes de agua subterránea de calidad apta para uso humano, recomendando preferentemente el de fuentes superficiales cuya disponibilidad pueda satisfacer las necesidades de cada actividad (ríos Colorado, Limay y Neuquén).

En muchos casos esta opción estará limitada por la distribución geográfica de los cursos respecto a los yacimientos a explorar/explotar, y especialmente por las restricciones que imponen tratados interprovinciales, como el COIRCO en el caso del Río Colorado (www.coirco.com.ar).

Estas normativas podrían ser opción para una etapa (1 a 10 años o más), para un área específica y/o una situación sociocultural determinada, pero en algunos casos puede limitar la única oportunidad de exploración y desarrollo económico de una región.

Hipótesis de necesidades

Si bien es aún muy preliminar establecer el número de pozos necesarios para satisfacer la demanda de gas y petróleo del país, se asume en un caso hipotético la ejecución de 3.000 nuevos pozos en el término de 5 años, previéndose que solo el 70% sería productivo (2.100 pozos). Sobre una demanda por pozo de 15.000 m^3 (perforación y fracturación), el volumen total de agua será de 31,5 hm^3 o 6,3 hm^3/año equivalente a 17.260 m^3/día (0,2 m^3/s).

Como se verá a continuación estos volúmenes podrían ser satisfechos por fuentes de agua superficial o alternativamente subterránea, dependiendo de la región en que se requiera perforar. Se exponen algunos datos comparativos de disponibilidad en diferentes regiones del país.

Provincia de Neuquén

El agua necesaria para el desarrollo de los yacimientos de HCNC de la *F. Vaca Muerta*, *F. Los Molles* y algunas otras con potenciales menores de la cuenca neuquina, podría ser provista aparentemente por alguno de los tres ríos principales mencionados, según se desprende del cotejo entre los módulos fluviales

frente a la necesidad hídrica, que es mostrado en la Tabla 2.

De su observación surgiría inicialmente la poco significativa incidencia del aprovechamiento respecto a la oferta natural.

Tabla 2. Caudales vs. necesidades de agua en el desarrollo de los HCNC.

	Río		
	Limay	Neuquén	Colorado
Módulo anual (m^3/s)	650	280	140
Volumen anual (hm^3)	20.498	8.830	4.415
Volumen diario (hm^3)	56,1	24,1	12
% respecto a una necesidad de 0,2 m^3/día	0,03	0,07	0,14

Sin embargo, un análisis serio requiere incluir todas las variables intervinientes, como el riego y especialmente, las restricciones legales al uso.

Existen diferentes acuíferos en coincidencia con estos reservorios de HCNC, siendo el más relevante regionalmente el contenido en el Grupo Neuquén (Scatizza, 2012). La heterogeneidad y anisotropía caracterizan a esta secuencia sedimentaria que suele alcanzar espesores de 400-500 m., encontrándose acuíferos libres, semiconfinados o confinados, dependiendo de la zona.

El análisis de información de pozos petrolíferos denota la existencia de hasta 3 niveles acuíferos desarrollados hasta los 500m de profundidad (Laurencena y Kruse, 2008).

La secuencia parte de un acuífero inferior confinado de baja permeabilidad entre 300 y 400 m. de profundidad, por encima otro semiconfinado-confinado con varios miembros y techo entre 180 y 200 m y finalmente un acuífero libre y/o semilibre vinculado con el ciclo hidrológico actual, desde los 180 m de profundidad.

Las características hidroquímicas varían consecuentemente con este esquema condicionando diferencialmente su potencial aplicación al abastecimiento humano, uso agrícola, minero o industrial.

Provincia de Mendoza

La producción de HCNC se centra al igual que en Neuquén, en las formaciones *Vaca Muerta* y *Los Molles*, sumándose aquí la *F. Cacheuta.*

En la región sur de la provincia las fuentes superficiales más importantes corresponden al río Colorado y tributarios (Río Grande, 70% del caudal total).

Respecto a los recursos subterráneos, se hallan poco estudiados, destacándose la cuenca de Laguna Llancanelo, desarrollada sobre un importante espesor sedimentario cuaternario. Hacia el sur y limitando con la provincia de Neuquén predominan ambientes serranos y/o mesetas conformadas por rocas ígneas, metamórficas y sedimentarias continentales y marinas.

Localmente importan los depósitos cuaternarios distribuidos en valles aluviales y/o cuencas endorreicas, en gran parte asociadas a la cuenca del río Colorado (Torres y Zambrano, 1996; Auge, 2004).

Los recursos hídricos subterráneos en la zona de Malargúe-Llancanelo son escasamente explotados, siendo sus usos principales el agropecuario, ganadero, doméstico, industrial y minero.

Información aportada por la Dirección General de Irrigación referente a pozos de abastecimiento de agua en Malargüe, y la brindada por empresas petroleras sobre pozos ubicados al este y norte de esta ciudad (Hernandez y Martinis, 2006), indican que a profundidades entre 30 y 160 m. se localizan aguas dulces con TSD entre 400 a 1400 mg/l.

Esta zona, si bien presenta un potencial importante como fuente de agua subterránea, constituye un Reserva Natural de alta sensibilidad ambiental, con restricciones tendientes a evitar cualquier impacto negativo.

Provincia de Chubut

Actualmente la producción de hidrocarburos se encuentra circunscripta al sur de la provincia, siendo el único recurso hídrico superficial próximo disponible el río Senguer, con un módulo anual de 52 m^3/s.

Este río actualmente abastece a las localidades de Comodoro Rivadavia y Caleta Olivia (aproximadamente entre ambas 300.000 habitantes), siendo utilizado en la actividad agrícola–ganadera principalmente en el valle de Sarmiento, y en la industria del petróleo para perforación y recuperación secundaria.

Cabe remarcar que actualmente dispone de capacidad suficiente para estas y otras actividades, dentro de una adecuada gestión de manejo. Existe también la posibilidad mediata de un aprovechamiento integrado mediante una represa de control, hoy en etapa de estudio, como opción ante futuras necesidades (UNSJB-Hidroar, 2007; Nores, R. 2010).

Existen además otras posibilidades más distantes de los posibles yacimientos de HCNC,

como los caudales del río Chubut y acuíferos de diferente envergadura en los sectores central y norte (Scatizza et al. 2006).

Conclusiones

Argentina contaría con una de las mayores reservas de HCNC a nivel mundial, requiriendo para su extracción la ejecución de miles de pozos petroleros. Entre los insumos principales durante la etapa de perforación y fracturamiento se utilizaría un caudal mínimo de 15.000 m^3/pozo.

Para asegurar la disponibilidad de agua en el desarrollo de la industria de los HCNC es requisito conocer con precisión los caudales de los ríos y la hidrogeología de la región. Para ello se hace necesaria la realización de estudios hidrológicos-hidrogeológicos, que permitan compatibilizar la disponibilidad de ambos recursos respecto a la necesidad real de los diferentes usuarios en cada región (poblaciones, agricultura, ganadería, turismo, otras industrias).

Los estudios a cargo del Estado, el sistema científico y/o empresas privadas deberán facilitar una gestión integrada de los recursos hídricos, posibilitando su uso con una visión de mediano y largo plazo.

Es muy importante que estas investigaciones estén dotadas de la suficiente perspectiva ambiental, dada la magnitud de los volúmenes de agua involucrados en la explotación de HCNC y lo delicado que resulta la gestión de los fluidos residuales, motivo de la interrupción de muchos proyectos.

Referencias

Advanced Resources International, 2013. http://www.adv-res.com/

Auge, M. 2004. Regiones Hidrogeológicas, República Argentina. 2004. La Plata.

Barreriro, E. y Masarik, G. 2011. Los reservorios no convencionales, un “fenómeno global”. Revista Petrotecnia-IAPG 2011, 2: 10-18.

Comité Interjurisdiccional del Río Colorado COIRCO. http://www.mininterior.gov.ar/ provincias/ cuencas_coirco
Coirco. www.coirco.com.ar

Connor, A. et al. 2012. Water issues related to hidraulic fracturing for shale gas production. GSI EnviromentalIn, 1-16. Houston, Texas.

Decreto 1483/12 http://www.neuquen.gov.ar/

GWP/ALL, 2009. Consulting 2009. Modern Shale Gas Development in the United States

Hernandez, J. y Martinis, N. 2006 Particularidades de las cuencas hidrogeológicas explotadas con fines de riego en la provincia de Mendoza. III Jornadas de actualización de riego y fertirriego, Mendoza.

Hurtado, V. 2012. Enviromental Impact of Unconventional Gas Development.Simposio Latinoamericano de Gas y Petróleo No Convencional, Buenos Aires.

Laurencena, P. y Kruse E. 2008. Caracterización de acuíferos profundos en un sector de la cuenca Neuquina. IX Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea ALHSUD.Ed.CD Rom y Libro de Resúmenes. Memoria pp.53. Quito.

Nores, R. 2010. Aprovechamiento Múltiple Los Monos.VI Congreso Argentino de presas y aprovechamiento hídroeléctricos, Neuquén.

Scatizza, C.F., Preiato S.A. y Ceci J.H. 2006. Potencial uso de los recursos hídricos subterráneos en la cuenca del arroyo Sacanana – Gan Gan. VIII Congreso Latinoamericano de Hidrogeología, Asunción, Paraguay.

Scatizza, C. 2012. Aprovechamiento sustentable de los recursos hídricos en el desarrollo de yacimientos no convencionales.Simposio Latinoamericano de Gas y Petróleo No Convencional. Buenos Aires.

Soeder, D. y Kappel, W. 2009.Water Resources and Natural Gas Production from the Marcellus Shale.U.S. Geological Survey.

Subsecretaría de Minería e Hidrocarburos de la Provincia de Neuquén.
http://www.energianeuquen.gov.ar/

Torres E. y Zambrano J., 1996. Hidrogeología de la Provincia de Mendoza. Catálogo de Recursos Humanos e información relacionada con la Temática Ambiental en la Región Andina Argentina. Capítulo 6.
http://www.cricyt.edu.ar

UNSJB-Hidroar 2007. Presa Multipropósito Los Monos. Plan de gestión ambiental. http://www.chubut.gov.ar/ambiente/imagenes/ PGA

U.S. Department of Energy. 2013. EIA, Technically Recoverable Shale Oil and Shale Gas Resources: An Assesment of 137 Shale Formations in 41 CountriesOutside the United States. Washington DC.

Exploración y Explotación de Salmueras Enriquecidas en Litio y Potasio en Salares de la Puna Argentina

Rodolfo García[1], Verónica Rocha Fasola[1], Federico Moya Ruiz[2] y Esteban Tálamo[3]

[1]Universidad Nacional de Salta. Facultad de Ciencias Naturales. Escuela de Geología. Cátedra de Hidrogeología. Bolivia 5151. Tel: 3874255511. (4400) Salta. Argentina.
[2]CONHIDRO S.R.L. Av. Batalla de Salta 962. Tel: 3874251302. (4400) Salta. Argentina
[3]CONHIDRO S.R.L. Dr. Tomás Vergara 1556. Tel: 03833454148. (4700) S. F. del Valle de Catamarca. Argentina.

Mail de contacto: rgarciamaurizzio@gmail.com

RESUMEN

Los salares de la Puna Argentina se han originado bajo extremas condiciones de aridez. Estos cuerpos, ocupan la parte más baja de extensas cuencas endorreicas constituyendo en muchos casos ricas reservas de boratos y sulfatos que son explotados por la minería tradicional. Sin embargo, las salmueras que saturan las facies del cuerpo del salar, conforman en muchos casos, importantes reservas de Litio, Potasio y Sodio. Estas reservas deben ser exploradas, explotadas y manejadas siguiendo los conceptos de la hidrogeología o hidrología subterránea, debido a que a diferencia de la exploración y explotación minera tradicional, en estos casos, la mena (la salmuera) es un fluido y como tal, es dinámica. En este trabajo se presenta, entre otros aspectos, la dificultad para establecer el valor de las componentes del balance hidrogeológico y los serios condicionantes que existen en la disponibilidad de agua dulce que pueda ser utilizada en los procesos industriales.
Palabras clave: Litio, Salares, Puna, Hidrogeología, Minería.

ABSTRACT

The salars of the Puna Argentina were originated under extreme arid conditions. These deposits occupy the lower part of large endorreic basins and constitute in many cases rich reserves of borates and sulfates exploited by traditional mining. However, the brines that saturate the salar body form in many cases significant reserves of lithium, potassium and sodium. These reserves should be explored, exploited and managed following the concepts of hydrogeology because unlike traditional exploration and mining, in these cases, the ore (brine) is a fluid and as such is dynamic.In this paper, among other things, it is exposed the difficulty of establishing the value of the groundwater balance components and the serious conditions that exist in the availability of fresh water that can be used in industrial processes.
Keywords: Lithium, Salars, Puna, Hydrogeology, Mining.

Introducción

La Puna constituye la terminación austral de la alta plataforma de los Andes Centrales, conocida como Altiplano. El ambiente puneño se caracteriza por ser una amplia altiplanicie surcada por numerosos cordones montañosos de alturas variables que encierran y delimitan entre sí extensas depresiones, que suelen conformar áreas de escurrimiento centrípeto, situadas a considerables alturas ya que la gran mayoría de los bordes de las salinas y salares se encuentran a una cota media de 3.800 metros sobre el nivel del mar (García, et al, 2011).

El clima de la Puna es de tipo Continental Andino intenso, alcanzando a poseer condiciones de clima desértico. El área se caracteriza por presentar escasas precipitaciones líquidas, originadas en la gran mayoría de los casos en las masas de aire atlántica que provienen del este. En el dominio andino, la extrema sequedad del aire, elevada componente de evaporación, los vientos constantes, las bajas temperaturas y la pronunciada amplitud térmica, hacen de esta región un lugar extremadamente difícil para el desarrollo de la vida y de las actividades del hombre.

En el sector más occidental, los picos que pueden alcanzar la zona de circulación atmosférica del Pacífico, presentan sus cumbres nevadas por encima de los 6.000 msnm. En la época estival (diciembre a marzo), las lluvias normalmente no superan los 100 mm anuales; las nevadas en junio a agosto y granizadas en abril–mayo y septiembre–octubre, son comunes en casi todo el ámbito de la Puna (Bianchi,

2006). Gran parte de la superficie ocupada por los salares de la Puna Argentina se encuentra por debajo de la isohietas de 100 mm/año. Es posible diferenciar entre salares húmedos localizados al oriente (Olaroz, Cauchari, Pozuelos, Centenario, Ratones y Hombre Muerto), y salares secos ubicados al occidente (Jama, Rincón, Pocitos, Tolillar, Arizaro, Incahuasi, Llullaillaco, Río Grande y Antofalla). Los primeros se ubican entre las isohietas de 50 a 100 mm/año, mientras que los segundos se ubican en la zona por debajo de la isohieta de 50 mm/año.

Geológicamente, el área de estudio se caracteriza por una tectónica de horst y graben con la formación de un sistema de cuencas endorreicas, donde los rasgos positivos están formados por cadenas montañosas plegadas con núcleos de basamento Paleozoico, mientras que los depocentros originan cuencas sedimentarias propicias para la acumulación de sedimentos clásticos y evaporíticos, con intercalaciones de depósitos de origen volcánico, principalmente del Terciario (Alonso y Gutiérrez, 1986).

El agente modelador del relieve, la erosión fluvial, permanece casi inactiva gran parte del año, cobrando energía únicamente en la restringida época de lluvias, produciendo la remoción de sedimentos preparados por la acción meteórica. Las geoformas más característica son los bolsones intermontanos que conforman amplias cubetas rellenas de sedimentos coluviales y aluviales; siendo en la mayoría de los casos común que en el centro de estas depresiones se desarrollen salinas o salares. Por otra parte, y como rasgo distintivo, se observan amplios conos aluviales y sedimentos de bajadas que en las zonas distales se interdigitan con los depósitos evaporíticos de los salares (Igarzábal y Poppi, 1980).

En los últimos años, muchos salares de la Puna Argentina han sido objeto de exploración en búsqueda de salmueras enriquecidas principalmente en Litio y Potasio, debido a la gran demanda mundial de estos elementos. En estos momentos, de los numerosos proyectos de exploración que se están desarrollando, solo unos pocos se encuentran en etapa de explotación de salmueras y producción de sales de Litio y Potasio (García, et al, 2011).

Exploración Hidrogeológica en Salares

Luego de numerosas experiencias propias y de terceros, se puede expresar que la secuencia metodológica básica para la exploración de salmueras en ambientes extremos como los salares de la Puna Argentina debe incluir, entre otros aspectos fundamentales:

1) Análisis y valoración de antecedentes.
2) Caracterización del ambiente hidrogeológico mediante el análisis de la geología de superficie (litología, estratigrafía y estructura) y de subsuelo (geofísica).
3) Perforación de pozos.
4) Muestreo geoquímico de salmueras para analizar variaciones laterales y en profundidad de las anomalías de Litio, Potasio, Boro, etc.
5) Obtención de muestras litológicas de las facies que funcionan como almacén (para evaluación de porosidad, permeabilidad, etc.).
6) Determinación de parámetros hidráulicos de los acuíferos.
7) Balance hidrogeológico.
8) Modelación numérica preliminar del reservorio que contemple mínimamente el modelo hidrogeológico conceptual del lugar.

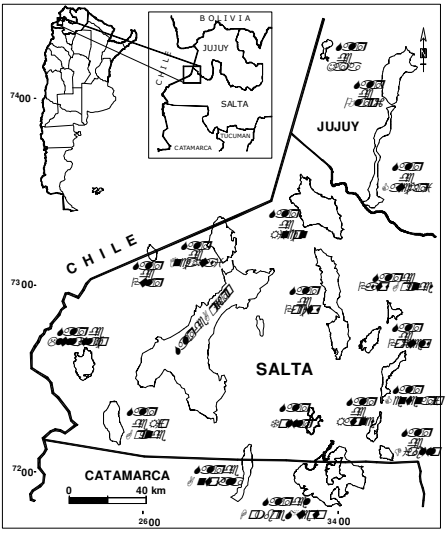


Figura 1. Ubicación de los principales salares de la Puna Argentina.

Antecedentes y Ambiente Hidrogeológico

Uno de los aspectos más importantes durante la etapa inicial de la investigación hidrogeológica de la Puna Argentina está relacionado a la falta de antecedentes directamente vinculados a los recursos hídricos subterráneos. Esta situación es casi una constante en la región debido a que durante mucho tiempo la Puna ha sido un lugar aislado, con escasa infraestructura, población muy

dispersa y, una actividad económica relativamente pobre. De esta manera, los estudios geológicos que se han efectuado en muchos lugares son a nivel regional y, cuando existen con mayor detalle, son puntuales y están directamente vinculados a proyectos de la minería tradicional (obtención de metales, rocas de aplicación, cosecha y extracción boratos, sal de mesa, etc.). Esta situación determinó entonces que sean nulos o muy escasos los antecedentes y datos vinculados al ciclo hidrológico del agua (precipitación, escurrimiento fluvial y evapotranspiración), lo que se traduce en la imposibilidad de poder cuantificar estos parámetros y con ello elaborar balances tentativos en un ambiente de pobres precipitaciones, escasos ríos de régimen permanente y elevada tasa de evaporación potencial anual.

El ambiente hidrogeológico de la mayoría de los salares de la Puna Argentina puede sintetizarse en la presencia de una cuenca hidrológica, donde se desarrollan numerosos cauces de régimen transitorio y uno o dos cursos principales que excepcionalmente pueden alcanzar el borde del salar, ya que éstos se infiltran casi totalmente en las llanuras aluviales, que poseen suelos poco desarrollados con gran capacidad de infiltración (García et al, 2011; Moya Ruiz et al, 2007; Vinante, 2003).

De acuerdo a la historia geológica de cada una de estas cuencas cerradas, los salares pueden ser inmaduros o maduros. Los primeros están caracterizados fundamentalmente por la presencia mayoritaria de facies clásticas, dispuestas en camadas, que se intercalan con pequeños niveles de evaporitas (principalmente, halita). Los salares maduros, en cambio, se caracterizan por un dominio de facies evaporíticas (cloruros, sulfatos, boratos) sobre las clásticas (arenas, gravas y arcillas).

El aspecto fundamental entre ambos tipos de salares está referido al movimiento del agua subterránea ya que en el primer caso el flujo es claramente en un medio poroso; mientras que en el segundo, el movimiento del agua parece responder a un sistema pseudokárstico (Conhidro, 2007, 2008, 2009 a y b, 2010, 2012 a, b y c). Como ejemplo de salares inmaduros se pueden mencionar a Olaroz y Cauchari en la provincia de Jujuy; Pozuelos, Centenario y Ratones en la provincia de Salta. Ejemplos de salares maduros lo conforman Rincón, Arizaro, Río Grande y Pocitos, entre otros, en la provincia de Salta; Hombre Muerto y Antofalla en la provincia de Catamarca.

El ambiente hidrogeológico donde se desarrollan los salares, pertenecen a Provincias Hidrogeológicas de Frente Montañoso, según criterio de Issar y Passchier (1990); donde la zona de aporte a la recarga es mucho mayor en superficie que aquella ocupada por el reservorio.

Estos ambientes se caracterizan por la presencia de agua salada y salmueras en facies evaporíticas y clásticas, mientras que en los conos y bajadas aluviales formadas por los ríos, los reservorios son de origen clástico exclusivamente y almacenan agua dulce, salobre y salada.

Geología de Superficie y de Subsuelo

Durante la etapa de exploración, el análisis de la cartografía y la comprensión de la geología de cada ambiente en particular, debe considerarse fundamental. En la Puna Argentina, como ya se expresó anteriormente, los estudios geológicos más detallados están directamente vinculados a algún tipo de prospecto minero, aunque debe señalarse que el nivel de levantamiento geológico actual efectuado por el Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR), se considera suficiente para esta etapa. En muchos lugares también existen excelentes trabajos de tesis de grado y doctorales que aportan información que de otra manera habría sido muy difícil de disponer.

Conocido el ambiente geológico, con identificación de unidades estratigráficas, secuencias litológicas, estilo estructural y, en definitiva, su historia geológica, es necesario establecer y conocer las propiedades y estructura de las rocas y/o sedimentos, en profundidad.

Para lograr este último objetivo, se debe acudir a herramientas de la prospección geofísica entre los cuales han resultado más útiles para los fines perseguidos los métodos eléctricos (Sondeos Eléctricos Verticales o SEV, Magnetotelúrica o MT y, últimamente, Tomografía Eléctrica). También, en algunos proyectos, se ha utilizado con cierto grado de éxito la gravimetría, fundamentalmente en la etapa de tratar de establecer el espesor de potentes secuencias sedimentarias que rellenan las depresiones.

El método del SEV es una herramienta sencilla que ha probado su eficacia en la identificación de facies sedimentarias saturadas con agua dulce y salmueras, principalmente en los conos y bajadas aluviales que se encuentran adosados a los sistemas montañosos y que se interdigitan con los sedimentos del salar propiamente dicho (Conhidro, 2008, 2009 a y 2012 b). También han resultado muy útiles al momento de diferenciar la zona de interfase o

cuña entre el agua dulce almacenada en estos cuerpos sedimentarios y la salmuera que satura los depósitos del salar (Conhidro, 2009 a y 2012 b). Muchos son los ejemplos de salares en donde con el método del SEV se ha podido identificar claramente una zona superficial extremadamente conductiva y una inferior muy resistiva, principalmente en aquellos donde el cuerpo del salar está formado por halita; lo que se ha interpretado como una zona donde la halita se encuentra fracturada, con oquedades y cavernas (parte conductiva) y donde la halita se encuentra compacta y masiva (zona resistiva) (Conhidro, 2008, 2009 a y 2012 b).

La aplicación de MT en varios proyectos mineros en salares, permite señalar que el mayor aporte de esta herramienta está vinculado a la obtención de datos profundos (allí donde normalmente los SEV, pierden detalle) de las secuencias de relleno que conforman el salar y, muchas veces, en la identificación del basamento que conforma la base del relleno.

Como ejemplo se puede citar que con esta herramienta se ha determinado un espesor de facies evaporíticas de 700 metros en el Salar de Antofalla (provincia de Catamarca) y 300 a 400 metros de relleno sedimentario en el Salar de Pozuelos (provincia de Salta) (Conhidro, 2008 y 2009 a).

Estudios gravimétricos señalan profundidades de aproximadamente 700 metros de halita en la Subcuenca Occidental del Salar del Hombre Muerto (provincias de Catamarca y Salta) y, unos 600 metros de potencia de facies clásticas de relleno en la Subcuenca Oriental del mencionado salar (Conhidro, 2012 b). En el Salar de Rincón (provincia de Salta) se señala hasta 700 metros de espesor del cuerpo halítico (Conhidro, 2012 a).

Perforación de Pozos Exploratorios

Una etapa de vital importancia en la caracterización hidrogeológica de salares es la perforación de pozos exploratorios. En esta etapa la técnica más empleada es la perforación con sistema de diamantina (DDH), destinada a obtener testigos de las secuencias atravesadas para ser luego estudiados geológicamente (litología, mineralogía, etc.) o bien para efectuar análisis geoquímicos (dataciones, inclusiones fluidas, etc.) y físicos (porosidad, fracturas, etc.) con mucho detalle.

La mayoría de los pozos son realizados en diámetro NQ y BQ, aunque en algunos casos se efectúan en diámetro PQ y deben ser distribuidos de una manera tal que se pueda obtener la mayor información areal de las distintas unidades litológicas presentes y sus variaciones faciales. En cuanto a la profundidad de exploración, normalmente depende si se trata de un salar maduro o inmaduro.

En el primer caso los pozos deben investigar hasta una profundidad donde se advierta que la halita se presenta compacta y maciza, señal de que la porosidad ha disminuido o desapareció casi por completo. Este efecto se ha observado en varios salares que el cuerpo principal o núcleo de halita se encuentra muy fracturado y con evidentes procesos de disolución hasta una profundidad variable entre 30 y 60 metros, alcanzando valores típicos de 10 % y máximos de hasta 25 % e incluso superiores. A partir de esa profundidad la porosidad suele disminuir drásticamente a valores medios de 2 % y, en muchos casos, incluso desaparecer completamente. En algunos casos, como en el Salar del Hombre Muerto y de Rio Grande, se han observado además de las variaciones verticales, cambios laterales de igual intensidad, a distancias de tan sólo 50 metros, con diferencias de hasta 10 veces en los caudales específicos de los pozos (Conhidro, 2012 b y c).

En salares inmaduros la profundidad de exploración con diamantina suele ser claramente mayor ya que dependiendo de la historia geológica de cada salar en particular, puede presentarse una espesa cubeta con sedimentos detríticos que tienen porosidad primaria a cualquier profundidad. En este caso, en la mayoría de los salares argentinos, se han investigado hasta los 250 metros aproximadamente y, solo algunos pozos han avanzado más allá de esa profundidad.

Una desventaja de la perforación con diamantina es la poca recuperación de material poco consolidado o inconsolidado, por ejemplo el muestreo de arenas acuíferas.

El otro tipo de perforación que se suele utilizar es la rotativa clásica con trépanos triconos, en este caso se deben emplear también lodos especiales debido a que los lodos bentóniticos se degradan totalmente al usar como base acuosa una salmuera. Estos lodos especiales, biodegradables, permiten mantener estables las paredes del pozo y elevar los fragmentos de cutting.

En salares como Pozuelos y Antofalla se realizaron pozos con el sistema rotativo tradicional, pero inyectando aire comprimido en vez de lodo de perforación, con muy buenos resultados, tanto en el avance de perforación como en el muestreo geológico. Sin embargo, la profundidad que se puede alcanzar utilizando esta metodología está limitada a unos 100 metros ya que para avanzar más allá es

necesario un equipo compresor de muy importante porte. La ventaja más apreciada en este caso es que las muestras de cutting provienen sin ninguna interferencia de lodo.

De acuerdo a la experiencia de los autores, en la mayoría de los salares, se ha sobredimensionado el uso de diamantina en detrimento de los pozos efectuados por sistema rotativo con tricono. Esta situación está vinculada claramente a que en casi todos los proyectos de exploración de salmueras, se abordaron desde un punto de vista de la minería tradicional y no desde la óptica hidrogeológica.

Este hecho ocasionó algunos serios problemas en muchos salares ya que a partir de ensayos de air lift en pozos de diamantina se han extrapolado caudales de producción que luego se pudo comprobar que se encuentran muy lejos de los reales cuando se hace un pozo tradicional para la captación de agua.

En otros casos se ha podido observar que en algunos proyectos, las empresas que efectuaron pozos con sistema rotativo con tricono, con comprobada experiencia en perforación en la minería tradicional, fracasaron notablemente al efectuar pozos de captación de agua. Este último hecho se debe fundamentalmente a la falta de manejo y técnica en la construcción de éstos pozos comparado con aquellas empresas que tienen experiencia en la construcción de pozos de captación de agua. Las mayores falencias que se han observado estuvo en el diseño de los pozos, en la inadecuada elección de aberturas de filtros y prefiltros, cálculo de volumen de grava, etc., razón por la cual muchos pozos construidos de esta manera han resultado inservibles.

Muestreo Geoquímico

En realidad el muestreo geoquímico de las salmueras se debe efectuar en dos etapas muy diferentes de un proyecto de exploración. Los primeros muestreos se realizan en la etapa inicial, es superficial a subsuperficial y fundamentalmente consiste en realizar una grilla en el salar, luego construir pequeños pozos con una pala barreno y/o retroexcavadora hasta alcanzar el nivel freático. Aparte de obtener las muestras debidamente clasificadas e identificadas, en el campo se deben realizar determinaciones de Conductividad Eléctrica, pH, Eh, Temperatura y Densidad. Estas muestras son enviadas al laboratorio para determinaciones específicas de Litio, Potasio, Sodio, etc.,

La segunda etapa de muestreo de salmueras se realiza cuando se finalizaron los pozos de exploración. En este caso, uno de los aspectos más importantes es observar si existen variaciones en las concentraciones de Litio, Potasio, Sodio, Boro y Magnesio, entre otros, con respecto a la profundidad. Cuando se utilizan pozos de diamantina, se obtienen muestras secuenciales utilizando en la mayoría de los casos packer o bien un low flow. En el caso de pozos realizados con método rotativo tradicional y entubado con cañería ciega y filtros, las muestras de salmueras para análisis se obtienen durante la etapa de bombeo y se observa si existen variaciones temporales en las concentraciones.

Parámetros Hidráulicos de Reservorios

Uno de los aspectos más sensibles en la evaluación y estudio de los reservorios de salmueras está relacionado directamente a la determinación de los parámetros hidráulicos. Es opinión de los autores de que en muchos salares de la Puna Argentina este punto ha sido y sigue siendo uno de los mayores condicionantes. Esto se debería a:

1°) En varios casos se ha podido advertir que la etapa de evaluación de los reservorios de salmueras no ha sido correctamente dimensionada.

2°. Muchas veces fue valorada de manera errónea y,

3°. Algunas veces, ha sido tratada por personas que carecen de la formación necesaria para el tratamiento de los datos.

Con respecto al primer punto, se puede señalar que en muchos proyectos se ha podido observar que el número de pozos de bombeo y piezómetros empleados para efectuar ensayos de bombeo ha sido insuficiente. En efecto, si se considera la extensión areal de los salares y la potencia de las secuencias sedimentarias involucradas, se entiende que para obtener valores representativos de los parámetros hidráulicos se deben plantear mínimamente cuatro a seis campos de bombeo, construyendo un número conveniente de piezómetros de observación y de esta manera observar en distintas direcciones el comportamiento del reservorio. Esta situación también es cierta en cuanto a la profundidad de los pozos de bombeo y piezómetros ya que en la mayoría de los casos éstos son pozos parcialmente penetrantes y, muchas veces se ha observado que el diseño del pozo de bombeo y de los pozos de observación varían tanto que es extremadamente difícil asignarle representatividad a los datos de descenso del nivel piezométrico.

En el segundo caso, uno de los mayores problemas se ha observado en aquellos

reservorios de halita fracturada, con oquedades y verdaderas cavernas en donde se realizaron ensayos de bombeo con pozos de observación y los datos fueron tratados como si el flujo fuese en un medio poroso típico. En estos casos casi siempre se obtuvieron valores de Transmisividad, Coeficiente de Almacenamiento y Permeabilidad extremadamente altos que luego no se condicen con lo que se observa en el campo. La explicación podría encontrarse en que en realidad, el medio de circulación se comporta más parecido a un sistema kárstico que a un medio poroso.

El tercer escenario se observó en algunos casos donde los datos de ensayos de bombeo fueron tratados por personas con escasa formación hidrogeológica, obteniendo parámetros incoherentes ya que los datos originales presentan fuertes inconsistencias, principalmente vinculadas a errores en mediciones de los niveles dinámicos, falta de precisión en los caudales de ensayo y, lo más serio, de que en muchos ensayos se advierte que los mismos se llevaron a cabo en pozos que aún están en proceso de desarrollo o que directamente les falta desarrollo, influenciando así en forma directa sobre los parámetros hidráulicos del pozo y, por supuesto, sobre los del acuífero.

Otro hecho extraño observado en salares inmaduros, como Olaroz y Cauchari, donde se han puesto en producción en forma conjunta secciones halíticas y clásticas, es que los ensayos de bombeo escalonados, utilizados para definir los parámetros hidráulicos del pozo, presentan un comportamiento inverso a la teoría (Conhidro, 2011). Los caudales específicos aumentan a medida que se incrementa el caudal de explotación, no siendo posible ni real, aplicar los métodos comunes de Jacob o de Hantush-Bierschenk y de Rorabaugh, para la determinación de la ecuación de descensos del pozo y definir los caudales máximos y eficiencia. Se ha observado que este hecho fue muchas veces ignorado al momento del análisis o confundido con problemas de desarrollo lo que obligó a la repetición de los ensayos, volviendo el mismo a presentar la misma anomalía. En opinión de los autores esta anomalía se puede deber a que se están analizando dos medios de comportamiento hidráulico diferente (kárstico - poroso), con un método definido para un medio exclusivamente poroso. A esto debe sumársele el hecho de que en varios de estos sitios se ha observado que pozos habilitados a distintas profundidades, muestran niveles piezométricos con diferencias de hasta 5 metros, entre ellos, situación que también puede influir en la anomalía observada.

Balance Hidrogeológico

Establecer un balance en los ambientes de salares es una tarea más que difícil debido principalmente a la falta de datos vinculados al ciclo hidrológico tal como precipitaciones, escurrimiento superficial, evaporación y, por supuesto, infiltración eficaz. En muchos salares se ha tratado con mayor o menor grado de éxito establecer cómo interactúan los componentes del ciclo, pudiéndose señalar que hasta el presente, en la mayoría de los casos, solo ha podido establecerse una aproximación o balance tentativo.

A modo de ejemplo se puede citar que en el Salar del Hombre Muerto, en la Subcuenca Occidental, donde opera Minera del Altiplano, los cálculos estimativos de balance efectuado en el cono del río Trapiche determinan que la evapotranspiración representa el 78 % de las precipitaciones; la Infiltración Eficaz el 5 % y el Escurrimiento el 17 % de las lluvias (Moya Ruiz et al, 2008).

En salares como Cauchari y Olaroz, se han efectuado algunos cálculos que estiman que la evapotranspiración representa entre el 81 al 98 % de las precipitaciones, mientras que el escurrimiento fluvial no alcanza a superar el 1 %.

Modelación y Modelo Conceptual

El último paso de la etapa de exploración se resuelve con una modelación numérica y la elaboración del modelo conceptual del ambiente hidrogeológico. La modelación numérica como herramienta de predicción, claramente, tendrá mayor o menor validez en función de los datos de ingreso y las condiciones de borde utilizadas.

De acuerdo a los autores, hasta ahora, en la mayoría de los salares donde se han efectuado modelaciones matemáticas, se ha observado que éstas no responden luego al modelo predicho, cuando se empieza con la explotación real del reservorio a través de sistemas de baterías de explotación. Está claro que esta falta de correlación entre el modelo predictivo y lo que realmente sucede cuando el reservorio es puesto en explotación, se debe a dos razones principales. La primera, parece estar vinculada estrechamente a una situación de falta de conocimiento del reservorio (faltan datos primarios sensibles) y la segunda a que en la mayoría de los casos la modelación la realiza un grupo de profesionales que no estuvo directamente vinculado al proceso de evaluación del reservorio. También se debe

señalar que en algunos casos, los modelos no han incluido la posibilidad de flujo inducido por diferencias de densidades en la salmuera a medida que se produce la explotación, tal como ocurre con algunos modelos numéricos básicos que, directamente, no lo contemplan en su plataforma.

Explotación del recurso

Si el reservorio ha mostrado que contiene leyes o concentraciones interesantes en el contenido de Litio y/o Potasio y, por otra parte, que posee reservas económicamente explotables, es posible que avance a la etapa de explotación.

En el ámbito de la Puna Argentina, en estos momentos, solamente unos pocos prospectos han avanzado y se encuentran en etapa de explotación. El más antiguo de todos estos es el de Minera del Altiplano – FMC Lithium que se localiza en la Subcuenca Occidental del Salar del Hombre Muerto (provincia de Catamarca) y en donde se produce Carbonato de Litio y Cloruro de Litio. En la provincia de Salta, ADY Resources Limited explota salmueras en el Salar del Rincón para producción de Carbonato de Litio. En la provincia de Jujuy se encuentra en estado muy avanzado la explotación de Salmueras del Salar de Olaroz para la producción de Carbonato de Litio. Otros interesantes proyectos que no han alcanzado esta etapa pero que se dirigen a esa instancia se localizan en la Subcuenca Oriental del Salar del Hombre Muerto, en los Salares de Centenario – Ratones, Salar de Cauchari y Pozuelos.

No es el propósito de este trabajo describir el sistema productivo de estos proyectos, sino el de señalar que para esta importante etapa de un proyecto de Litio y/o Potasio, se inicia, además de las complejidades de poner en funcionamiento una planta de tratamiento, una etapa crítica para cualquier proyecto de esta naturaleza en el ámbito de la Puna Argentina, como lo es la demanda de agua dulce industrial que necesitará el proyecto.

Lamentablemente, la presencia de agua subterránea dulce (tanto para el consumo humano, agrícola, ganadero e industrial) en muchos sectores de la Puna Argentina, está fuertemente condicionada por los aspectos climáticos reinantes, por la escasa recarga actual que existe que terminan condicionando la cantidad; pero también debido a la calidad del recurso hídrico subterráneo, por el fuerte efecto modificador que tienen las rocas y sedimentos de esta región (García et al, 2011; Moya Ruiz et al, 2008).

Esta última situación determina que aun cuando se localizan reservorios con agua dulce (aguas con baja conductividad eléctrica o residuo sólidos totales), en la gran mayoría de los casos no pueden ser aprovechadas para el consumo humano debido a la presencia de Arsénico y Boro, que son elementos directamente vinculados a actividad volcánica que, como se sabe es una constante en el ambiente de la Puna Argentina (García et al, 2011, Conhidro, 2012 d y e).

Si bien las características físicas y químicas del agua para el proceso productivo no requiere una calidad comparable a la del consumo humano, se debe señalar que la presencia de elementos y compuestos como Boro, Arsénico, Magnesio, Fluoruros, Cloruros y Sulfatos principalmente, interfieren seriamente en el proceso de obtención de carbonato y cloruro de Litio, razón por la cual se deben localizar fuentes de agua que presenten bajos contenidos en estos elementos; situación que realmente conforma todo un desafío puesto que en la Puna Argentina, las rocas y sedimentos de origen volcánico, son ricos en estos elementos y compuestos.

Conclusiones

Este trabajo pretende mostrar la secuencia metodológica que debería aplicarse durante la etapa inicial y final de un proyecto de explotación de salmueras enriquecidas en Litio y/o Potasio haciendo especial énfasis de que a diferencia de la minería tradicional, donde se explota un mineral en condiciones estáticas, en este caso particular de minería, la mena, es dinámica. Por otra parte se quiere mostrar, a través de la experiencia de este grupo de trabajo en diferentes salares de la Puna Argentina, lo complejo que resulta el análisis de los datos, para la determinación de los parámetros básicos de entrada del modelo numérico y conceptual, para evitar las diferencias extremas observadas entre el modelo predictivo y el real. Esta situación determina claramente que el enfoque, análisis y tratamiento de datos debe ser efectuado por especialistas en aguas subterráneas.

Referencias

Alonso, R y R. Gutiérrez. 1986. Litoestratigrafía del Neógeno terminal. Puna sud-oriental argentino. *Revista del Instituto de Geología y Minería N° 6*. Universidad Nacional de Jujuy. República Argentina.

Bianchi, A.R., 2006. Distribución Geográfica de las Lluvias en el Noroeste de Argentina (Región NOA). Instituto Nacional de

Tecnología Agropecuaria (INTA) Estación Experimental Agropecuaria Salta. Recursos Naturales. Laboratorio de Teledetección. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Nación.

Conhidro S.R.L., 2007. Estudio de Impacto Ambiental y Social del Proyecto Ampliación de Adsorción Selectiva (SA) y Recuperación de Potasio del Efluente de SA. Salar del Hombre Muerto. Provincia de Catamarca. Minera del Altiplano S.A – FMC. Informe Confidencial.

Conhidro S.R.L., 2008. Prospección Geofísica en el Salar de Antofalla. Provincia de Catamarca. Vale Rio Doce Argentina. Informe Confidencial.

Conhidro S.R.L., 2009 a. Prospección Geofísica y Geoquímica en el Salar de Pozuelos. Departamento Los Andes. Provincia de Salta. Ekeko S.A. Informe Confidencial.

Conhidro S.R.L., 2009 b. Muestreo de Fuentes de Agua. Salar de Llullaillaco. Provincia de Salta. Compañía Minera Solitario Argentina S.A. Informe Confidencial.

Conhidro S.R.L., 2010. Dirección Técnica y Construcción de Pozos para explotación de salmueras en el Salar de Pozuelos. Provincia de Salta. Ekeko S.A. Informe Confidencial.

Conhidro S.R.L., 2011. Dirección Técnica y Construcción de Batería de Pozos para explotación de salmueras en el Salar de Cauchari. Provincia de Jujuy. Minera Exar S.A. Informe Confidencial.

Conhidro S.R.L., 2012 a. Estimación de la Recarga y Balance Hídrico en el Salar del Rincón, Provincia de Salta. Ady Resources Limited. Informe Confidencial.

Conhidro S.R.L., 2012 b. Geología y Recursos Hídricos del Proyecto Sal de Vida, Salar del Hombre Muerto. Provincias de Catamarca y Salta. Galaxy S.A. Informe Confidencial.

Conhidro S.R.L., 2012 c. Informe final de construcción de batería de pozos en el Salar de Río Grande. Provincia de Salta. Ady Resources Limited. Informe Confidencial.

Conhidro S.R.L., 2012 d. Dirección Técnica y Perforación de Pozos para Abastecimiento de Agua Industrial. Proyecto Sal de Vida. Salar del Hombre Muerto. Provincia de Catamarca. Galaxy S.A. Informe Confidencial.

Conhidro S.R.L., 2012 e. Prospección Geoeléctrica y Test de Bombeo en el Valle Fluvial del Río Los Patos. Salar del Hombre Muerto. Provincia de Catamarca. Minera del Altiplano S.A. – FMC Lithium. Informe Confidencial.

García, R. F, V. Rocha Fasola, F. A. Moya Ruiz y E. Tálamo, 2011. El Ambiente Hidrogeológico de la Puna Salteña. *VII Congreso Argentino de Hidrogeología y V Seminario Hispano Latinoamericano Sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea*. Salta, República Argentina.

Igarzábal, A. P y R. F Poppi, 1980. El Salar del Hombre Muerto. Provincia de Catamarca. *Acta Lilloana XV: 2. Instituto Miguel Lillo*. Universidad Nacional de Tucumán.

Issar A. y R. Passchier, 1990. Regional hydrogeological concepts. En: LERNER, D., A. ISSAR e I.SIMMERS. 1990. Groundwater recharge: a guide to understanding and estimating natural recharge. *International contributions to Hydrogeology, Vol 8.* International Association of Hydrogeologists - Heisse. Hannover.

Moya Ruiz, F.; García, R.; Rocha, V.; Ferretti, J.; Massei, G y R. González, 2008. Sistema Acuífero Río Trapiche: Un Modelo de Reservorio de Agua Subterránea en Cuencas Endorreicas de la Puna Argentina. *IX Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, Quito, Ecuador*.

Moya Ruiz, F., Rocha Fasola, M. V., García, R. F. y E. Tálamo. 2007. Estudio Hidrogeológico Proyecto Diablillos, Departamento Los Andes, Provincia de Salta, Rojas y Asociados S. A. Informe Confidencial.

Vinante, D., 2003. Estudio Geológico de la Subcuenca Boratífera Oriental del Salar del Hombre Muerto, Puna Argentina. Provincias de Catamarca y Salta. Tesis Profesional. Escuela de Geología. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Salta.

Metodología de terreno para apoyar la evaluación del contenido de salmueras de litio y potasio en cuencas salinas

Michael Rosko[1], Edward Peacock[2] y Cristián Avila[1]

[1] Montgomery & Associates Consultores Limitada, Isidora Goyenechea 3365 of 901-902, Las Condes, Santiago, Chile.
[2] Errol L. Montgomery & Associates Inc, 1550 East Prince Road, Tucson, Arizona, USA.

Mail de contacto: mrosko@elmontgomery.cl

RESUMEN

Recientes avances en la tecnología de baterías ha provocado un incremento en la demanda y en el interés por depósitos de salmueras ricos en litio en Argentina. Junto con el contenido de litio, el potasio es un importante sub-producto comercializable para la industria de la agricultura. Con el apoyo de Galaxy Lithium, Montgomery & Associates ha desarrollado una metodología sistemática para determinar las propiedades físico-químicas del acuífero necesarias para evaluar los depósitos de salmueras. Estos métodos incluyen diversos análisis de laboratorio de muestras de testigos, muestreos de salmueras a diferentes profundidades, perfiles de conductividad eléctrica, muestreos de bombeos de bajo caudal, y pruebas de bombeo de corta y larga duración. Los buenos resultados obtenidos del análisis de los diversos métodos utilizados en las labores de campo, han permitido obtener un grado de confiabilidad más que satisfactorio en el desarrollo del modelo conceptual y en el plan de mina y extracción.
Palabras clave: litio, salmueras, métodos de terreno, Salar del Hombre Muerto, Proyecto Sal de Vida

ABSTRACT

Recent advances in battery technology has brought upon an increased demand and interest in lithium-rich brine deposits in Argentina. In addition to lithium contained in these deposits, potassium is an important and saleable by-product for the agricultural industry. With the support of Galaxy Lithium, Montgomery & Associates has developed a systematic approach for understanding the aquifer and chemical properties required to evaluate brine deposits. These methods include several different laboratory analyses for core samples, depth-specific brine sampling, downhole electrical conductivity measurements, low flow sampling, and short- and long-term aquifer tests. Good agreement of results from the various methods used in the field has resulted in a large degree of confidence in the conceptual model and future mining and extraction plan.
Keywords: lithium, brine, field methods, Salar del Hombre Muerto, Sal de Vida Project

Introducción

Debido al creciente interés por baterías de ión-litio, la demanda por este metal, el cual se encuentra principalmente en salmueras, se ha incrementado de manera exponencial. Dado los elevados costos asociados para su exploración y explotación, se hace indispensable contar con una metodología de trabajo que permita caracterizar de manera fehaciente sus características acuíferas y químicas.

Los recursos en salmueras y la definición de reservas caen fuera de las definiciones estándares de reservas minerales debido a que son fluidos, así tan pronto se inicia la extracción los recursos cambian a consecuencia de un reordenamiento de los fluidos y mezclas. La evaluación de tales recursos y reservas depende del conocimiento de los parámetros físicos del acuífero bajo el cual la salmuera fluye así como a su grado de concentración en litio y potasio. La definición de reservas y recursos para depósitos minerales alojados en salmueras debe ser diferente que para aquellos depósitos minerales alojados en roca (Houston et al, 2011).

Para que un proyecto pase a un estado de factibilidad, debe realizarse una adecuada caracterización del sistema acuífero y de la

química de las salmueras, así como deber considerada fidedigna. Montgomery & Associates (M&A y GAI, 2011, 2012) ha utilizado una metodología directa e indirecta de campo y métodos de laboratorio para alcanzar un alto grado de confidencia en una caracterización tridimensional del sistema en el Salar del Hombre Muerto para el Proyecto Sal de Vida. Es por el esfuerzo documentado aquí que la estimación del recurso mineral fue calculada.

Ubicación

Este salar se ubica en los límites de las provincias de Salta y Catamarca, Argentina, a una altitud promedio de 3,900 metros sobre el nivel del mar (Figura 1). El proyecto Sal de Vida de Galaxy Lithium se ubica en la parte este del salar. El clima que lo caracteriza es el desértico de altura, con fuertes variaciones térmicas entre el día y la noche. La precipitación promedio es de 80 mm/año, concentrándose en los meses de diciembre a febrero. A su vez, en los meses de invierno es común la precipitación de nieve. Su extensión es de aproximadamente 630 km^2, y se puede dividir en una parte oriental y en una parte occidental. La porción norte y occidental del salar están caracterizadas por grandes secuencias de halita con menores niveles de sedimentos clásticos. Las porciones oriental y sur están caracterizadas por sedimentos clásticos intercalados con niveles de menor espesor de halita, yeso y travertinos.

El principal afluente al Salar corresponde al Río Los Patos, el cual ingresa al Salar desde el sureste, con un caudal aproximado de 1 a 1.5 m^3/s (Montgomery & Associates, 2011). Hace varios años que en este salar se realizan explotaciones de recursos no-metálicos, siendo los principales la explotación de boratos que se encuentran en la fuente superficial (ulexita). También destaca la explotación de litio en la parte occidental del salar. Cabe señalar, además, que junto con el litio, encontramos otros minerales de interés económico, principalmente de potasio.

Metodología de Trabajo

El principal objetivo para el proyecto es el de documentar y cuantificar el recurso mineral. Esto es alcanzado por la estimación de la cantidad de salmuera en almacenamiento, y determinar vía análisis químico de laboratorio, la cantidad de litio y potasio en las salmueras. Por lo tanto, se ubicaron sondajes mediante recuperación de testigo (diamantina) a lo largo de la cuenca con el objeto de obtener muestras a profundidades específicas de sedimentos de la cuenca y salmueras intersticiales. Estas perforaciones diamantinas fueron finalizadas como pozos de pequeño diámetro y utilizadas para obtener perfiles verticales de las características físicas de la salmuera. Estos pozos fueron bombeados para obtener una muestra compuesta de salmuera para análisis químico de laboratorio. Un total de 349 muestras de testigo fueron analizadas, y un total de 586 muestras de salmuera fueron analizadas para apoyar la estimación del recurso mineral.

Los valores de porosidad eficaz fueron obtenidos a partir de los análisis de laboratorio de muestras de testigos a profundidades específicas. Porosidad eficaz es efectivamente lo mismo que la capacidad específica, o la cantidad de fluido que puede ser drenado bajo la influencia de la gravedad. Aunque la porosidad eficaz no es un valor que puede proveer una guía absoluta sobre la cantidad de salmuera que podría ser bombeada desde el sistema acuífero, es un valor que puede permitir una estimación de la cantidad total de salmuera en almacenamiento que puede teóricamente ser drenada desde el sistema. Junto con un entendimiento de la porosidad eficaz, el testigo provee una excelente información relacionada a la litología de la cuenca, y permite efectuar correlaciones de las unidades hidrogeológicas.

Medidas de la química de las salmueras fueron obtenidas desde múltiples métodos, incluyendo muestras a profundidades específicas desde d*rive-points* y micro-muestras obtenidas por centrifugado desde testigos, y muestras compuestas de pozos durante perforación mediante air-lift así como de bombeo de pozos. Junto con ello, perfiles de conductividad eléctrica fueron obtenidos para un mejor entendimiento de la distribución vertical de la química en un pozo. La conductividad eléctrica es directamente proporcional al contenido de sólidos disueltos totales, y subsecuentemente, de las concentraciones de litio y potasio. La densidad de las muestras de salmuera fueron medidas directamente, usando densímetros.

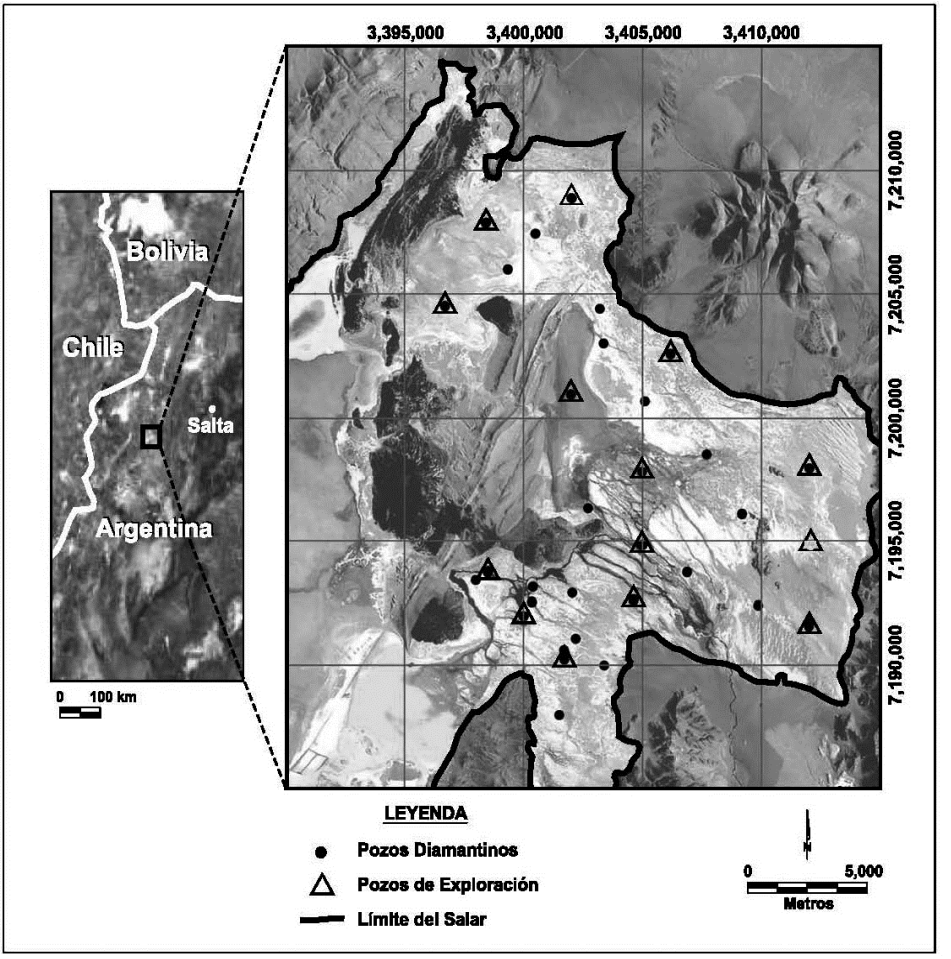


Figura 1. Mapa de ubicación del Proyecto Sal de Vida, parte oriental del Salar de Hombre Muerto

Muestras de Porosidad Eficaz

Las muestras de porosidad eficaz fueron seleccionadas a partir de las perforaciones diamantinas en diámetro HQ3 (96 mm) y NQ3 (75 mm). Se seleccionaron muestras no alteradas, las cuales se insertaron en tubos plásticos del mismo diámetro, selladas en su extremo inferior y superior. Las muestras fueron seleccionadas para ser representativas de las principales unidades litológicas e hidrogeológicas encontradas durante la perforación. Se descartaron aquellas muestras que presenten fracturamiento secundario asociado a efectos propios de la perforación. Una vez guardada la muestra, ésta es pesada y embalada para su envío a Core Laboratories, EE.UU.

Los valores de la porosidad eficaz fueron calculados en base al peso de la muestra antes y después de drenar su fluido intersticial durante el ensayo. Basado en los resultados, valores promedios fueron determinados para cada tipo específico de litología como parte del proceso global de caracterización. Estos valores promedios fueron también aplicados a unidades hidrogeológicas en pozos donde no se analizaron muestras de testigos para porosidad eficaz.

Muestras de Salmuera

El análisis químico de las muestras de salmuera ha permitido determinar su contenido en litio y potasio, así como sus características (propiedades) químicas. Estas muestras se tomaron durante la perforación diamantina a diferentes profundidades, y para efectos de validación de las muestras obtenidas, se tomaron muestras mediante 5 formas diferentes:

1. Muestras a profundidades específicas mediante *drive-point* durante perforación diamantina

2. Muestras obtenidas por centrifugado desde muestras de testigos enviadas a Core Laboratories para ensayos de porosidad eficaz

3. Muestras desde bombeo de bajo caudal en pozos diamantinos habilitados

4. Muestras desde ensayos de bombeos de 24 horas en pozos de exploración de 6 y 8 pulgadas y desde pruebas de bombeo de 30 días y

5. Desde perforación de aire reverso

En cada caso, los valores de la química fueron evaluados y comparados entre sí para respaldar la validación de la muestra. Esto es especialmente importante para las muestras a profundidades específicas debido a que éstas presentan el mayor potencial de ser contaminadas por mezclas con fluidos de perforación o por aguas subterráneas provenientes desde otras zonas acuíferas. En la mayoría de los casos, excelentes correlaciones fueron observadas con los diferentes métodos de muestreo.

1. Muestras durante perforación diamantina

En conjunto con las muestras de porosidad eficaz, durante la perforación diamantina se extrajeron muestras de salmuera mediante el uso de un *drive-point*. Esta metodología consiste en la introducción de un *drive-point* al interior de las barras HQ3, a las cuales previamente se ha retirado el tubo interior. Éste va unido a barras BT (56 mm) mediante un adaptador, el cual incluye una membrana impermeable (Figura 2) para prevenir el ingreso de fluidos mientras éste es introducido en el acuífero por debajo del sondaje. Una vez alcanzada la profundidad de perforación, se verifica que el interior de las barras BT se encuentren libres de agua para posteriormente hincar el *drive-point* en la formación mediante golpes de martillo desde la superficie. Una vez que éste se ha introducido completamente en la formación, se vuelve a verificar que el interior de las barras BT se encuentren libres de agua para posteriormente proceder a perforar la membrana con un pin (Figura 3). La salmuera acumulada en el interior de las barras BT es extraída mediante bailer. Parámetros de rutina (pH, conductividad eléctrica, temperatura y densidad) son medidos y un protocolo de control de calidad es efectuado (Houston & Jaacks, 2010).

Las muestras de salmuera se tomaron a intervalos de aproximadamente 9 metros, o en su defecto cuando la litología atravesada lo permite. Las muestras recolectadas fueron envasadas en envases plásticos esterilizados y enviadas a los laboratorios de Alex Stewart, Mendoza. Un total de 352 muestras de *drive-point* fueron obtenidas para la caracterización del sistema del salar.

Figura 2. Muestreo mediante sistema *drive-point*

Figura 3. Membrana perforada permitiendo el ingreso de salmuera

2. Muestras extraídas desde muestras de testigos

Un total de 15 muestras seleccionadas de porosidad eficaz del pozo SVH11_15 fueron centrifugadas en los laboratorios de Corelab, EE.UU., y la salmuera obtenida fue recolectada y enviada a su análisis químico en los laboratorios de Alex Stewart, Argentina. El volumen de muestra extraído varió entre 10 a 36 mililitros. Debido a que estas muestras fueron obtenidas a partir de muestras de testigos, las profundidades a las cuales éstas fueron recuperadas son levemente diferentes a aquellas obtenidas a partir de los *drive-point*. Sin embargo, los resultados obtenidos son consistentes entre ellos y permiten verificar que las concentraciones de litio en las muestras a profundidades específicas son válidas. La Tabla 1 presenta los valores de litio obtenidos a partir de los datos de *drive-point* y del centrifugado de los testigos seleccionados. Desde 0 a 30 metros, se presenta agua dulce a salobre, y desde los 30 a 150 metros las muestras corresponden a salmuera.

Tabla 1. Concentraciones de litio (mg/L) obtenidas mediante pruebas de *drive-point* y de centrifugado en sondaje diamantino SVH11_15.

Profundidad (m)	Centrifugado	*Drive-point*
0-30	71 (3 muestras)	74 (3 muestras)
30-150	636 (12 muestras)	608 (14 muestras)

3. Muestras extraídas desde bombeos de bajo caudal

Muestras de salmuera se obtuvieron a partir de bombeos en 14 pozos diamantinos entubados con PVC de 2 pulgadas. El objetivo de estos bombeos es el de obtener muestras representativas del pozo así como para comparar los valores promedios registrados con aquellos derivados de las muestras mediante *drive-point*. Una muestra es considerada no válida cuando se presenta una interfaz agua dulce/salmuera debido a la incapacidad de la salmuera densa de fluir por el interior de la columna de la bomba.

Para ello, se utilizaron bombas electro-sumergibles de 1", las cuales fueron instaladas a profundidades comprendidas entre los 6 a 12 metros, con una línea de descarga de HDPE de ½". El caudal obtenido fue medido mediante el uso de un balde graduado de 5 litros y un cronómetro. Parámetros de rutina fueron medidos (conductividad eléctrica, temperatura, pH, y densidad). Se bombeó un volumen de agua equivalente a tres veces el volumen del pozo y muestras de salmuera se tomaron al final del bombeo para su análisis químico. Los valores obtenidos a partir de este bombeo son comparados con los valores obtenidos mediante el muestreo con *drive-point* durante la perforación y se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Concentraciones promedios de litio (mg/L) obtenidas durante bombeo de bajo caudal y mediante pruebas de drive-point en pozos diamantinos.

Bombeo	Drive-point[1]
724 (13 samples)	728 (352 samples)

[1]: Valores promedio de todas las muestras de salmuera

Los valores individuales de cada pozo son los que presentan mayor variabilidad entre los dos métodos de muestreo que los promedios arriba mencionados. Sin embargo, debido a que la estimación del recurso mineral es un proceso que incluye mucha extrapolación e interpolación de diferentes tipos de valores, creemos que los resultados de las muestras de bombeo de bajo caudal validan los valores de concentración de litio obtenidos a partir de las muestras de *drive-point*.

4. Muestras extraídas desde de pruebas de bombeo

Para la estimación del recurso mineral, 13 pozos de bombeo de 6 y 8" fueron construidos; de los cuales 12 fueron bombeados con bombas sumergibles con una duración del ensayo de 24 horas. Los caudales de bombeo fueron de hasta 24 litros por segundo. El objetivo de estos bombeos es el de determinar los parámetros acuíferos (transmisividad, permeabilidad y coeficiente de almacenamiento) así como determinar posibles variaciones en la química del agua. Parámetros de rutina fueron medidos a lo largo del ensayo y muestras de agua fueron tomadas al inicio y al final, para determinar posibles variaciones en su calidad. En 8 pozos, muestras de agua fueron tomadas a intervalos

de 2-3 horas. Estos análisis permitirán determinar posibles variaciones de su calidad durante el tiempo así como comparar sus valores con aquellos pozos diamantinos utilizados como pozos de observación.

En 2 pozos de exploración se efectuaron pruebas de bombeo de 30 días de duración. Estas pruebas tienen como objetivo el analizar posibles variaciones en la química de la salmuera durante el proceso de extracción. Para ello, se tomaron muestras cada 24 horas, de acuerdo a protocolos de muestreo y enviadas a análisis en los laboratorios de Alex Stewart, Mendoza. De acuerdo a los resultados obtenidos, no se aprecia una dilución de las salmueras durante los 30 días de bombeo.

La Tabla 3 presenta los valores promedio de litio obtenidos durante las pruebas de bombeo en los pozos de exploración.

Tabla 3. Concentraciones promedios de litio (mg/L) obtenidas en pruebas de bombeo

Pozo	Concentración litio (mg/L)
SVWW11_01	551
SVWW11_02	860
SVWW11_03	861
SVWW11_04	818
SVWW11_05	713
SVWW11_06	824
SVWW11_07	733
SVWW11_08	843
SVWW11_09	799
SVWW11_10	807
SVWW11_12	849
SVWW11_13	704

Aunque todos los métodos de muestreo presentan valores similares para el contenido de litio, la química de las muestras obtenidas al final de las pruebas de bombeo son considerados los valores más apropiados a usar para estimar la química de los futuros pozos de producción. La concentración promedio de litio para las muestras obtenidas durante las pruebas de bombeo y las muestras de air-lift es de aproximadamente 800 mg/L para 109 muestras. Esta concentración es consistente para las concentraciones promedio de litio para el sistema acuífero profundo de las salmueras desde el Salar del Hombre Muerto (M&A y GAI, 2012)

5. Muestras extraídas desde perforación de aire reverso

Tres pozos fueron perforados mediante el sistema de aire reverso. Para ello, muestras de agua fueron tomadas a intervalos de 6 metros, en los cuales se midió sus parámetros físico-químicos así como el caudal extraído. Estas muestras permitieron obtener una caracterización de la salmuera a diferentes profundidades. Aunque este método de muestreo provee resultados químicos similares a los otros métodos de muestreo, el mismo fue difícil de usar debido a las complejidades presentadas durante la perforación, como la inestabilidad de las paredes ya que éstos se trataban de sedimentos no consolidados.

Perfilajes de Conductividad Eléctrica

Una vez habilitado los pozos diamantinos con PVC de 2" y habiendo transcurrido un tiempo prudente de manera tal que la salmuera al interior del pozo esté en equilibrio con el acuifero, se procedió a realizar un perfil de conductividad en 17 de los 23 pozos habilitados así como en 3 pozos de exploración. La conductividad fluido-eléctrica es una medida indirecta de la actividad iónica y de los sólidos disueltos. La conductividad eléctrica está positivamente correlacionada con la concentración y la densidad de la salmuera. Los objetivos de estos perfilajes son:

1. Determinar un perfil de conductividad eléctrica e identificar posibles zonas de aguas dulces y/o de baja densidad (para evitar en el futuro)
2. Validar información obtenida a partir de las muestras de salmuera

Para cada pozo, se tomaron medidas a intervalos de 2 a 5 metros mediante un sensor In-Situ, modelo Aquatroll 100. Este sensor fue calibrado previo a cada perfil. Tres medidas fueron tomadas en cada intervalo, tomando el promedio de estos datos para su interpretación. La Figura 4 presenta el perfil de conductividad eléctrica para el pozo diamantino SVH10_08.

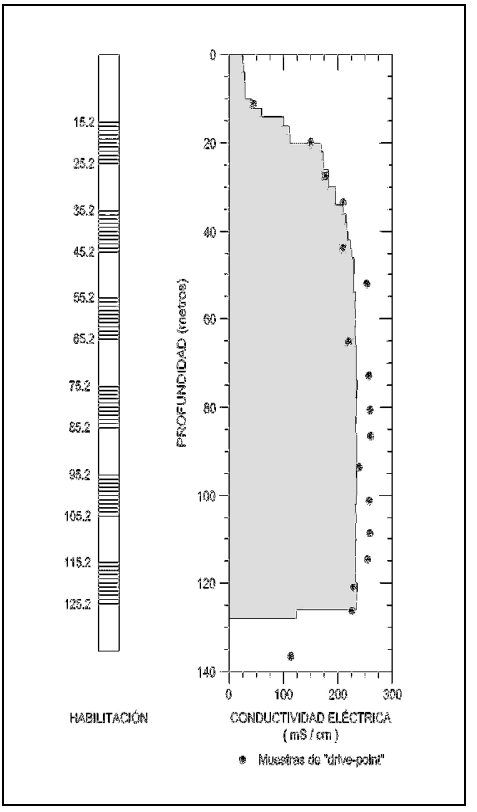


Figura 4. Perfil de habilitacion y conductividad eléctrica para el pozo diamantino SVH10_08

De acuerdo a lo observado en la Figura 4, es posible apreciar una buena correlación entre los valores de conductividad eléctrica obtenida en las muestras de *drive-point*, y en el perfil obtenido a partir del Aquatroll. En particular, existe una excelente correlación entre ambos perfiles para las zonas de agua dulce/salobre en la parte superior del acuífero, la zona de transición y la salmuera ubicada en la zona más profunda.

Esta concordancia en los valores obtenidos ayuda a respaldar la fiabilidad de las muestras químicas obtenidas mediante *drive-point*, pero también provee confianza en usar los perfiles de conductividad eléctrica para identificar zonas de agua salobre en aquellos pozos en los que no se cuente con muestras de *drive-point*. Sin embargo, cuando se utilicen perfiles de conductividad eléctrica para determinar zonas de agua salobre, el pozo debe estar habilitado con tubería ranurada (filtros) en su totalidad.

Conclusiones

Los trabajos efectuados han permitido caracterizar de manera fiable las salmueras del Salar de Hombre Muerto. Las diferentes metodologías empleadas han permitido validar los datos obtenidos, permitiendo determinar las zonas con mayores concentraciones de litio así como las zonas en donde se encuentra agua dulce/salobre. A su vez, mediante la perforación y posterior bombeo de los pozos de exploración, ha sido posible determinar los parámetros del acuífero así como los potenciales caudales de extracción.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Sr. Iain Scarr de Galaxy Lithium por su apoyo en la elaboración de esta publicación. Se agradece de manera especial al personal de Galaxy Lithium, en especial a sus geólogos y ayudantes, sin los cuales no se habría podido realizar este trabajo.

Referencias

Houston, J., Butcher, A., Ehren, P., Evans, K., and Godfrey, L., 2011, The Evaluation of Brine Prospects and the Requirement for Modifications to Filing Standards: Economic Geology, v. 106, pp. 1225 – 1239.

Houston, J., and Jaacks, J., 2010, Technical report on the Sal de Vida lithium project, Salar del Hombre Muerto, Catamarca, Argentina**:** Report for NI 43-101 prepared on behalf of Lithium One, Inc. 62 p.

Montgomery & Associates 2011, Technical Memorandum: Mediciones de Aforo, Salar del Hombre Muerto. Memorandum prepared for Lithium One, September 30, 2011.

Montgomery & Associates, and Geochemical Applications International, 2011, Inferred resource estimate for lithium and potassium: Sal de Vida project. Report for NI 43-101 prepared on behalf of Lithium One, Inc., 92 p.

Montgomery & Associates, and Geochemical Applications International, 2012, Measured, Indicated and Inferred Lithium and Potassium Resource, Sal de Vida Project: Report for NI 43-101 March 7, 2012. Prepared on behalf of Lithium One, Inc., 224 p.

La hidrogeología en la evaluación minera de salmueras de interés económico

Mario A. Hernández, Isidoro B. Schalamuk y Nilda González

Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP) Av. 60 y 122 La Plata (1900), Buenos Aires, Argentina.

Mail de contacto: mario_h@sinectis.com.ar

RESUMEN

El impulso del aprovechamiento de salmueras de interés económico abrió una nueva perspectiva de la hidrogeología, como lo demuestran los yacimientos de Atacama y Maricunga (Chile), Salar del Hombre Muerto (Argentina), Tajainar, Sambuye (China), Clayton Valley, Great Salt Lake (USA) con salmueras de Litio y Potasio. En Argentina son importantes las de Olaroz, del Rincón, Antofalla (Puna) y Huyamampa. A diferencia de la minería clásica, la evaluación tiene características específicas, basadas en hidrogeología (hidrodinámica e hidroquímica). Según la experiencia de los autores, se expone una síntesis metodológica para factibilidad económica, a partir del reconocimiento del sistema geohidrológico, diferenciando sectores de recarga, circulación y descarga, dirección del flujo subterráneo, velocidad efectiva, características hidroquímicas, evolución de concentraciones de solutos de interés y poder calcular "reservas" según ley económicamente factible. A diferencia de la minería convencional, los factores tiempo y distancias de recorrido poseen mucho peso en las decisiones. Son abarcados aspectos que hacen a prospección, evaluación, modelización y propuestas de aprovechamiento.

Palabras clave: Salmueras – minería – evaluación - hidrogeología

ABSTRACT

The increasing exploitation of brines with commercial value opened new prospects for hydrogeology, as exemplified by the lithium and potassium brine fields of Atacama and Maricunga (Chile), Salar del Hombre Muerto (Argentina), Tajainar, Sambuye (China), Clayton Valley, Great Salt Lake (USA). Other important fields in Argentina are Olaroz, del Rincón, Antofalla and Huyamampa. Unlike classical mining, the assessment has specific characteristics based on hydrogeology (hydrodynamics and hydrochemistry). In order to calculate the "reserves" according to an economically feasible grade, a brief methodology on the economic feasibility is developed, which is based on the authors' experience. It involves a reconnaissance of the geohydrologic system, differentiating recharge, circulation and discharge areas, direction of underground flow, effective velocity, hydrochemical characteristics, and evolution of solute concentration. Unlike conventional mining, the time and distance factors have much weight in the decisions. Aspects related to prospecting, assessment, modelling and utilization proposals are included.

Key words: Brine – mining – evaluation – hydrogeology

Introducción

El aprovechamiento de las salmueras con solutos de considerable interés económico, ha cobrado singular impulso a nivel internacional y en particular en nuestro país en los últimos años.

Se destacan en el mundo los importantes salares de Atacama y Maricunga, en Chile (casi 40% de la producción mundial de Litio), Salar del Hombre Muerto en Catamarca, Argentina (poco menos del 10%), salares de Tajainar, Sambuye y otros en China, Tibet y Rusia, Clayton Valley y Great Salt Lake en USA, que ofrecen significativos aportes de Litio y recientemente también Potasio.

En Argentina son varios los yacimientos que pronto ingresarán a la producción a partir de salmueras, entre otros los importantes de Olaroz, del Rincón y Antofalla, en la Puna argentina, región tomada como ejemplo para este trabajo.

En Bolivia, el extenso salar de Uyuni y el de Copiara son actualmente evaluados para recuperar Litio desde salmueras. En nuestro país, históricamente el Salar de Huyamampa en Santiago del Estero (Schalamuk et al., 2005), fue uno de las primeros que recuperó y procesó salmueras ricas en sulfato de Sodio, con modesta producción durante casi 30 años.

Actualmente se llevan a cabo estudios de factibilidad a partir de acuíferos salinos.

A diferencia de la minería clásica, la evaluación de estas soluciones conlleva toda una minería específica, cuya base es esencialmente hidrogeológica.

Una de las diferencias más notables, además del estado líquido de la mena, es que se trata de reservas variables en el tiempo, tanto en volumen como en la ley (McCord et al., 2011).

Se ofrece un panorama de las perspectivas económicas de esta actividad en Argentina, con énfasis en la región de la Puna (Figura 1), junto con una metodología comparada con la de menas sólidas para la prospección y evaluación de estos yacimientos.

Figura 1. Area de interés en la Puna

Exploración-explotación de salmueras en la Puna.

La región de la Puna es un vasto altiplano que contiene el 83% de las salmueras litíferas del planeta, otro 15 % se encuentra en las del Tibet y sólo 2 % en Nevada (USA). Vinculadas a amplios salares o cuencas salinas, son también enormes fuentes potásicas, de Boro, Magnesio, además de sulfatos, carbonatos y cloruros de Sodio, entre otras sales de interés económico.

Tradicionalmente se caracterizó por su producción de boratos, especialmente en Argentina, provenientes tanto de costras salinas como de amplias acumulaciones sedimentarias terciarias portadoras de diferentes especies de Boro.

En los últimos años dado el gran interés del Litio debido a su creciente uso en diversas tecnologías, especialmente elaboración de baterías, construcción de automóviles híbridos y generación de energía nuclear, se ha iniciado el estudio y exploración de detalle con objeto de producir el valioso metal a partir de salmueras, dadas a conocer por Nicolli (1980).

Su importancia económica se incrementa por altos contenidos en Potasio, elemento esencial en la elaboración de fertilizantes.

Los salares del altiplano vienen siendo objeto de explotación desde mediados del siglo XIX. En 1997 se inicia el aprovechamiento del Salar del Hombre Muerto (Catamarca) con producción anual de carbonato y cloruro de Litio del orden de 8.000 y 3.000 toneladas, respectivamente, sales que se originan en el tratamiento de las salmueras extraídas hasta 70 metros de profundidad (Nicolli et al., 1982) y procesadas en piletas de evaporación en el mismo yacimiento.

La unidad morfoestructural Puna se extiende en Argentina en una longitud del orden de los 600 km por un ancho próximo a los 200 km. Contiene numerosos cuerpos salinos portadores de halita, boratos, thenardita, mirabilita, carbonato de Sodio y soluciones ricas en Litio, Potasio, Magnesio, Boro y sulfatos, carbonatos y cloruros de Sodio.

El estilo estructural regional está dominado por grandes fallas inversas de orientación meridiana que determinan bloques elevados y graben con desplazamiento vertical de varios centenares de metros, además de otro juego de fallas regionales, de rumbo N30º E y N3ºW.

Geológicamente, existen rocas del basamento ígneo-metamórfico, atribuido al Precám-brico-Paleozoico inferior. Afloran también lutitas y sedimentos areniscosos del Ordovícico y materiales volcánicos del ciclo efusivo Terciario-Cuaternario, con dominio de dacitas, andesitas y menor proporción de basaltos, tobas e ignimbritas. También se hallan calcáreos travertínicos póstumos a la actividad volcánica.

Sedimentos terciarios continentales conforman la mayor parte del relleno de las cuencas tectónicas, representado por potentes conjuntos de elementos clásticos: conglomerados, areniscas, limolitas, bajo la denominación genérica de Terciario Indiferenciado (Méndez et. al., 1979).

El proceso de concentración por evaporación se halla favorecido por el clima árido de la región, con escasas precipitaciones

que ocurren en los meses de octubre a marzo, con un promedio inferior a los 300 mm anuales.

Los principales salares y lagunas emplazados en la región, cubren en su conjunto, una superficie del orden de los 4.000 km^2 destacándose por sus dimensiones la amplia fosa del Salar de Arizaro, con casi 1.600 km^2, el Salar de Antofalla con unos 540 km^2, Salar del Hombre Muerto 530 km^2, Pocitos con 435 km^2 y Cauchari de aproximadamente 350 km^2.

El ritmo del mercado mundial y el creciente valor económico de dichos metales estratégicos hacen presagiar un vigoroso desarrollo de la exploración avanzada y evaluación de reservas, para la puesta en producción de muchos de estos importantes yacimientos.

Es precisamente en aquellos aspectos atinentes a la prospección y evaluación, donde la singular minería de salmueras se aparta metodológicamente de la geología clásica de yacimientos, en forma considerable, como lo apuntaran Schalamuk et al. (2005), a propósito del proyecto de explotación de soluciones subterráneas ricas en sulfato de Sodio ya mencionadas para Huyamampa.

Sobre dichas diferencias eminentemente conceptuales, donde como se verá prevalecen el factor tiempo y la variabilidad de las reservas, se ha construido la denominación de "nueva minería" para involucrar a la exploración y aprovechamiento de concentraciones subterráneas en solución acuosa, donde la disciplina hidrogeológica juega un rol esencial y sirve de base fundamental para el dimensionamiento de los emprendimientos mineros.

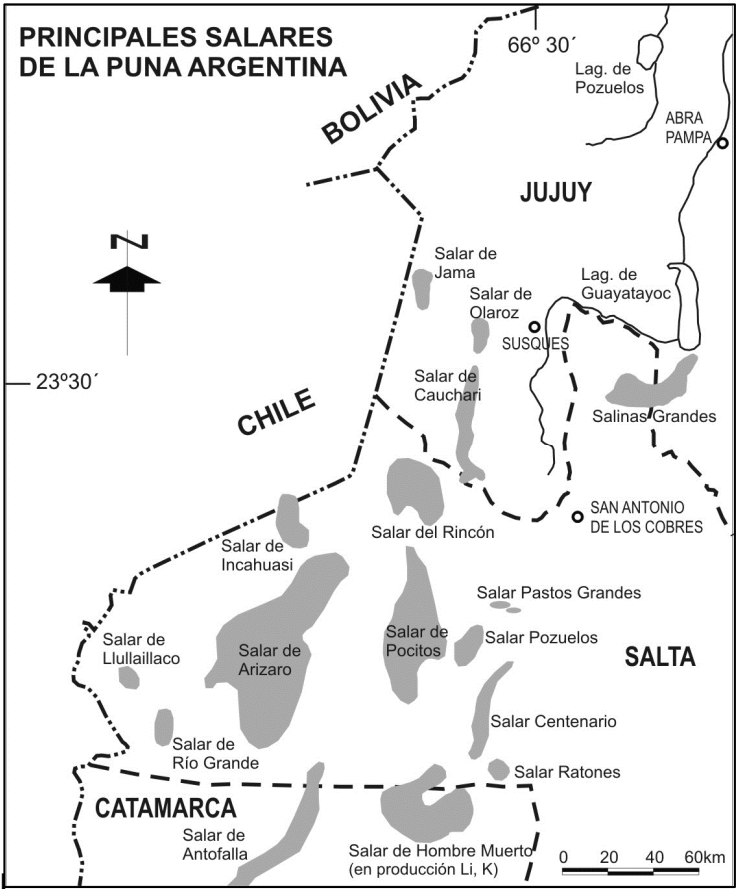


Figura 2. Salares en la Puna

La hidrogeología en la evaluación de yacimientos. Síntesis metodológica

El agotamiento de muchos minerales, junto con el aumento en el precio de mercado, la mayor demanda internacional, los cambios tecnológicos en la producción minera y la creciente preocupación ambiental que rodea a esta actividad, han hecho que sean cada vez más frecuentes e importantes los proyectos basados en el aprovechamiento de salmueras.

También cabe mencionar el menor costo de producción del carbonato de Litio, en relación al obtenido a partir de minerales (Méndez, 2011).

No existe mayor tradición en el desarrollo de estos proyectos, por lo cual se manifiestan huecos conceptuales que pueden conspirar contra su concreción exitosa.

El primero de ellos es que en estos particulares yacimientos, la ley es variable en el tiempo, de acuerdo a la dinámica de la solución, a la presencia de sales solubilizables, cambios en el pH y potencial Redox, variaciones en el régimen del flujo subterráneo, relaciones con las aguas superficiales e interacciones dentro del propio sistema geohidrológico.

Si bien en la explotación de cuerpos con concentración superficial de sales, históricamente más conocida, se reconocen también cambios en la ley minera, existe en esos casos una importante influencia del clima (dilución por aportes pluviales/nivales o concentración por sequías, variaciones en la temperatura del aire, duración estacional de la insolación, inviernos con nieve), factor muy poco gravitante en las salmueras subterráneas, de mayor estabilidad térmica y composicional, por su distancia con los fenómenos exógenos.

En estrecha relación con este condicionante se halla la permanencia de los volúmenes extraíbles a cuantificar, ya que deben de estar de acuerdo tanto con la concentración económicamente rentable como con el tiempo de retorno de la inversión, ambas variables difíciles de conjugar en el caso de esta particular yacencia.

Entre los inconvenientes que más adelante se analizan, pueden citarse los emergentes de la anisotropía y heterogeneidad de los acuíferos, especialmente relevantes en la fase de modelación matemática (McCord et al., 2011).

Los pasos metodológicos a seguir cuando deban evaluarse soluciones salinas subterráneas proceden fundamentalmente, como ya se dijese, del campo de la hidrogeología e incluyen los puntos que a continuación se exponen, a título de breve síntesis de una secuencia de tareas.

Reconocimiento de la geología superficial, geomorfología y conformación geológica y estructural del subsuelo, a escala regional.

Identificación de la componente física del sistema geohidrológico (unidades hidro-estratigráficas y su distribución espacial).

Caracterización del área objeto a escala de mayor detalle, determinación de la litología y mineralogía del/los acuíferos de interés, con especial atención a aquellas especies minerales solubilizables, tratando de cuantificarlas en términos de abundancia.

Aproximación al balance hidrológico de la comarca, elaboración muy importante en el caso de acuíferos freáticos o semilibres someros.

Relevamiento de afloramientos de agua subterránea y eventuales obras de captación antecedentes. Construcción de una serie de perforaciones de exploración, muestreo y ensayo. Determinación expeditiva de propiedades físicas e iones de importancia para el proyecto.

Colección de muestras líquidas y de roca/sedimento para determinaciones específicas en laboratorio.

Medición de profundidad de nivel/es de agua subterránea, acotamiento topográfico de boca de pozo.

Construcción con las alturas hidrostáticas, función del punto anterior, de mapas equipotenciales y redes de flujo. Localización de zonas de recarga, circulación y descarga, dirección del escurrimiento subterráneo, relación del acuífero con las aguas superficiales.

Ejecución de ensayos hidráulicos (preferentemente pruebas de bombeo) para determinación de parámetros geohidrológicos fundamentales (coeficientes de permeabilidad, trasmisividad, almacenamiento, eventualmente trasmisividad vertical).

Establecimiento de una red de monitoreo multipropósito, sobre la base de los sondeos construidos.

Cuantificación de la dinámica subterránea: gradientes hídricos, velocidad efectiva del flujo, caudales de ingreso y egreso al sector bajo prospección.

Modelación numérica del flujo subterráneo: establecimiento de límites y condiciones de borde, dinámica del sistema y acciones exógenas a simular.

Estudio hidroquímico, sobre la base de los resultados analíticos. Relación espacial y temporal entre los contenidos de iones problema en la roca/sedimento y el agua subterránea, utilizando los indicadores provistos

por las determinaciones en muestras colectadas en la red de monitoreo.

Análisis de evolución química de las concentraciones salinas, influencia de la roca acuífera, del recorrido del agua, velocidad de flujo, variaciones naturales de las propiedades físicas y de las características hidrolitológicas (anisotropía y heterogeneidad).

Inserción de la dimensión hidroquímica en la modelación del flujo subterráneo ya ajustada, para poder materializar un seguimiento de la evolución salina y producir una actualización frecuente de la ley de la salmuera, en función de la dinámica del flujo.

Es conveniente basar la información producida durante la marcha del proyecto, incluyendo las elaboraciones realizadas y las sucesivas corridas del modelo, en un Sistema de Información Geográfica (GIS).

Puede lograrse de dicha manera disponer de tantas salidas gráficas (visuales o papel) como se desee, para la permanente actualización

Por ejemplo, introduciendo la información provista por la red de monitoreo en el modelo en modalidad pronóstico, es posible transferir al GIS sus resultados para una visualización inmediata del estado de la explotación.

Enfoque conceptual de los proyectos

De la síntesis de instancias metodológicas expuesta, puede advertirse que emergen ciertos aspectos conceptuales muy trascendentes que dominan la formulación de los Proyectos.

El marco geológico no importa únicamente desde el punto de vista composicional, como elemento halogénico, sino fundamentalmente por sus condiciones hidroestratigráficas. Interesa la distribución espacial de acuíferos, acuitardos, acuícludos en términos de las anisotropías y/o heterogeneidades que condicionen el flujo subterráneo (McCord et al., 2011).

Debe tenerse en claro que se tratará de una evaluación de carácter dinámico a realizarse bajo régimen no-permanente, impuesto por la extracción, ya que la estática que se limita al cálculo de reservas deja fuera importantes circunstancias (Schalamuk et al., 2005).

Con respecto a este punto, es necesario enfatizar en la necesidad de obtener parámetros hidrodinámicos mediante ensayos (coeficientes de Permeabilidad, Trasmisividad, Trasmisividad vertical) además de los de almacenaje (coeficientes de almacenamiento y porosidad efectiva) que proponen Houston et al. (2011).

Al tratarse de una yacencia dinámica de la mena, es elemental que deba hacerse un monitoreo secuente del yacimiento por medio de la red precedentemente planteada, tanto para percibir las variaciones en la ley mineral como para notar los cambios que pudiese imponer la extracción.

Disponer de un modelo matemático lo mejor ajustado posible, con capacidad de pronóstico, va a permitir la simulación evolutiva de la explotación y en consecuencia, corregir posibles efectos no deseados y apoyar la toma de decisiones sobre el emprendimiento. Lógicamente, el uso de un GIS facilitará grandemente la visualización del estado real en cada momento y del simulado.

Perspectivas

En Argentina, al igual que en el resto del mundo, ya no despiertan tanto interés las menas sólidas como las de espodumeno para la producción de Litio, en razón de las posibilidades que las soluciones del carbonato ofrecen en el ámbito de la Puna, principalmente las provincias de Catamarca, Jujuy y Salta.

Si bien a la fecha el consumo mundial del metal está cubierto por la oferta de 80000 ton en 2011 (www.inversorenergetico.com/mayo 2013), se espera desde el año 2016 un incremento del orden del 40% en la demanda, motorizada fuertemente por sus aplicaciones en aleaciones livianas y las nuevas industrias informática y automotriz.

En 2011, Chile aportó el 37% de la producción mundial, seguido por Australia con el 30%; China un 15% y Argentina, con un 12%.

Argentina, Bolivia y Chile conforman el denominado Triángulo ABC o Triángulo del Litio, dado que concentran aproximadamente el 60% de los recursos identificados.

Si se consideran sólo las salmueras (principal fuente), la participación del Triángulo del Litio en las reservas de este mineral se eleva aún más (Méndez, 2011).

En el caso de Argentina, el crecimiento de la exportación ha sido del 23% anual como carbonato y 6% cloruro, siendo los principales destinos USA, China y Japón, con precio promedio de u$ 5000/tn (Méndez, 2011) y expectativas de duplicarse en 10 años.

Si bien fue abortado recientemente, no puede dejar de mencionarse la importancia de un emprendimiento de generación de salmueras por inyección de agua con temperatura para producción de Potasio (Vale do Río Doce-Potasio Río Colorado), donde además la hidrogeología concurría en la prospección y evaluación de recursos hídricos subterráneos

para la operación y la percepción del cavernamiento subterráneo por disolución (seudo-karst).

Conclusiones

La producción minera a partir de salmueras experimenta un incremento notable en los últimos años, en especial la de Litio como carbonato o cloruro donde Argentina es el cuarto productor mundial, fundamentalmente a partir de yacimientos en la Puna.

La metodología para la evaluación y desarrollo de la minería de soluciones salinas subterráneas, es apreciablemente diferente a la clásica en yacimientos sólidos y se basa fundamentalmente en la hidrogeología.

Implica variabilidad en la ley minera, necesidad de una evaluación dinámica bajo régimen no-permanente, con fuerte participación de la determinación de los parámetros de flujo, reconocimiento de las anisotropías/heterogeneidades del medio y necesidad de una modelación matemática, con aptitud de pronóstico.

Distintos factores emergentes del mercado y de las nuevas tecnologías de aplicación, abren interesantes expectativas para el incremento de la actividad a corto plazo, y una excelente oportunidad para la disciplina geohidrológica, en estos aspectos con poca tradición.

Referencias

Houston, J., Butcher, A., Ehren, P., Evans, K. and Godfrey, L. 2011. The Evaluation of brine prospects and the requirement for modifications to filing Standards. *Economic Geology*. Society of Economic Geologists Inc., Vol. 106:1225-1239.

McCord, J. T., Ettiene, M., Emerson, D., Clark, J., Romero-Suarez, D. y Panday, S. 2011. Evaluación y producción de recursos de Litio salmuera en los salares de Argentina: perspectiva hidrogeológica e impacto de la heterogeneidad del acuífero. En : R.F. García y M. V. Rocha Fasolo (comp.) *Hidrogeología Regional y Exploración Hidrogeológica*, 268-275. Salta.

Méndez, A. 2011. Complejo Minero: Litio. Informe especial. *Secretaría de Política Económica y Planificación del Desarrollo*. Mecon. Buenos Aires.

Méndez, V., Turner, J. C., Navarini, A.,Amengual, R. y Vieira, V. 1979. Geología de la región NO. Provincias de Jujuy y Salta. *Dir. General de Fabricaciones Militares*. Buenos Aires.

Nicolli, H. B.1980. Características geoquímicas generales de aguas y salmueras de la Puna argentina. *Academia Nacional de Ciencias*. Misceláneas N° 63. Córdoba.

Nicolli, H. Méndez V. y Gómez, M. 1982. Salmueras ricas en metales alcalinos del salar del Hombre Muerto, Catamarca, Argentina. *5º Congreso Geológico Latinoamericano de Geología*, Actas, 3: 187-204. Buenos Aires.

Schalamuk, I. B., Hernández, M. A., Ceci, J. H., Del Blanco, M. y Correa, M. J. 2005. Génesis e hidrodinámica de una salmuera subterránea rica en Sulfato de Sodio, Huyamampa, Santiago del Estero. *Actas del XVI Congreso Geológico Argentino*, III: 745-752. La Plata.

Modelación del Transporte Reactivo en el Salar del Pipanaco, Catamarca: Evaluación de hipotéticos escenarios de contaminación minera

Sergio A. Bea[1,2], Luis Vives[2], Andrés Mira-[2], Esteban Tálamo[3]

[1] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina
[2]Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff" (UNCPBA - CIC - Municipalidad de Azul), República de Italia 780, (B7300) Azul, Buenos Aires, Argentina.
[3]CONHIDRO, Catamarca, Tomás Vergara 1556, (K4700) Catamarca.

Mail de contacto: sabea@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

El Salar del Pipanaco es una cuenca endorreica dentro de las Sierras Pampeanas de la Provincia de Catamarca. Sus recursos hídricos subterráneos están fuertemente comprometidos por importantes actividades agropecuarias dentro de la cuenca como mineras en cuencas vecinas que alimentan sus aguas subterráneas. La presencia de diques de colas mineras, y antecedentes de fugas, producto de años de explotación sobre las áreas de recarga de las aguas subterráneas, hace imperioso evaluar el alcance del impacto de hipotéticos vertidos mineros. La modelación del transporte reactivo ha sido utilizada para evaluar la migración de metales pesados (p.ej., Zn, Pb, etc.), y determinar aquellos parámetros fisicoquímicos que controlarían su movilidad y la capacidad de las aguas subterráneas para neutralizar estos vertidos ácidos. La alta alcalinidad de las mismas conjuntamente con la presencia de carbonatos jugarían un papel clave para controlar el pH, y por extensión la migración de los metales, al incrementar su retardo.
Palabras clave: transporte reactivo, metales pesados, adsorción, cuenca endorreica.

ABSTRACT

Salar del Pipanaco is an endorheic sedimentary basin emplaced within the Sierras Pampeanas of the Catamarca Province. Its groundwater resources are strongly committed by important economic activities developed into the basin (e.g., the olive on the Pomán Valley along the Western flank of Sierras de Ambato), as well as other economic activities developed on the watersheds that recharge its groundwater system (mining). However, the presence of mining tailings and evidences of tailings leakage on the recharge areas make it important to evaluate both the heavy metals transport through the shallow aquifer (e.g., Zn, Pb), and those parameters that may control their mobility and the capacity of the groundwater to neutralize acid sources. The high alkalinity of the groundwater together with the mineral carbonate contents in the aquifer may play an important role to control the pH and so the metals migration downward.
Keywords: reactive transport, heavy metals, adsorption, endorheic basin.

Introducción

El Salar del Pipanaco es una extensa cuenca sedimentaria de origen tectónico emplazada en las Sierras Pampeanas de la Provincia de Catamarca, y que cubre una superficie de aproximadamente 17000 km^2 (Figura 1). En dicha cuenca se desarrollan importantes actividades económicas como la olivícola, principalmente sobre la falda occidental de las Sierras de Ambato, y además presenta un potencial para el desarrollo de otras actividades como la nogalera o la vitivinícola, todas principalmente sustentadas por los recursos hídricos subterráneos. La presencia de importantes emprendimientos mineros sobre las cuencas hidrológicas que alimentan sus aguas subterráneas como la de los ríos Vis-Vis y Andalgalá, y la consecuente acumulación de importantes volúmenes de residuos mineros sobre ellas (López Vazques et al., 2006), hace imperioso evaluar el impacto que tendría un hipotético vertido de aguas ácidas con un alto contenido de metales pesados (p.ej., Zn, Pb).

En la literatura científica existen antecedentes sobre el impacto ambiental que implican los vertidos ácidos provenientes de antiguas actividades mineras con importantes contenidos de metales (Zn, Pb, As, Cu), como la que ocurrió en los alrededores del Parque de

Doñana (Aznalcollar, España, Grimalt et al., 1999). En este caso, los recursos hídricos subterráneos como los del aluvial del río Agrio fueron fuertemente afectados lo que hizo necesario la implementación de medidas de remediación con el fin de neutralizar la pluma ácida y restringir así la migración aguas abajo de los metales pesados (Gilbert et al., 2011).

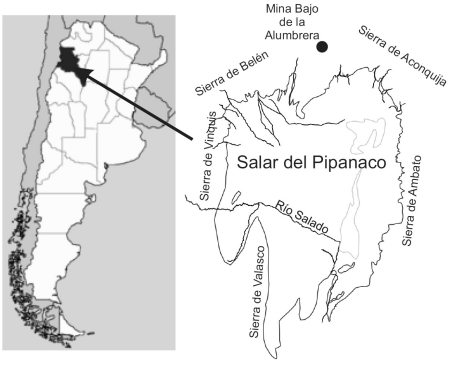


Figura 1. Mapa de ubicación del Salar del Pipanaco, Catamarca.

Por otro lado, si bien los residuos mineros acumulados en la cuenca del río Vis-Vis/Amanao no se encuentran todavía afectados por un problema de Drenaje Ácido de Minas (DAM, p.ej., Nordstrom et al., 2000), ya que los mismos no presentan condiciones oxidantes, podría ser un problema a futuro. Además existen evidencias de pérdidas desde los residuos, a través del basamento al aluvial del río Vis-Vis (López Vazques et al., 2006).

El objetivo de este trabajo es evaluar con un modelo unidimensional de transporte reactivo la migración de una pluma ácida (aprox. pH 3) con Zn (representando los metales pesados), que serían vertidos en las aguas subterráneas en el sector norte del Salar del Pipanaco. Además, se evaluarán diferentes escenarios con el objetivo de arrojar luz sobre aquellos mecanismos y procesos que controlarían el transporte de los metales.

Metodología

Se ha evaluado por medio de la modelación numérica el impacto y alcance de una hipotética contaminación por metales pesados que podrían provenir de los emprendimientos mineros desarrollados en las cuencas que recargan el salar (p.ej., por el Río Vis-Vis). Se asume que el transporte de estos se produce en un medio ácido en donde los metales pesados muestran mayor movilidad al encontrarse mayoritariamente disueltos en el agua (Appelo y Postma, 1993; Davis et al., 1998).

A modo de referencia, el límite admisible para los contenidos de Zn, dados por la Unión Europea, es de aproximadamente 0.1 mg L^{-1} ($1.53x10^{-6}$ mol L^{-1}, Appelo y Postma, 1993).

Varios escenarios hipotéticos se han simulado con el objetivo de evaluar diferentes situaciones. En un primer escenario se considera que en el acuífero existe un importante contenido de carbonatos (calcita) y de materiales que adsorben metales como lo son los hidróxidos de hierro (goethita). En un segundo escenario se considera que el acuífero presenta un contenido muy bajo de carbonatos pero si de hidróxidos de hierro. Por último, se considera un escenario con un acuífero con bajo contenido hidróxidos de hierro pero con carbonatos, asumiendo que la propia alcalinidad de las aguas, es decir su resistencia a los cambios de pH, podría controlar la migración de la hipotética pluma de metales.

Modelación numérica

Las simulaciones fueron llevadas a cabo en un dominio unidimensional de aproximadamente 1 km de longitud y 1 m^2 de sección (Figura 2), espacialmente discretizado en 10^3 celdas, y utilizando el modelo de transporte reactivo TOUGHREACT (Xu et al., 2011). El flujo subterráneo se modeló en condiciones estacionarias imponiendo una velocidad de poro de 1 m $día^{-1}$, consistente con lo que se estimó en modelos de flujo previos (BHP, 1999). Las propiedades hidrogeológicas del acuífero se detallan en la Tabla 1.

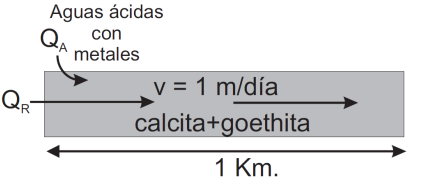


Figura 2. Modelo conceptual, dominio, condiciones iniciales y de contorno utilizadas en las simulaciones.

Aguas arriba del dominio se considera que un río vierte aguas ácidas y se mezcla con las aguas del acuífero en una proporción de aproximadamente 0.22, calculada a partir de la descarga del río Amanao al sistema acuífero en el sector de Andalgalá (BHP, 1999) (Figura 2).

Tabla 1. Propiedades hidráulicas del acuífero consideradas en el modelo (basado en el modelo de flujo descrito en BHP, 1999).

Propiedad	Valor	Unidades
Porosidad	0.1	[-]
Conductividad Hidráulica	5	[m día^{-1}]

El tiempo total de simulación fue de 100 años.

Sistema geoquímico

El sistema geoquímico está compuesto por 9 componentes químicas: H, Ca, Mg, Na, K, SO_4, CO_3, Cl y Zn. Calcita [$CaCO_3$] y Goethita [FeO(OH)] se consideran constituyentes del medio poroso con abundancias del 10 y 1% en volumen de sólidos, respectivamente. Sin embargo, desde el punto de vista del equilibrio mineral, calcita se considera que disuelve y precipita en equilibrio, mientras que la goethita se considera no reactiva conjuntamente con el restante volumen de sólidos.

Los complejos acuosos incluidos en el modelo fueron OH^-, $MgCO_3(aq)$, $CaCO_3(aq)$, HSO_4^-, $CO_2(aq)$, CO_3^{-2}, , $ZnOH^+$, $Zn(OH)_2$, $Zn(OH)_3^-$, $Zn(OH)_4^{-2}$, $ZnCl^+$, $ZnCl_2$, $ZnCl_3^-$, $ZnCl_4^{-2}$, $ZnHCO_3^+$, $ZnSO_4$, $Zn(SO_4)_2^{-2}$, y sus respectivas constantes de equilibrio fueron tomadas de Allison et al. (1991), Wolery y Jarek (2003).

Se asume que el Zn puede adsorberse en dos tipos diferentes de sitios sobre los hidróxidos de hierro (Goethita, Hfo, Dzombak y Morel, 1990), y forma los complejos de superficie como se detallan en la Tabla 2. Cabe destacar que el Zn^{2+} compite por los sitios disponibles para la adsorción con el H^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, SO_4^{2-} y F^- lo que pone en evidencia su fuerte dependencia con las condiciones geoquímicas del acuífero.

La composición química del agua de poro y la que caracteriza a los vertidos ácidos se describen en la Tabla 3, y las mismas fueron basadas en aquellas descritas en Cisternas et al. (2008).

Tabla 2. Complejos de superficie y constantes de equilibrio (K) tomadas Dzombak y Morel (1990).

Complejos de Superficie[1, 2]	log K
Hfo_sOZn^+	-0.99
$Hfo_sOH_2^+$	-7.29
Hfo_sO^-	8.93
Hfo_sOHCa^{2+}	-4.97
$Hfo_sSO_4^-$	-7.78
$Hfo_sOHSO_4^{2-}$	-0.79
Hfo_wOZn^+	-1.99
$Hfo_wOH_2^+$	-7.29
Hfo_wO^-	8.93
Hfo_wOCa^+	5.85
Hfo_wOMg^+	4.6
$Hfo_wSO_4^-$	-7.78
$Hfo_wOHSO_4^{2-}$	-0.79
Hfo_wF	-8.7
Hfo_wOF^-	-1.6
$Hfo_wCO_3^-$	-12.56
Hfo_wHCO_3	-20.62

[1] Densidad de 3 y 120 sitios nm^{-2} (Parkhurst y Appelo, 1999).
[2] Superficie específica de 16.22 m^2 g^{-1} (Dong et al., 2011; Bea et al., 2013).

Tabla 3. Composición de las aguas de poro y la correspondiente al río ácido consideradas en las simulaciones.

Componente químicas	Agua de poro	Agua ácida	
pH	7.22	3.21	[-]
Zn	-	5	[mg L^{-1}]
Ca	25.7	36.8	[mg L^{-1}]
Mg	7.7	11.7	[mg L^{-1}]
Na	5.2	8.4	[mg L^{-1}]
K	1.9	8.1	[mg L^{-1}]
SO_4	31	255	[mg L^{-1}]
Cl	9.6	9.6	[mg L^{-1}]
F	0.67	0.53	[mg L^{-1}]
CO_3	Eq. Calcita	-	[-]

Resultados

Los resultados de las simulaciones para los diferentes escenarios se describen en las Figuras 3, 4 y 5. En el primer escenario en donde calcita y goethita están presentes en el medio poroso (Figura 3), la simulación sugiere que al menos tres frentes de concentraciones estarían formándose consecutivamente a medida que la pluma de Zn se transporta aguas abajo: (1) el vinculado al transporte advectivo de aquellas componentes químicas conservativas como el Cl, (2) el frente vinculado con los H^+ (pH), y (3) el frente de Zn, este último fuertemente retardado, y que además la simulación sugiere que no migraría más allá de los 50 m al cabo de 100 años (Figura 3A). Por otro lado, el pH se mantendría prácticamente invariante ya que la disolución de los carbonatos (calcita) incrementaría el pH al consumir H^+, retardando aún más el frente de Zn. A pesar que este es uno de los más complicados escenarios ya que se considera que los vertidos nunca dejan de descargar en las aguas subterráneas, las condiciones de pH neutro a alcalino permite que mayoritariamente el Zn esté tanto formando los complejos de superficie en los sitios de alta afinidad, Hfo_sOZn^+, como en los de baja afinidad, Hfo_wOZn^+ (Figura 3B).

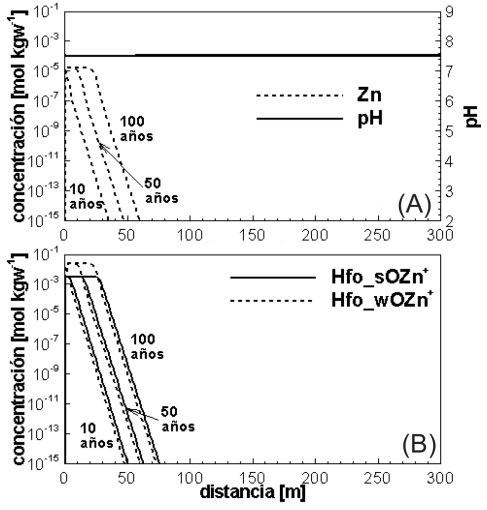


Figura 3. Primer escenario (calcita y goethita están presentes en los materiales del acuífero). (A) Distribución espacial del pH, y concentración total de Zn a 10, 50 y 100 años de simulación, respectivamente. (B) Distribución espacial de los complejos de superficie de Zn a 10, 50 y 100 años, respectivamente.

En el segundo escenario, que excluye la presencia de calcita en el medio poroso, pero considera la presencia de goethita (Figura 4), y de la misma forma que en el escenario anterior, el frente de pH sería fuertemente retardado como consecuencia de la protonación de la superficie de la goethita. Se desprende de este escenario que aquí el transporte de la pluma de Zn no solo depende de su adsorción sobre la superficie de goethita sino también de la migración del frente de H^+. Sin embargo, como consecuencia de que los H^+ son fuertemente adsorbidos, el pH es mayor que el del vertido ácido (Figura 4A).

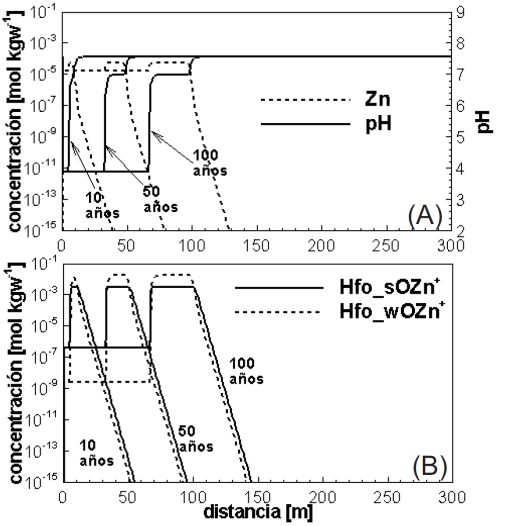


Figura 4. Segundo escenario (solamente goethita está presente en los materiales del acuífero). (A) Distribución espacial del pH, y concentración total de Zn a 10, 50 y 100 años, respectivamente. (B) Distribución espacial de los complejos de superficie de Zn a 10, 50 y 100 años, respectivamente.

En el último escenario, que considera que solo calcita estaría inicialmente presente en los materiales del acuífero, es decir que no habría ningún mineral con capacidad para adsorber Zn, La simulación predice que la disolución de la calcita neutraliza el vertido ácido pero la ausencia de una superficie para la formación de complejos de superficie hace que las concentraciones totales de Zn se comporten de manera conservativa, independiente del pH (Figura 5). De hecho aquí el frente de Zn

migraría casi 1 Km después de 2 años de simulación.

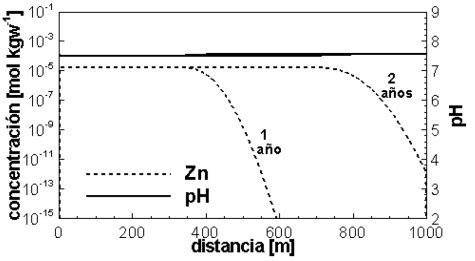


Figura 5. Tercer escenario (solamente calcita está presente en los materiales del acuífero). Distribución espacial del pH, y concentración total de Zn a 1 y 2 años, respectivamente.

Discusión y Conclusiones

La presencia de carbonatos y la propia alcalinidad de las aguas subterráneas en el acuífero libre del Salar del Pipanaco, le otorgan a las mismas una importante capacidad para controlar la migración de hipotéticos vertidos ácidos con contenidos de metales (p.e.j. Zn). Los resultados de las simulaciones del transporte reactivo sugieren el importante control tampón que ejercería la disolución de los carbonatos (calcita, $CaCO_3$) de acuerdo a:

$$CaCO_3 + H^+ \Leftrightarrow HCO_3^- + Ca^{2+} \quad (1)$$

ya que consumiría H^+, neutralizando así el pH de las aguas subterráneas. Esto retardaría aún más el frente de metales ya que los mismos son preferentemente móviles bajo condiciones ácidas. De hecho, las simulaciones sugieren que el frente de metales no se extendería más allá de unos centenares metros aguas abajo al cabo de 100 años de simulación.

Sin embargo, no solo el contenido de carbonatos es importante en la migración de la pluma de metales sino la disponibilidad de una superficie adsorbente como lo son los hidróxidos de hierro (goethita). Los sedimentos en el Salar del Pipanaco contienen un importante contenido de finos y minerales que al alterarse pueden potencialmente formar minerales de hierro, además de importantes contenidos de otras arcillas con alta capacidad adsorbente como illita, caolinita y montmorillonita (INCYTH, 1980).

Sin embargo para mejorar la capacidad predictiva, es necesario extender el modelo a las dos o tres dimensiones, una caracterización más exhaustiva de los contenidos de finos y carbonatos presentes, además de otras arcillas que podrían incrementar aún más la capacidad del Salar del Pipanaco para neutralizar vertidos ácidos y controlar la migración de los metales.

Agradecimientos

Se agradece en especial a CONICET y CONHIDRO por el soporte y logística en el sector del Salar del Pipanaco. Además se agradece al personal de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Provincia de Catamarca por el soporte y acceso a la información.

Referencias

Allison, J.D., Brown, D.S. y Novo-Gradac, K. J. 1991. MINTEQA2/PRODEF2, A Geochemical Assessment Model for Environmental Systems: Version 3.0 User's Manual. EPA/600/3-91/021 Athens, GA, 30605: EPA (USA).

Appelo, C. y Postma, D. 1993. Geochemistry, Groundwater and Pollution. Balkema, A.A. Ed., 539 p.

Bea, S. A, Wainwright, H., Spycher, N., Faybishenko, B., Hubbard, S. S. y Denham, M. E. 2013. Identifying key controls on the behavior of an acidic-U(VI) plume in the Savannah River Site using reactive transport modeling. Journal of Contaminant Hydrology, 151, 34-54.

BHP (1999). Programa: Exploración de Aguas Subterránea Proyecto Agua Rica, Catamarca, Argentina. BHP, Agua Rica.

Cisternas, M., Olías, M. y Hidalgo, M. 2008. Caracterización hidroquímica de la cuenca del río Andalgalá, provincia de Catamarca, República Argentina. Geogaceta, 44, 159-162.

Davis, J., Coston, J., Kent, D., y Fuller, C. 1998. Application of the Surface Complexation Concept to Complex Mineral Assemblages. Environmental Science & Technology, 32, 2820-2828.

Dong, W., Tokunaga, T. K., Davis, J. A. y Wan, J. 2011. Uranium(VI) Adsorption and Surface Complexation Modeling onto Background Sediments from the F-Area Savannah River Site. Environmental Science & Technology, 46, 1565-1571.

Dzombak, D.A. y Morel, F.M.M. 1990. Surface Complexation Modelling Hydrous Ferric Oxide Wiley Interscience, 1990, 393.

Gibert, O., Rötting, T., Cortina, J., De Pablo, J., Ayora, C., Carrera, J. y Bolzicco, J. 2011. In-situ remediation of acid mine drainage using a permeable reactive barrier in Aznalcollar (SW Spain). Journal of Hazardous Materials, 191, 287-295.

Grimalt, J., Ferrer, M. y MacPherson, E. 1999. The mine tailing accident in Aznalcollar Science of the Total Environment, 242, 3-11.

INCYTH 1980. Geología de las unidades sedimentarias en el Bolsón del Salar del Pipanaco. Centro de Hidrología Aplicada. Instituto Nacional de Ciencia y Técnicas Hídrcas.

López Vazques, G., Aravena, R. y Bevacqua, P. 2006. Evaluación de la interacción aguas subterráneas-aguas superficiales en el entorno de actividad minera-por medio de trazadores isotópicos e hidroquímicos - cuenca de Vis Vis-Catamarca - Argentina. VIII Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea Septiembre, Asunción, Paraguay, 200.

Nordstrom, D. K., Alpers, C. N., Ptacek, C. J. y Blowes, D. W. 2000. Negative pH and extremely acidic mine waters from Iron Mountain, California. Environmental Science & Technology, 34, 254-258.

Parkhurst, D. y Appelo, C. 1999. User's Guide to PHREEQC (Version2),A Computer Program for Speciation, Batch Reaction, One-dimensional Transport, and Inverse Geochemical calculations (USGS).

Wolery, T. y Jarek, R. 2003. Software user's manual. EQ3/6, Version 8.0. Sandia National Laboratories. U.S. Dept. of Energy Report.

Xu, T., Spycher, N., Sonnenthal, E, Zhang, G., Zheng, L. y Pruess, K. 2011. TOUGHREACT Version 2.0: A simulator for subsurface reactive transport under non-isothermal multiphase flow conditions Computers & Geosciences, 37, 763-774 .

Aplicación de técnicas geofísicas para evaluar un sistema hidrogeológico fracturado en un sector del Macizo del Deseado – Santa Cruz

Fernando Leopoldo Perera [1-2], Boris Calvetty Amboni [1], Hugo Gabriel Paoletti [1-2], Paulino Velazquez [3], Santiago Bertacca [3], Fernando Salomone [3]

[1] Hidroar S.A. – Calle 67 Nº 1474 – 221 451 1734 –
[2] Cátedra de Hidrogeología – Universidad Nacional de La Plata – Calle 60 y 122
[3] Cerro Vanguardia S.A. – San Martin 1032 Puerto San Julián – Tel 02962- 496002

Mail de contacto: perera@hidroar.com

RESUMEN

Con el fin de identificar preliminarmente las características hidrogeológicas favorables para la localización de perforaciones destinadas al seguimiento ambiental de un sector del Macizo del Deseado, provincia de Santa Cruz, se implementó un estudio geofísico integrado utilizando las técnicas geoléctricas SEV (Sondeo Eléctrico Vertical), y líneas de Tomografía Eléctrica. El estudio e interpretación del relevamiento geofísico reveló las áreas cuyos valores de resistividad pueden vincularse a un sustrato rocoso escasamente alterado, como así también los valores que señalan diversos grados de alteración hasta los 70 metros de profundidad. Para la obtención de evidencias directas del sustrato, se ejecutaron cinco perforaciones distribuidas estratégicamente, sobre las que se efectuaron ensayos hidráulicos específicos tendientes a determinar los parámetros hidrogeológicos locales. La información brindada por los estudios geofísicos, la obtenida durante la construcción de pozos de monitoreo, los parámetros hidráulicos de los ensayos de bombeo y la relacionada a la hidrodinámica subterránea del sitio, fue integrada para elaborar el modelo conceptual del sitio.

Palabras clave: Medio fracturado – Tomografía eléctrica – Sondeo eléctrico vertical (SEV)

ABSTRACT

In order to identify hydrogeological characteristics favorable for the location of environmental monitoring drilling in a sector of the Deseado Massif of Santa Cruz province an integrated geophysical study using geolectrics VES (vertical electrical sounding), and Electrical Tomography lines were implemented. The study and interpretation of geophysical survey revealed the areas whose resistivity values can be assigned to a slightly altered bedrock as well as values that indicates varying degrees of alteration to 70 meters deep. To obtain direct evidences of the substrate, five boreholes strategically distributed were done. Then, specific hydraulic tests were carried out to determine the local hydrogeological parameters. The information provided by geophysical studies, as to that obtained during the construction of the monitoring wells, the hydraulic parameters of pumping tests and those related with the groundwater hydrodynamic of the site, were integrated to elaborate a conceptual model about the hydrogeological setting of the substrate

Keywords: Fractured medium – Electrical Tomography lines – vertical electrical soundings (VES)

Introducción

Con el objetivo de identificar preliminarmente las características hidrolitológicas del subsuelo, necesarias para la localización de perforaciones de monitoreo ambiental en un sector del macizo del Deseado que ocupa el Yacimiento aurífero Cerro Vanguardia en la Provincia de Santa Cruz, fueron implementadas técnicas geofísicas de tipo geoeléctricas.

El área de estudio corresponde con un sector destinado al aprovechamiento del contenido metalífero del mineral marginal remanente, que por su baja ley no puede ser procesado directamente en planta.

La base del estudio contemplo la medición de tres (3) líneas de Tomografía Eléctrica y cinco (5) Sondeos Eléctricos Verticales (SEV).

Las secciones realizadas, brindaron información sobre las variaciones de la resistividad en los primeros 70 metros del subsuelo, para el caso de las tomografías, y hasta 100 metros en los SEV, estableciendo de manera esquemática las condiciones de la roca

hasta dicha profundidad. En base a la interpretación de las resistividades obtenidas, fue posible identificar la presencia de diferentes zonas de alteración y su relación con el contenido de humedad del suelo.

Características del área

Ubicación

El área de desarrollo del Yacimiento Minero Cerro Vanguardia se sitúa en el Departamento Magallanes, unos 100 km al N de la localidad de San Julián en la Provincia de Santa Cruz.

El sector de estudio abarcó una superficie de 77 Has, situadas en la margen derecha del camino de acceso al área de mina. (Figura 1)

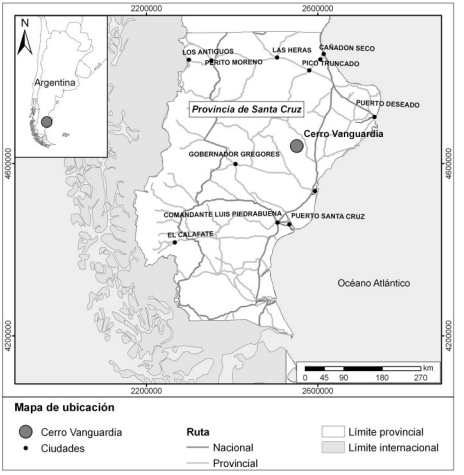


Figura 1. Mapa de ubicación de la zona de estudio

Geología

Las unidades geológicas más antiguas corresponden a tobas redepositadas y arcilita perteneciente a la Fm. Roca Blanca (Triásico Superior). En forma discordante se presenta la Fm. Bajo Pobre integrada por basaltos y aglomerados volcánicos básicos (Panza *et al*., 1994 y Black, 1994).

La principal manifestación de rocas aflorantes se evidencia con el Grupo Bahía Laura, representado por volcanitas jurásicas ácidas, principalmente riolitas, las cuales han adquirido especial importancia debido a su vinculación genética y espacial, con mineralizaciones de tipo epitermal portadoras de oro y plata. El Grupo está integrado por las unidades formacionales Chon Aike (ignimbritas, brechas lapillíticas, tobas lapillíticas, bien consolidadas, de coloración rosácea o castaña, fracturadas) y La Matilde (tobas, tobas arenosas y limolitas tobáceas, de coloración castaña, con diaclasamiento horizontal) (Mazzoni, 1986).

El conjunto presenta vetas de cuarzo mineralizadas con plata y oro, que se emplazan en la ignimbrita con una orientación general NW-SE. Son estructuras subverticales paralelas al sistema de fracturas dominantes en la región, con rumbo ESE-WNW y N-S. Ambos sistemas están conectados por una serie de fallas tensionales de orientación NW-SE, las que están asociadas en su gran mayoría con las zonas mineralizadas (Panza *et al*., 1982).

El Grupo Bahía Laura está cubierto en forma discordante por rocas piroclásticas y areniscas de la Formación Baqueró (Cretácico Inferior). La geología cuaternaria suprayacente presenta gravas arenosas de la Formación La Avenida y basálticos olivínicos de la Formación La Angelita. (Hernández *et al*., 2002 y Hernández *et al*., 2010). Otros depósitos cuaternarios incluyen materiales aluviales y eólicos no consolidados (Hernández, 2000).

Localmente el sector de estudio, se halla cubierto por sedimentos de escaso espesor, (0,3 m a 1 m) conformados por sedimentos arenosos y limosos con una fracción arcillosa subordinada. La Figura 2 representa la ubicación de las unidades mencionadas.

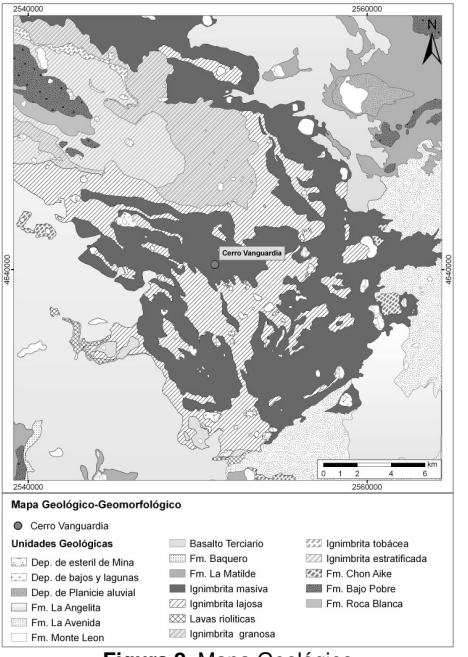


Figura 2. Mapa Geológico

Metodología empleada

Del conjunto de tomografías realizadas (tres en total), dos secciones se posicionaron en los extremos del área, con orientación aproximada NW-SE y una extensión de 460 metros. El tercero, con una longitud de 350 metros, se emplazó hacia el sur de forma transversal a los anteriormente descriptos.

En el punto medio de cada perfil se midió un SEV de 500 m de extensión (SEV 1, 2 y 4), uno intermedio entre perfiles (SEV 5) y otro en el extremo E del sector (SEV 3). La Figura 3 indica sus ubicaciones en el área.

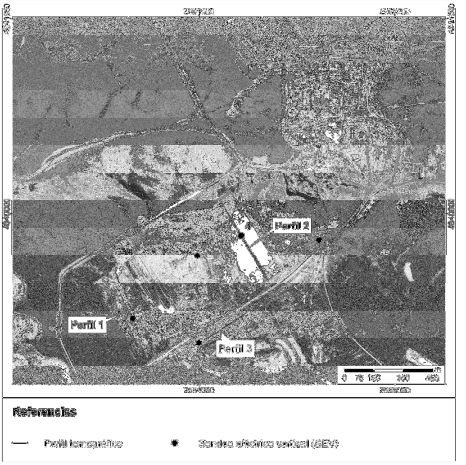


Figura 3. Ubicación de los SEV y perfiles tomográficos.

Tomografías eléctricas

La metodología utilizada se basa en un arreglo multielectródico lineal con base en el dispositivo de Wenner para obtener modelos del terreno en dos dimensiones (Loke, 2002).

El dispositivo básico se muestra en la Figura 4, donde "a", es el espaciamiento electródico, C1 y C2 los electrodos de corriente y P1 y P2 los de potencial.

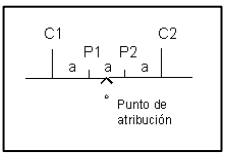


Figura 4: Dispositivo de Wenner

La resistividad aparente (ρ_a), en Ω.m se calcula según la expresión:

$$\rho_a = 2\pi a(\Delta V/I) \quad (1)$$

Donde: "a" es el espaciamiento (en m); "I" la corriente que circula entre C1 y C2 (en mA) y "ΔV" la diferencia de potencial entre los electrodos P1 y P2 (en mV).

El valor obtenido se atribuye a un punto ubicado debajo del punto medio del dispositivo y a una profundidad proporcional con la separación entre los electrodos

La Figura 5 muestra la secuencia de mediciones con base en este dispositivo para un arreglo de 21 electrodos como el utilizado. Siendo "a" la separación entre electrodos adyacentes, el primer paso consiste en hacer todas las mediciones posibles con este espaciamiento. Para la primera medición se usan los electrodos 1, 2, 3 y 4, que serán respectivamente C1, P1, P2 y C2. Para la segunda medición cumplirán estas funciones los electrodos 2, 3, 4 y 5, lo que se repite a lo largo de la línea de electrodos hasta que son utilizados los electrodos 18, 19, 20 y 21 para la última medición, lo que implica 18 (21-3) mediciones con el espaciamiento "1a".

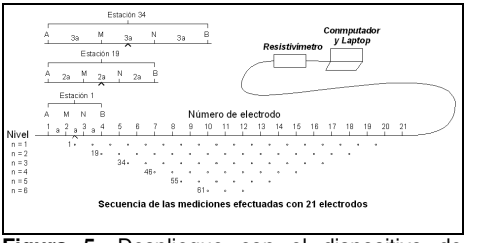


Figura 5. Despliegue con el dispositivo de Wenner para 21 electrodos

Completada la secuencia anterior, se realiza la correspondiente al espaciamiento "2a", en cuyo caso para la primera medición son utilizados los electrodos 1, 3, 5 y 7 y para la segunda los electrodos 2, 4, 6 y 8. Proceso que se repite hasta que son utilizados los electrodos 15, 17, 19 y 21. Repitiéndose el procedimiento para mediciones con espaciamientos "3a", "4a", "5a" y "6a".("**n**a" con **n**= 1, 2, 3, 4, 5 y 6)

Después de completar la anterior secuencia de mediciones, para extender el perfil, se desplaza el arreglo de electrodos tres espaciamientos hacia el final de la línea, efectuándose aquellas mediciones que involucran a los electrodos no superpuestos con los de la posición anterior y así sucesivamente hasta llegar a la longitud final programada.

Es decir, el espaciamiento **a** es fijo y las mediciones se hacen para varios valores de **n**,

de modo de ir incrementando la profundidad de investigación conforme **n** aumenta. En el presente caso los valores adoptados fueron: a = 10 m y **n**= 1, 2, 3, 4, 5 y 6.

Las mediciones se realizaron con un resistivímetro GEOELEC, Mod RD 10, compuesto por amperímetro y voltímetro digitales y un convertidor de corriente continua de 250 vatios, que permite adoptar como fuente de energía una batería de acumuladores de 12 voltios.

Se completó el equipo con dos manojos de cables para la conexión de los 21 electrodos de acero con revestimiento de cobre del dispositivo básico, conectados a un conmutador externo que permite la lectura de los valores de corriente y potencial para el cálculo de la ρ_a en cada una de las posiciones requeridas, que en el caso de los perfiles 1 y 2 son 225 y en el del perfil 3 son 153.

Los cálculos de los valores de la resistividad aparente para cada posición se realizaron en el mismo lugar de las mediciones mediante una pequeña computadora portátil (laptop) adecuadamente programada.

El procesamiento subsiguiente se efectuó aplicando el programa RES2DINV versión 3.54 (Geotomo Software, Malaysia), que aplicando una rutina de modelado directo, proporciona en cada caso las variaciones de la resistividad aparente mediante una pseudosección, una manera muy conveniente de presentar en forma gráfica los valores obtenidos, que sirve además como guía inicial para la posterior interpretación cuantitativa.

A continuación, elabora un modelo 2-D del subsuelo consistente en un gran número de bloques rectangulares, en los que el programa subdivide automáticamente el subsuelo, a determinar, mediante una subrutina de inversión por mínimos cuadrados, el valor apropiado de resistividad para cada bloque, de modo tal que los valores de resistividad aparente, que se calculan en iteraciones sucesivas, se vayan aproximando a los valores medidos, hasta conseguir que se localicen dentro de un rango dado por una tolerancia preestablecida.

Es decir, como todo método de inversión, el programa RES2DINV utiliza un método iterativo que procura encontrar un modelo de las propiedades eléctricas del terreno a lo largo del perfil cuyos valores de resistividad aparente calculados sean próximos a los valores medidos.

Sondeos Eléctricos Verticales

Para la determinación de la resistividad del subsuelo se utilizó el dispositivo simétrico de Schlumberger de cuatro electrodos, con una longitud máxima entre electrodos de corriente de 500 m.

El trabajo de campo consiste en obtener Curvas de Resistividad Aparente (CRA) a partir de hacer circular una corriente "I" entre dos electrodos de corriente (A y B), y medir la diferencia de potencial "ΔV" provocada entre dos electrodos de recepción (M y N) (Orellana, 1982).

Los valores de resistividad aparente (ρ_a, en Ω.m) se calcularon con la fórmula:

$$\rho_a = \frac{\pi}{4\,MN}\left(AB^{\,2} - MN^{\,2}\right)\frac{\Delta V}{I} \qquad (2)$$

Las determinaciones se hacen ampliando en pasos sucesivos las distancias entre A y B hasta llegar al valor final establecido en cada caso.

Las mediciones se realizaron con el mismo instrumento con el que se obtuvieron los datos de los perfiles anteriores completándose el equipo con cables de conexión, para el circuito de corriente y de potencial; dos electrodos de acero inoxidable para la energización del terreno y cuatro electrodos impolarizables del tipo Cu - SO_4Cu para las mediciones del potencial.

En el subsiguiente procesamiento, realizado en gabinete, se utilizó el procedimiento propuesto por Zohdy (1989) en el que, para el cálculo de las curvas de resistividad aparente teóricas, se utilizó el filtro de Seara (1979) de 128 coeficientes.

Resultados

Las imágenes eléctricas obtenidas revelaron una resistividad heterogénea en el área investigada, hecho evidenciado por la variación de los datos que integran las mismas.

La Figura 6 muestra los modelos eléctricos (imágenes eléctricas) obtenidos en los tres perfiles de la tomografía, representados mediante rangos de resistividad que se diferencian de acuerdo con las escalas de grises que figuran al pie de los gráficos.

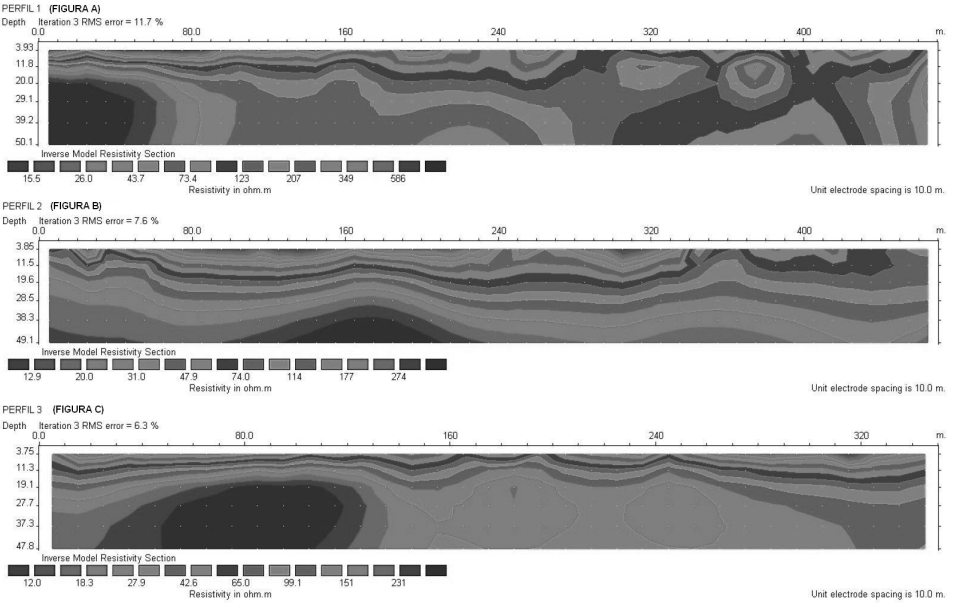


Figura 6: A) Modelo resistivo (Imagen eléctrica) del Perfil 1; B) Modelo resistivo del Perfil 2; C) Modelo resistivo del Perfil 3

Según la imagen eléctrica del Perfil 1, (Figura 6A), el subsuelo es mayormente heterogéneo. En la parte superior se observan delgadas capas de baja resistividad que estarían asociadas a los materiales arcillosos dispuestos en superficie, en los primeros metros y hasta la progresiva de 100 m la resistividad presenta valores altos a partir de los 10 m de profundidad, atribuibles a roca con escaso grado de alteración, condición que podría extenderse hasta los 250 m.

Entre las progresivas de 320 m y 420 m, las resistividades halladas fueron menores a 100 Ω.m, relacionando las mismas al sector con una mayor alteración de la roca a lo largo del perfil, que en su parte final tiende nuevamente a valores superiores a los 300 Ω.m.

Los resultados del SEV 2 (Figura 7) medido en el centro del Perfil 1 indican un esquema aceptablemente coincidente con la imagen eléctrica hasta su máxima profundidad, aportando valores del orden de los 300 Ω entre los 70 y 100 m atribuibles a roca poco alterada.

La imagen eléctrica del Perfil 2, (Figura 6B), muestra capas superficiales de baja resistividad asociadas a las arcillas distribuidas en el terreno, aunque a diferencia del perfil anterior, los aumentos de resistividad con la profundidad son progresivos a lo largo de todo el perfil. El substrato rocoso a una profundidad media de 30 metros, no presenta alteraciones significativas, manteniéndose muy homogéneo.

Los resultados del SEV 4 (Figura 7) medido en el centro del Perfil 2, coinciden aceptablemente con la imagen eléctrica asociada, sugiriendo además que, por debajo de los 64 m la roca se presenta más compacta, con valores de resistividad de 300 Ω.

Resultados similares se obtuvieron en el SEV 3, ubicado en un extremo distal del área de estudio, en un sector paralelo al camino de acceso principal.

A lo largo del Perfil 3 (Figura 6C), las variaciones de la resistividad son del mismo orden hasta los 20 metros de profundidad. Por debajo, la resistividad presenta algunas heterogeneidades significativas. Hasta la progresiva de 160 m, entre los 20 y 50 m de profundidad, predominan valores superiores a los 300 Ω.m asignables a un sector de roca más compacta, en coincidencia con la parte sur del Perfil 1.

En el resto de la sección, las resistividades son heterogéneas y de valores menores, vinculadas a un sector de roca con algún grado de iteración.

Los resultados del SEV 1 (Figura 7) medido en el centro del Perfil 3, coinciden aceptablemente con los obtenidos en la imagen eléctrica del mismo sector y aportan información por debajo de los 50 metros de profundidad, revelando un esquema de resistividades crecientes, del orden de 100 Ω.m hasta los 55 metros, 250 Ω.m hasta los 73 metros y a partir de allí, mayor a 300 Ω.m.

Finalmente el SEV 5 (Figura 7), medido en el centro del área de estudio, en un punto intermedio entre los perfiles 1 y 2, refleja un esquema similar al SEV 1, con un aumento progresivo de la resistividad a partir de los 10 m de profundidad, hallándose valores superiores a 100 Ω a los 13 m y mayores a 200 Ω a partir de los 54 m, relacionado con un esquema del subsuelo que incrementa la homogeneidad de la roca con la profundidad.

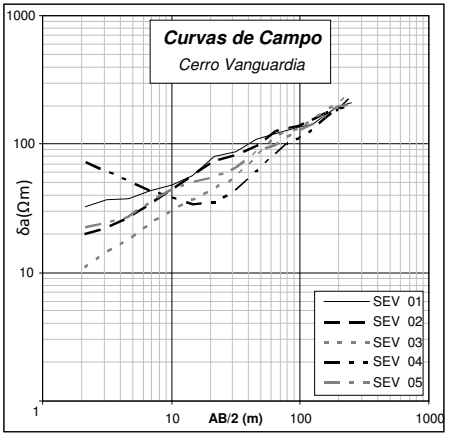


Figura 7. Curvas de resistividad aparente

En la mayoría de las secciones analizadas, pudo identificarse un sector superior asimilable con delgadas capas de baja resistividad asociadas a los materiales arcillosos ubicados en la superficie del terreno con fines constructivos, necesarios para la colocación de la membrana impermeabilizante.

En términos generales, en el sector SW del área bajo investigación, los valores de resistividad se atribuyen a un sustrato rocoso poco alterado, mientras que en el sector NE y NW, revelan mayor grado de alteración hasta los 50 y 70 metros de profundidad respectivamente.

Construcción de pozos de monitoreo

Con el doble propósito de obtener evidencias directas del sustrato analizado y contar con perforaciones ambientales funcionales al estudio, se ejecutaron cinco (5) perforaciones (Figura 8) distribuidas estratégicamente en función del flujo subterráneo (ver apartado Hidrodinámica subterránea), y sobre la base de los resultados geofísicos obtenidos.

Análogamente con las evidencias geofísicas alcanzadas, el sector SW del área de interés, reveló un perfil litológico integrado por rocas mayormente compactas, en especial a partir de los 10 metros de profundidad en el pozo PM-2 y a unos 60 metros bajo nivel del terreno en los pozos PM-1 y PM-3.

Por su parte, el pozo PB-1 denoto una secuencia con mayor grado de alteración, respecto a los anteriores, principalmente hasta los 50 metros de profundidad.

La información geofísica aportada por el perfil 2 y los SEV 4 y 5 reflejan lo arriba descripto. No se han interceptado en los pozos ejecutados sectores vetiformes o estructuras cuarzosas de importancia

Una situación intermedia fue reflejada en el pozo PB-2, ubicado en el sector E del área, donde las ignimbritas presentaron diversos grados de alteración hasta los 50 – 52 metros, condición reflejada por el estudio geofísico practicado.

Ensayos hidráulicos

Con la finalidad de incrementar y perfeccionar el conocimiento de los parámetros hidrogeológicos básicos del sector de estudio se realizaron ensayos de bombeo en los pozos PB 1 y PB 2.

La medición de los niveles de agua fue realizada sobre los pozos construidos para el presente estudio y complementada con perforaciones preexistentes en sectores aledaños.

La prueba de bombeo practicada en el pozo PB 1 se extendió por un período de 24 hs según un caudal de 9 m^3/h y una depresión de 20 metros, mientras que el ensayo practicado en PB 2 tuvo una duración de 3 hs, con un caudal de extracción que alcanzó los 1,2 m^3/h con el mismo nivel de descenso del pozo precedente.

Los resultados obtenidos, interpretados por analogía con métodos de base Theisiana (recuperación de Theis), muestran una

correlación entre los valores de permeabilidad, la presencia de sectores de mayor fracturación y las estimaciones de resistividad reflejadas en la geofísica practicada. De este modo, para el pozo PB1 se estimo un valor de permeabilidad de 8,9 x 10^{-1} m/d, mientras que en el pozo PB2 se alcanzó un valor de 2,9 x 10^{-2} m/d. En ambos casos se reflejan cualitativamente los indicios alcanzados en el relevamiento geofísico como en las evidencias obtenidas durante el control geológico

En tanto los pozos PM-1, PM-2 y PM-3, evidenciaron durante el control geológico practicado, menor fracturación en coincidencia con altos valores de resistividad obtenida por geofísica, hecho que desestimo la implementación de ensayos de bombeo debido a la escasa afluencia de agua.

Hidrodinámica subterránea

La red de flujo local presenta un área de mayor valor equipotencial coincidente con la Planta de Tratamiento del proyecto minero (cota de agua próxima a 190 msnm), y filetes convergentes hacia el S-SW (sector de estudio).

En el área de investigación, las cotas de agua reflejadas por los pozos PB2 y PB1 (160 msnm), disminuyen considerablemente hasta alcanzar valores inferiores a 140 msnm en PM 2 al S del área.

En la Figura 8 se presenta el mapa equipotencial del sitio.

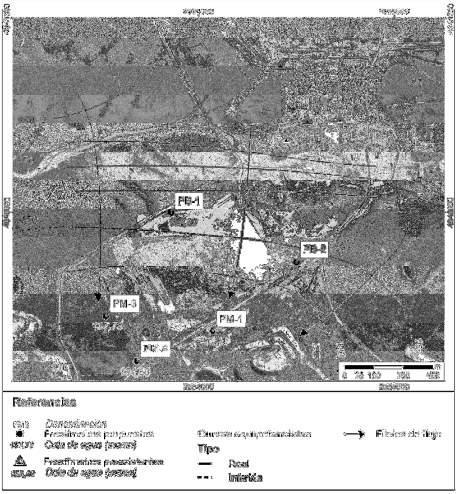


Figura 8. Mapa equipotencial

Conclusión

El análisis e interpretación de los datos obtenidos durante la realización de las tareas de campo y gabinete en el área de emplazamiento, han permitido establecer una estrecha vinculación entre la información generada mediante las técnicas indirectas de la geofísica y aquella proveniente de las evidencias directas, como control geológico de las perforaciones e implementación de los ensayos hidráulicos.

El estudio de secciones eléctricas, SEV y tomografías eléctricas, han revelado que en el sector SW del área los mayores valores de resistividad se vinculan a un sustrato rocoso escasamente fracturado, mientras que en el sector NE y NW, los resultados señalan diversos grados de alteración hasta unos 70 metros de profundidad.

La ejecución de perforaciones en las áreas seleccionadas dentro de los límites del sector de estudio han permitido corroborar las características hidrogeológicas locales.

En coincidencia con la geofísica efectuada, en el sector SW del área, las rocas se presentan mínimamente fracturadas a partir de los 10 metros de profundidad en el pozo PM-2, y a unos 60 metros bajo nivel del terreno en los pozos PM-1 y PM-3.

En el pozo PB-2, ubicado en el sector E del área, las ignimbritas evidenciaron un aumento en el tenor de fracturación hasta los 50 – 52 metros, mientras que el pozo PB-1 revelo una secuencia principalmente fracturada y alterada.

Los resultados de la metodología empleada se han validado con la información de campo recopilada en la ejecución de las perforaciones.

El ingreso de agua durante las perforaciones se localizó en coincidencia con los tramos más heterogéneos y alterados de los perfiles. En el caso particular del pozo PM-2, no se ha indicado registro de afluencia de agua durante la perforación, en consistencia con las estimaciones geofísicas del sector.

Los pozos de bombeo, PB1 y PB2 mostraron una correlación entre los valores de resistividad, vinculados a la existencia de diversos grados de fracturación y las observaciones provenientes de la ejecución de los pozos.

En el resto de los pozos de monitoreo (PM 1, PM 2 y PM3) se ha determinado una concordancia entre los datos geofísicos, litológicos y las propiedades hidráulicas que denotan características de bajo fracturamiento de roca en el sector SW del área bajo estudio.

Por lo anteriormente expuesto, se deduce que los métodos geofísicos, en particular las tomografías eléctricas y sondeos eléctricos verticales, proporcionan una valiosa herramienta para la toma de decisiones a nivel preliminar. El presente estudio muestra la versatilidad de las

técnicas geofísicas de investigación, las que complementadas con evidencias directas han permitido definir la ubicación de perforaciones de monitoreo.

Agradecimientos

Para viabilizar la divulgación de los estudios y actividades desarrollados en el presente trabajo, se ha contado con la colaboración profesional y disponibilidad de la información proporcionada por la empresa Cerro Vanguardia S.A., cuyo agradecimiento especial hacen los autores en el presente.

Se extiende el agradecimiento a profesionales y técnicos de la firma Hidroar S.A. que han participado en los trabajos de campo y gabinete.

Referencias

Black, J. 1994. *Hydrogeology of fracturesd rocks – a question of Uncertainty about geometry*. Applied Hydrogeology 2,3:56-70.

Hernández, M.A. 2000. *Estudio geohidrológico de la región Cerro Rubio- Cerro Vanguardia. Provincia de Santa Cruz (Geohydrological study in Cerro Rubio-Cerro Vanguardia region. Province of Santa Cruz*). Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Naturales y Museo. Universidad Nac. de La Plata . La Plata.

Hernández MA, González N, Hernández L (2010). *Procesos de recarga de acuíferos en regiones áridas de Argentina*. Rev. Latinoam Hidrogeología. 7:71–78

Hernández MA, González N, Sánchez RA (2002*). Mecanismos de recarga de acuíferos en regiones áridas. Cuenca del Río Seco, Provincia de Santa Cruz. Argentina*. XXXII IAH Congress—VI Congreso ALHSUD. Mar del Plata, Ed. CD Rom y Libro de Resúmenes

Loke, M. H., 2002. *Electrical Imaging surveys for environmental and engineering Studies*. info@terraplus.com.

Mazzoni, M. 1986. *Procesos y depósitos piroclásticos (Piroclastic process and deposits)* AGA, Serie “B”, Serie Didáctica y Complementaria No 14, Buenos Aires.

Orellana, E., 1982. *Prospección geoeléctrica en corriente continua.* Paraninfo. Madrid.

Panza, J.L., Zubia, M., Genini, A. y Odeas, M. 1994. *Hoja Geológica 4969-II Tres Cerros. (Geologic map 4969-II Tres Cerros)* Progr. Nac. de Cartas Geológicas de la Rep. Argentina 1:250000, Bol. No 213 (Nueva Serie). DNSG-SMN. Buenos Aires.

Panza, J. L., and Secretaría deMinería^ dServicio Geológico Nacional. *"Descripción geológica de las Hojas 53d" Gobernador Moyano" y 54e" Cerro Vanguardia",* provincia de Santa Cruz." Servicio Geológico Nacional (inédito), Buenos Aires. [Links] (1982).

Seara, J. L. 1979. *Computer programs for resistivity interpretation*. Aplication Brief 79-1. Scintrex. Concord (Toronto), 66 págs.

Zodhy, A. R, 1989. *A new method for the automatic interpretation of Schlumberger and Wenner sounding curves*. Geophysics, v 54, Nº 2, pag: 245-253.

Estudio de las interacciones geoambientales entre humedales antrópicos- aguas subterráneas en la transición medio fisurado-poroso en zonas periurbanas

Emilia Bocanegra[1,2], Orlando Quiroz Londoño[1], Julio del Río[1,2], Marcelo Farenga[1,2]

[1] Universidad Nacional de Mar del Plata. Funes 3350. Mar del Plata, Argentina.
[2] U. A. Mar del Plata, UTN. Buque Pesquero Dorrego Nº 281. Mar del Plata, Argentina.

Mail de contacto: emilia.bocanegra@gmail.com

RESUMEN

La producción de rocas de aplicación y de áridos es una de las principales actividades socioeconómicas de las zonas periurbanas de la ciudad de Mar del Plata, en el sudeste bonaerense. Se propone caracterizar las interacciones entre los humedales antrópicos generados por la actividad minera y las aguas subterráneas. La metodología consistió en la medición de niveles, muestreo hidroquímico e isotópico y construcción de diagramas. Los humedales localizados en rocas ortocuarcíticas, tienen una cota más alta que el agua subterránea en la zona de transición con el acuífero poroso. Se han identificado distintos grupos de agua con conductividades eléctricas entre 330 y 1100 µS/cm. Los humedales poseen un origen en aguas lluvias con efectos de evaporación previa a su infiltración o con evaporación en la superficie del humedal. Las aguas subterráneas se corresponden con las zonas de recarga del sudeste bonaerense, con diferente grado de evolución.
Palabras clave: humedal – aguas subterráneas – minería – hidroquímica – hidrología isotópica.

ABSTRACT

The production of aggregates from mining is one of the main socio-economic activities of peri-urban areas of Mar del Plata, in the southeast of Buenos Aires Province. This paper proposes to characterize the interactions between anthropogenic wetlands resulting from mining activities and groundwater. The methodology consisted of measuring levels, hydrochemical and isotopic sampling and construction of diagrams. Wetlands located on quartzites have a level higher than the groundwater in the transition zone to the porous aquifer. Different groups of waters are identified having electrical conductivities between 330 and 1100 µS/cm. Wetlands have an origin in rainwater evaporation effects prior to infiltration or evaporation on the surface of the wetland. Groundwater composition corresponds to recharge areas, with different degrees of evolution.
Keywords: wetlands – groundwater – mining – hydrochemistry – isotopic hydrology

Introducción

La zona de estudio se encuentra situada en el partido de General Pueyrredón, sudeste de la Provincia de Buenos Aires (Fig. 1). El área periurbana de la ciudad de Mar del plata se comporta como una campo de altas fricciones ambientales derivadas del uso concurrente de distintos actores sociales y económicos de los distintos recursos naturales que ofrece la región (Mantobani y del Río, 2004).

Mar del Plata y en particular su sector periurbano suroeste, ha cambiado sustantivamente desde su inicio como enclave típicamente rural, dedicado en sus comienzos a actividades ganaderas a fines del siglo XIX, hasta convertirse, desde mediados del siglo pasado, en un sector de alta complejidad, con el desarrollo de una gran diversidad de actividades socioeconómicas, acompañando la transformación de Mar del Plata en la principal ciudad turística del país (del Río et al., 2012).

En la actualidad la zona S y SW del periurbano marplatense, denominada de Batán-Chapadmalal, por ser el asiento y desarrollo de las comunidades homónimas, son sectores altamente productivos relacionadas con actividades económicas primarias: agricultura extensiva e intensiva, ganadería, apicultura y minería de suelos y de áridos (Bocero, 1994).

El sector minero local participa en una medida significativa en la producción provincial de Rocas de Aplicación. En particular la actividad minera desarrollada en las ortocuarcitas de la Formación Balcarce, lleva más de una centuria en el partido de General Pueyrredón, y se vincula directamente con hitos fundamentales de la fundación de su ciudad

cabecera (Mar del Plata) en 1874, y con la construcción de su puerto en las primeras décadas del siglo XX. En las labores inundadas de antiguas canteras se han desarrollado charcas antrópicas (sensu Dangavs, 2005). Muchos de estos humedales han evolucionado de modo concurrente con los patrones físico-químicos que son característicos de los humedales pampásicos (De Marco, et al., 2012).

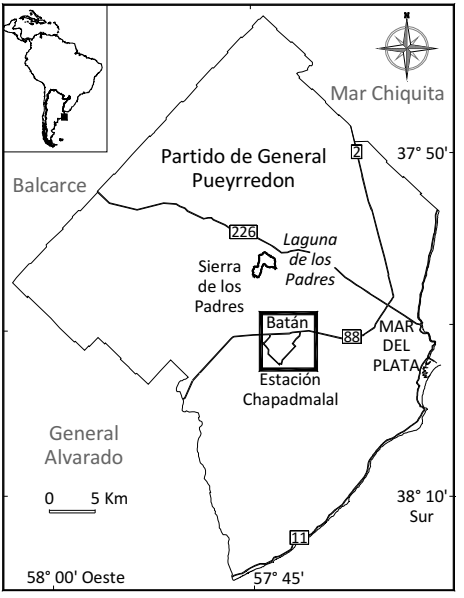


Figura 1. Mapa de ubicación

Es hasta el momento sumamente especulativa la relación que existe entre estos cuerpos de agua superficial de génesis antrópica con las aguas subterráneas.

El objetivo de este trabajo es caracterizar las interacciones geoambientales aguas superficiales - subterráneas en la transición medio fisurado/poroso de zonas periurbanas, y establecer la importancia y significación de estos cuerpos de agua como fuente de recursos hídricos vinculados a los fenómenos de recarga del principal acuífero regional.

Marco conceptual ambiental

Descripción geológica del área de estudio

El área de estudio está desarrollada en las estribaciones orientales del sistema serrano de Tandilia. Este sistema montañoso, se encuentran representado por un sistema estructural de montañas de bloques con orientación predominante NW-SE, entre los paralelos de 36º 30' y 38º 00' sur y los meridianos de 57º 30' y 61º 00' oeste, tienen un desarrollo longitudinal de 350 Km. y un ancho máximo de 50 Km. Cubren una superficie aproximada de 12.000 Km², y se extienden desde las Sierras de Quillalauquén al NO del partido de Olavarría hasta el mar Argentino en Mar del Plata al SE.

Las entidades geológicas aflorantes en la zona del partido de General Pueyrredón se circunscriben a ortocuarcitas de edad cámbro-ordovícica y sedimentos limo-loessoides cuaternarios (Fig. 2), que las cubren en las lomas y constituyen el relleno de las depresiones y valles de los arroyos que fluyen hacia el Océano Atlántico.

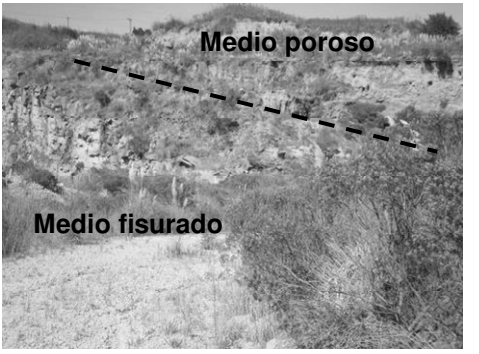


Figura 2. Transición medio fisurado / medio poroso

Para el área de estudio, como así también para toda la región comprendida por el partido de General Pueyrredón, se encuentra representada sintéticamente la siguiente secuencia:

- *Holocenos* (Postpampeanos).
- *Pleistocenos* (Pampeanos, Fidalgo, *et al.* 1975)
- *Formación Balcarce* (Paleozoico inferior, Dalla Salda e Iñiguez, 1978)
- *Precámbricos* (Basamento Cristalino, Teruggi & Kilmurray, 1975).

La estructura de las Sierras Septentrionales se presenta como un sistema de montañas en bloques, definido por tres grandes juegos de fallas que se interceptan entre sí y que tienen dirección NO - SE, NE - SO y E - O, con predominio de fracturación directa, con desplazamiento vertical dominante.

La formación Balcarce presenta una potencia que varía de 30 m. en el extremo O a 395 m. en el E (ciudad de Mar del Plata). Con excepción de los extremos, la potencia se mantiene constante entre 50 y 120 m. El buzamiento regional es SSO, y su valor angular oscila entre 2° y 5°, reflejo de la inclinación regional de los bloques fracturados y alineados.

Las ortocuarcitas se presentan, en la zona entre Estación Chapadmalal y Mar del Plata, como estratos tabulares y en menor medida, cuneiformes y lenticulares con una potencia de entre 0,30 y 1 m.

Sobre las ortocuarcitas se encuentran depositadas sedimentitas cenozoicas de edad Pampeana y Post-pampeanas. Estos sedimentos fueron transportados por el viento y depositados en forma de manto cubriendo el paisaje preexistente. Ocasionalmente presentan retrabajo fluvial.

El rasgo geomorfológico más característico de la región pampeana es su escasa pendiente. Este paisaje fue construido en tiempos Pleistocenos bajo condiciones de mayor aridez que el Holoceno. La zona presenta la peculiaridad de un cordón serrano que le confiere localmente a la monótona llanura pampeana, un relieve no muy pronunciado de unos 200 a 300 m sobre el nivel del mar.

La zona de estudio no cuenta con cursos fluviales importantes. De S a N se pueden citar los arroyos Las Brusquitas, Chapadmalal, Lobería (en la vertiente S del sistema de Tandilia) y la Tapera (en la vertiente N). Sin embargo a la escasa expresión morfológica y las interferencias de las redes de drenaje introducidas por la acción antrópica en zonas urbanas y periurbana, en especial la pavimentación en los tramos medios e inferiores de los cursos, han dificultado la infiltración y aumentado el escurrimiento superficial produciendo importantes anegamientos en dichas áreas (Bocanegra *et al*., 1989).

Funciones ambientales de los humedales antrópicos en zona de canteras

Las actividades humanas a nivel local, que interactúan con los procesos naturales globales y regionales, son las principales fuerzas impulsoras que afectan al ambiente tanto en faz superficial o geomorfológica y alteran los procesos naturales asociados. Estas interacciones son propias e inherentes a la conformación de los escenarios periurbanos.

Cendrero et al. (2003) consideran que cualquier intento de evaluar la calidad del ambiente debe en consecuencia tener también presente una percepción social para su validación y no circunscribirse solamente como simples procesos físicos.

Consistente con estos conceptos, desde un punto de vista funcional Ortolano (1984) ha reconocido que el ambiente en sentido amplio cumple con distintos cometidos esenciales para el desarrollo humano y de sus sociedades: Soporte, Sumidero, Fuente y Amenidad.

El agua consecuentemente puede ser vista y analizada desde esta perspectiva ambiental de corte funcional atendiendo no sólo a su existencia, características físico-químicas o hidrogeológicas, sino a su importancia en los procesos ambientales, entendidos como la relación Sociedad-Naturaleza.

En tal sentido, trabajos recientes se han ocupado de los humedales antrópicos desarrollados en los ambientes de cantera de la región objeto de estudio tanto como sistemas o neo ecosistemas capaces de *soportar* una naturalidad secundaria desarrollada a expensas de estos cuerpos (del Río et al., 2009) y más aún la posibilidad de utilizarlos para una rehabilitación productiva mediante acuicultura (Mallo et al., 2010).

La utilización de los cuerpos de agua vinculada a sumideros es también conocida en la región, este es el caso particular del uso las cavas ladrilleras y canteras abandonadas utilizadas como sitios de disposición transitoria o informal de residuos tanto urbanos como derivados de los procesos productivos rurales; estos ambientes han sido considerados como de peligrosidad de contaminación de acuíferos (del Río et al., 2004) (Fig. 3).

El análisis de la amenidad, desde una perspectiva paisajística es mucho más reciente y se encuentra en una etapa de estudio esencialmente perceptual, a partir de la revalorización paisajística del sector productivo como un mecanismo de puesta de en valor y construcción de identidad de las comunidades de Batán y Chapadmalal (Fernández y del Río, 2012) (Fig.4).

Los humedales antrópicos están relacionados con las aguas subterráneas en zonas de canteras a través de la recarga, cumpliendo una función directa de fuente de recursos hídricos.

Metodología

Se realizó una campaña en febrero y marzo de 2013 para determinación de niveles piezométricos y posicionamiento con GPS en 17 puntos de agua, molinos, pozos de riego y pozos domiciliarios. Esta tarea fue realizada con la colaboración de alumnos de la Maestría en

Ingeniería Ambiental de la Universidad Tecnológica Nacional (UTN), Unidad Académica Mar del Plata.

Figura 3. Función sumidero de canteras abandonadas, como sitio de disposición de residuos

Figura 4. Función de amenidad de un humedal antrópico

Se efectuó la recopilación de análisis fisicoquímicos de muestras de agua subterránea de 5 pozos obtenidas en 6 campañas entre 2004 y 2011 en zonas de canteras y se llevó a cabo un muestreo de agua en 6 pozos y 2 humedales antrópicos para la determinación de parámetros fisicoquímicos y de contenido de isótopos estables ^{2}H y ^{18}O (Fig. 5).

Los análisis de iones mayoritarios fueron realizados en Fares Taie Instituto de Análisis (Laboratorio certificado bajo Normas ISO 9001 – ISO 14001) aplicando metodologías de análisis estandarizadas (APHA, 1998).

La información hidroquímica fue analizada mediante una caracterización estadística general y diagramas convencionales de Piper (Hem, 1992), utilizando el programa AQUACHEM 4.0 (Calmbach, 1998).

Los isótopos ambientales ^{2}H y ^{18}O fueron determinados en el Laboratorio de Hidrología Isotópica de la Universidad Nacional de Mar del Plata el cual utiliza un espectroscopio láser DLT-100 Liquid-Water Isotope Analyzer, Automated Injection desarrollado por Los Gatos Research.

Todos los resultados son expresados como δ [‰], definido como:

$$\delta = \left(\frac{Rs - Rp}{Rp} \right) * 1000‰$$

Donde δ es la desviación isotópica en ‰; S es la muestra; P, la referencia internacional, y R es la relación isotópica ($^{2}H/^{1}H$, $^{18}O/^{16}O$). El estándar usado es el Vienna Standard Mean Ocean Water (V-SMOW) (Gonfiantini, 1978). El grado de incertidumbre para estos análisis es de ±0,3‰ para $\delta^{18}O$ y ±2,0‰ para $\delta^{2}H$. El tratamiento estadístico de estos datos fue realizado siguiendo la metodología propuesta por el Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA, 1992).

Resultados

Esquema de flujo entre acuíferos fisurado y poroso

Se cuenta con 23 puntos de medición de niveles de agua subterránea, de los cuales la mayor parte se localizan en el acuífero detrítico de unos 100 m de espesor, y sólo unos pocos pertenecen al medio fisurado, pudiendo tener una cubierta sedimentaria de 20 a 40 m que apoya sobre las ortocuarcitas. Se cuenta además con las cotas del pelo de agua de 2 humedales en el medio fisurado.

La información existente resulta insuficiente para delimitar las curvas isopiezas en la zona de transición medio fisurado – medio poroso. Sin embargo puede apreciarse que la subcuenca a la que pertenece el humedal Paso de Piedra, cuya cota es de 106 msnm, presenta una dirección del flujo de agua subterránea SW-NE, mientras que la subcuenca del humedal Pétrea cuya cota es 61 msnm, tiene una dirección del flujo SE-NW.

Figura 5 Ubicación de los puntos de agua

El esquema de flujo entre los acuíferos fisurado y poroso se presenta para la transecta correspondiente a la subcuenca del humedal Paso de Piedra AB (Fig. 6).

La cota del pelo de agua del humedal Paso de Piedra se ubica 24 m por encima del nivel freático de un pozo distante unos 200 m. Una situación similar se presenta para el humedal Petrea, ubicado 6 m más alto respecto de un pozo próximo.

Caracterización hidroquímica e isotópica

En total se realizaron análisis fisicoquímico de 19 muestras. Los valores de pH oscilan entre los 8.9 y 7.4 con un valor promedio de 7.8. Los valores más altos de pH corresponden a los humedales de Petrea (8.4) y Paso de Piedra (8.2). Por su parte, la conductividad eléctrica fluctúa en un rango entre 1146 µs/cm y 268 µs/cm, con un valor medio de 722 µs/cm. Estos se encuentran dentro del rango definido para áreas de recarga y tránsito en el acuífero pampeano (Quiroz et al 2008). Los valores más bajos de conductividad se registran en los humedales: Petrea (329 µs/cm) y Paso de Piedra (268 µs/cm).

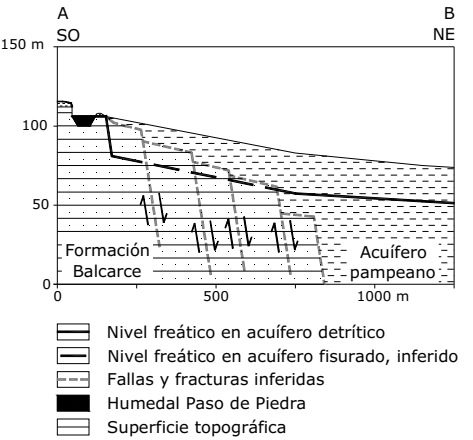


Figura 6. Esquema de flujo en subcuenca del Humedal Paso de Piedra Transecta AB

El contenido iónico caracteriza el 79% de las muestras como de tipo bicarbonatada cálcica y/o magnésica. El 16% como de tipo

bicarbonatadas sódicas y solo una muestra como de tipo clorurada cálcico magnésica, correspondiente al humedal de Paso de Piedra. El diagrama de Piper de la figura 7 ilustra por cuencas la composición química de las diferentes estaciones. La Cuenca 1 corresponde a la zona del humedal de Paso de Piedra y Cuenca 2 a la zona del humedal de Petrea.

En forma general se observa que las muestras obtenidas en zonas topográficamente más altas presentan menores conductividades. La conductividad aumenta a medida que las cotas topográficas son menores, aumentando también el contenido de Mg^{++} y Na^{+} y disminuyendo el de Ca^{++}, lo que sugiere una evolución natural en el agua en este acuífero.

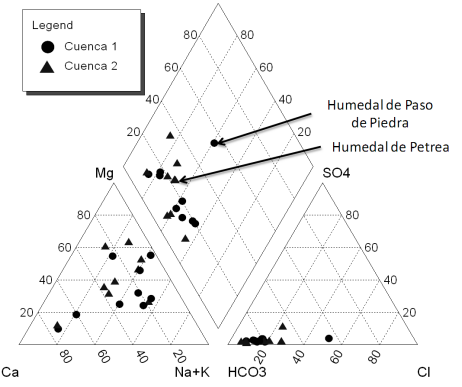


Figura 7. Contenido iónico de muestras de agua subterránea y humedales clasificados por subcuencas.

La composición isotópica de cada una de las muestras analizadas fueron graficadas sobre un diagrama convencional de δ^2H *vs.* $\delta^{18}O$, incluyendo también en este gráfico la línea meteórica mundial (Figura 8).

En él se pueden observar 2 grupos con contenidos isotópicos distintos. El primero correspondiente a las aguas subterráneas con valores isotópicos promedios de -5.2 y -28.0 para δ^2H y $\delta^{18}O$ respectivamente. El segundo grupo está compuesto por las muestras correspondientes a los humedales, estas muestras aparecen más enriquecidas que el primer grupo con un valor promedio de -4.5 en δ^2H y -1.1 en $\delta^{18}O$.

Dentro del grupo de aguas subterráneas se puede observar también un agrupamiento en la composición isotópica. Encontrándose las muestras más empobrecidas en la cuenca del humedal Paso de Piedra. Al observar los valores de los humedales analizados es coincidente también que el humedal Pétrea es más enriquecido que el del humedal Paso de Piedra.

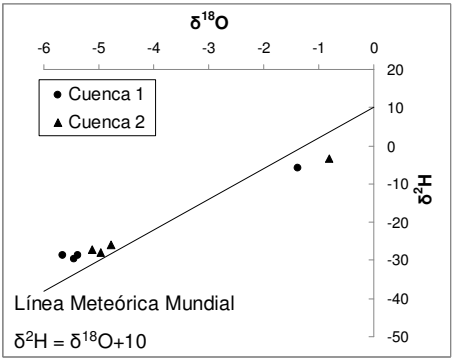


Figura 8. Contenido isotópico promedio ($\delta^{18}O$ y δ^2H) del agua subterránea y humedales.

Discusión

Los esquemas de flujo indican que los humedales antrópicos resultantes de las labores de la actividad minera en rocas ortocuarcíticas, tienen una cota más alta que el agua subterránea en la zona de transición con el acuífero poroso, lo que sugiere que el origen de estos humedales es el aporte directo del agua de lluvia y la infiltración de la misma a través del acuífero fisurado, cuyo espesor se corresponde con el frente de la cantera.

Se confirma asimismo que el flujo que atraviesa el acuífero fisurado recarga el acuífero detrítico. Este flujo ha sido estimado a través de la simulación numérica del acuífero en explotación para abastecimiento de Mar del Plata, (Bocanegra, 2011) obteniéndose un aporte medio anual de 5 Hm^3.

El análisis iónico establece similitudes del tipo de agua dentro de las cuencas, clasificándolas como bicarbonatadas cálcico – magnésicas o bicarbonatadas sódicas. El humedal Paso de Piedra presenta una agua clorurada cálcico – magnésica, en este humedal se han desarrollado actividades de acuicultura extensiva e intensiva desde 2004 y 2008 respectivamente, por lo que el aporte de cloruros podría estar relacionado con los alimentos de los peces.

Según los valores de conductividad del agua en estas zonas pueden asociarse regionalmente a aguas de zonas de recarga y tránsito (Quiroz et al., 2008). Las aguas

subterráneas presentan un contenido isotópico similar al promedio de agua lluvia reportado para la zona por Quiroz et al., (2008), cuyos valores son -5.0 ‰ para $\delta^{18}O$ y -33 ‰ para $\delta^{2}H$. Esta composición señala que se trata de un sistema bien mezclado recargado por agua de precipitación a lo largo de todo el sistema serrano. Por su parte el agua obtenida de los humedales presenta menos contenido salino que todas las aguas subterráneas, sin embargo presenta un enriquecimiento isotópico mayor. Esto sugiere que pueden tratarse de aguas con evaporación en la superficie del humedal o lluvias con efectos de evaporación previas a su infiltración en las cuarcitas.

Conclusiones

En el modelo funcional del ambiente se aprecia que las labores inundadas evolucionan como humedales antrópicos que son pasibles de ser soporte de nuevas actividades productivas como la acuicultura intensiva, sitios de reconocimiento social por su amenidad para usos recreativos y dada su relación con el agua subterránea, a través de la recarga, cumple una función indirecta de fuente de recursos hídricos.

Los humedales antrópicos poseen un origen distinto al de las aguas subterráneas, y éstas, por sus características químicas, se corresponden con las zonas de recarga del sudeste bonaerense, con diferente grado de evolución.

De esto y su posición geográfica se establece la importancia de esta zona del acuífero para abastecimiento en regiones más próximas a la línea de costa, dentro de las que se incluye la ciudad de Mar del Plata.

Referencias

APHA. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18th ed. American Public Health Association, Washington, DC, 1100 pp.

Bocanegra, E. (2011). Estrategias de gestión del acuífero de Mar del Plata. Modelo conceptual y simulación numérica. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura. Universidad Nacional de Rosario. Inédita.

Bocanegra,E.M., Cionchi,J.L., Fasano,J.L., Osterrieth,M.L. y E.J. Schnack. (1989). Geología ambiental del área urbana marplatense, Provincia de Buenos Aires. Caracterización preliminar. *I Jornadas Geológicas Bonaerenses,* Actas: 663-682. Tandil. CIC. La Plata.

Bocero, S. (1994). Batán: una aproximación a la caracterización de las actividades productivas y su problemática ambiental. Tesis de Licenciatura en Geografía. Fac. Hum. UNMdP**.**

Calmbach, L. (1998). AQUACHEM Aqueous Geochemical Anlisis, Plotting and Modeling. *Waterloo Hydrogeologic INC*. Waterloo, Ontario, Canadá.

Cendrero, A., Francés, E., del Corral, D., Ferman, J.L., Fischer, D., del Río, J.L., Camino, M., López de Armentia, A. (2003). Indicators and Indices of Environmental Quality for Sustainability Assessment in Coastal Areas; Application to Case Studies in Europe and the Americas. *Journal of Coastal Research,* Vol. 19(4), 914-933. Nov.2003. ISSN 0749-0208.

Dalla Salda, L., Iñiguez, A.M. (1978). La Tinta, Precámbrico y Paleozoico de Buenos Aires. *VII Congreso Geológico Argentino, Neuquén* Actas, I: 539:550.

Dangavs, N. (2005). Los ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires. En: *Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino. Geología y Recursos Minerales de la provincia de Buenos Aires,* cap. XIII, pp 219-235. La Plata.

De Marco,S., Bazzini, S., Mallo, J. y Camino, M. (2012). Charcas y humedales antrópicos en canteras de áridos del sudeste bonaerense. En *Minería en Áreas Periurbanas: Una aproximación multidimensional. ISBN 978-987-27056-8-8.*

del Río J.L., Bó, M. J., López de Armentía, A. (2012). La Minería de Rocas de Aplicación en el Periurbano de la Ciudad de Mar del Plata: La construcción de un nuevo relieve. En *Minería en Áreas Periurbanas: Una aproximación multidimensional. ISBN 978-987-27056-8-8.*

del Río J.L; Cionchi, J.L., González, J. Martínez Arca, J., Bó, M.J. (2004)**.** Evaluación del riesgo de contaminación de acuíferos mediante una aproximación paramétrica en el partido de General Pueyrredón, Buenos Aires, Argentina. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente* (SIN 0326) Nº 20, 1-10. ISSN1851-7838.

del Río, J. L., De Marco, S., Osterrieth, M. (2009). Naturalidad, amenidad y minería: compatibilidades y conflictos. Partido de General Pueyrredón, (Buenos Aires, Argentina*). II Congreso Nacional de Áridos*, Pp 497-500. Valencia, España, 1 al 3 de octubre de 2009.

Fernández, M., del Río, J. L. (2012). Valorización, Calidad y Gestión del Paisaje

Minero en Áreas Periurbanas del Partido de General Pueyrredón. En *Minería en Áreas Periurbanas: Una aproximación multidimensional. ISBN 978-987-27056-8-8.*

Fidalgo F., De Francesco, F., Pascual, R. (1975). Geología superficial de la llanura bonaerense. Relatorio VI Congreso Geológico Argentino. Geología de la Provincia de Buenos Aires, pp. 103-138.

Gonfiantini, R. (1978). Standards for Stable Isotope Measurements in Natural Compounds. *Nature* 271: 534.

Hem, J. D. (1992). Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Waters. *U.S.G.S. Water-Supply Paper* 2254, fourth printing, 263 pp.

Mallo, J.C., De Marco, S. Bazzini, S., del Río. J.L. (2010). Aquaculture: an alternative option for the rehabilitation of old mine pits in pampasian region. Southeast of Buenos Aires. Argentina. *Mine water and the environment. Journal Of the International Mine Water Association.* Vol. 29 Number 4 ISSN 1025-9112. Springer.

Mantobani, J. M., del Río, J. L. (2004). Repensando los ambientes periurbanos desde la perspectiva de la relación Sociedad/Naturaleza. *Rev.Univ.de Geografía*. Vol.13.N1 y 2: 147-162. ISSN 0326-8373.

OIEA. (1992). Statistical treatment of environmental isotope data in precipitation. *Technical report series no. 331*, IAEA, Vienna,784 pp

Ortolano, L. 1984. Environmental planning and decision making. Edit. John Wiley and Son, New York. 431pp.

Quiroz Londoño, O. M., Martínez, D. E., Dapeña, C., Massone, H. (2008). Hydrogeochemistry and isotope analyses used to determine groundwater recharge and flow in low-gradient catchments of the province of Buenos Aires, Argentina. *Hydrogeology Journal*, 16 (6), 1113-1127.

Teruggi, M., Kilmurray, J. (1975). Tandilia. Geología de la provincia de Buenos Aires. Relatorio, *VI Cong. Geol. Arg. Bahía Blanca*, pp. 55-77.

Minería y Vulnerabilidad de la Calidad del Agua para Riego y Consumo en la Localidad de Tinogasta

Martin Graziano[1,2], Paula Rosin[1], Carolina S. Ramos[1], Ignacio Borón[1], M. Sol Ruiz[1], Fernando Garelli[1], M. Paula Montañez[1], Florencia Barbarich[1], Matias Blaustein[1], Francisco Cianfagna[1] y María Comelli[1]

[1] Investigadores Populares sobre la Problemática Minera, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Ciudad Universitaria, Pabellón 2, CABA, Argentina
[2] Laboratorio de Química del Agua, INQUIMAE-CONICET, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Ciudad Universitaria, Pabellón 2, CABA, Argentina.
Mail de contacto: graziano@qi.fcen.uba.ar

RESUMEN

En la localidad de Tinogasta se encuentra ubicado un proyecto minero en etapa de exploración para la extracción de uranio, cobre y plata. El objetivo fue analizar el impacto que tendría esta explotación sobre la calidad del agua para riego y consumo en la localidad a partir de las características del yacimiento y la caracterización de las aguas subterráneas y superficiales. Se encontraron niveles elevados de B en todas las aguas analizadas, y elevados niveles de U y V en las aguas subterráneas. La existencia de anomalías radiométricas, posiblemente asociadas a depósitos de tipo *roll-front*, y la correlación encontrada entre los niveles de U, V y sulfatos en las aguas sugieren que la explotación de carnotita favorecería la movilización de estos elementos a las aguas subterráneas. A su vez, la baja capacidad buffer que presentan las aguas superficiales de la zona de recarga y las aguas subterráneas agravan esta situación.
Palabras clave: Minería de Uranio, Impacto Ambiental, Capacidad Buffer, Boro.

ABSTRACT

In the town of Tinogasta is located a mining project at the exploration phase for the extraction of uranium, copper and silver. The aim of this work was to assess the impact of the project on water quality for drinking and irrigation, analyzing variables such as the reservoir characteristics, the operating methodology and the characterization of groundwater and surface water. We found elevated levels of B in all water sources, and high levels of U and V in groundwater. The existence of radiometric anomalies possibly associated to roll front uranium deposits and the correlation found between U, V and sulfates for groundwater suggest that mining of carnotite could favor the mobilization of this elements to the groundwater. In turn, we have found a low buffering capacity for the surface water of the recharge area and for the groundwater, aggravating this situation.
Key words: Uranium mining, Environmental Impact, Buffer Capacity, Boron.

Introducción

La protección del medio ambiente debería ser una de las principales preocupaciones de los Estados-Nación. La minería es una actividad de alto impacto en el ambiente y por ello los estudios de evaluación de impacto ambiental deberían ser rigurosos e independientes de los beneficiarios. Además, deberían considerar el impacto sobre el modo de vida local (IPPM, 2012). En Latinoamérica han aumentado los emprendimientos mineros en respuesta, en parte, a normas ambientales y legales menos estrictas que en sus países de origen (Müezzinoglu 2003, Secretaria de Minería de la Nación). Numerosos estudios han demostrado graves efectos sobre el ambiente por parte de la minería a cielo abierto, incluyendo la degradación del suelo (Navarro et al., 2004), efectos sobre la vegetación (Ramos et al., 2012), contaminación atmosférica y de las aguas tanto superficiales como subterráneas (Luís et al., 2009; Mudd, 2008; Bidhendi et al., 2007; Dudka y Adriano 1997). La contaminación del agua por drenaje ácido durante y después del funcionamiento de la mina es una de las principales causas del impacto ambiental (Monjezi el al., 2009). En particular, se ha encontrado contaminación del agua superficial y subterránea con uranio en zonas de extracción del mismo (Lottermoser, 2010; Abdelouas, 2006; Mudd, 2001). Además, los diques de cola suelen contener grandes concentraciones de metales que son una fuente de contaminación adicional (Lottermoser 2010, Abdelouas

2006).Existen principalmente tres tipos de depósitos de Uranio, IOCG (del inglés: Iron Oxide-Copper-Gold), yacimientos en relación a discordancias, y de tipo roll-front (Lehmann, 2008), en particular este último en estrecha relación con acuíferos (Lottermoser, 2010; Lehmann, 2008). Las técnicas de explotación incluyen la minería subterránea, a cielo abierto o, más actualmente, la lixiviación in situ (Seidel, 1981). Ésta última se realiza inyectando en diferentes pozos soluciones ácidas o alcalinas para lixiviar el mineral presente en el acuífero (Lehmann, 2008).

En el año 2007 comenzó a trabajar en la localidad de Tinogasta (Catamarca, Argentina) la empresa australiana Cauldron Energy a través de Jackson Global Ltd. con el proyecto Río Colorado, que abarca una superficie de 762 km^2. Este se ubica a 7 km del centro de la ciudad para la extracción de uranio, cobre y plata. Su área de influencia abarca arroyos, nacientes y ríos de la cuenca del Río Abaucán. Tanto el agua superficial como la subterránea son utilizadas para riego y consumo en la ciudad de Tinogasta y localidades aledañas. La producción agrícola del departamento depende exclusivamente del riego, siendo éste su principal limitante.

El presente trabajo analizó el impacto que tendría la explotación del Proyecto Río Colorado sobre la calidad del agua para riego y consumo en la localidad de Tinogasta a partir de las características del yacimiento, la metodología de explotación, y la caracterización de las aguas subterráneas y superficiales de la cuenca del Río Abaucán.

Materiales y métodos

Descripción del Área de estudio

La zona de estudio se encuentra delimitada, hacia el sur, por el límite de la provincia de Catamarca; hacia el este, se encuentra limitada por las Sierras de Zapata y de Copacabana, y hacia el oeste, por el Cerro Negro de Rodríguez (Fig. 1). El clima es de tipo árido puneño. Las precipitaciones son escasas, (200 mm anuales) con máximos entre los meses de diciembre y marzo. La temperatura media anual es de 18º C. En verano se registran máximas de 33º C y mínimas de 19º C, mientras que en invierno varía entre los 21ºC y 2º C.

Muestreo

La caracterización hidroquímica se realizó a partir de 15 puntos de muestreo representativos de las diferentes fuentes de agua de la zona: agua superficial de la zona de recarga de los acuíferos (AZR, 3), Río Abaucán (RA, 3), agua subterránea (ASub, 5), y agua de red (Red, 4) (ver Fig. 1). Los muestreos se realizaron en Febrero y Agosto de 2012.

Las muestras para analizar parámetros físico-químicos fueron recolectadas en botellas de PVC y conservadas a 0°C. Para la medición de alcalinidad, nitratos, nitritos y amonio se filtró con un filtro Whatman® GF/F de 0,75 µm y 47 mm diámetro membrana. Las muestras de metales se acidificaron con HNO_3 Suprapur y se conservaron a 0°C. Para la determinación de los restantes parámetros se conservaron a 4-8°C.

Análisis físico-químicos (FQ)

Se midieron *in situ* las siguientes variables fisicoquímicas: Temperatura, pH, conductividad, turbidez y alcalinidad por titulación ácido/base (titulador digital marca Hach®). En laboratorio y antes de las 48hs se midió: dureza, sulfatos, fosfatos, nitratos, cloruros, empleando un espectrofotómetro marca Hach® DR2800. Los métodos aplicados siguen normativa estandarizada (APHA-AWWA-WPCF, 1992). Se determinó la concentración de los cationes mayoritarios Na, K, Mg, Ca, mediante cromatografía iónica con equipamiento Dionex, columna IonPac CS10. Se analizó por espectrometría de emisión atómica ICP-MS la concentración de: As, U, Zn, Se, B, Cu, V y Fe.

Análisis estadístico

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) para distinguir las principales variables que caracterizan a los tipos de agua. Se realizó un ANOVA en bloque de 1 factor para analizar las variaciones de alcalinidad entre los tipos de agua, y un Test de Bonferroni para realizar comparaciones *post-hoc*. Por último, se realizaron correlaciones parciales (Pearson) para analizar la correlación entre diferentes parámetros, controlando por la variable Temperatura. Para los análisis se utilizó el programa InfoStat (Di Rienzo et al., 2008).

Resultados y discusión

Análisis del contexto

Geología y Geomorfología

El área exhibe un paisaje típico de un sistema de montañas separados por amplios valles intermontanos (Niz, 2003).Una de las principales formaciones presente en la ladera oriental del Cerro Negro de Rodríguez es la Formación Río Colorado (estratos Famatinense de Bodenbender), constituida por sedimentos conglomerádicos, areniscosos y piroclásticos,

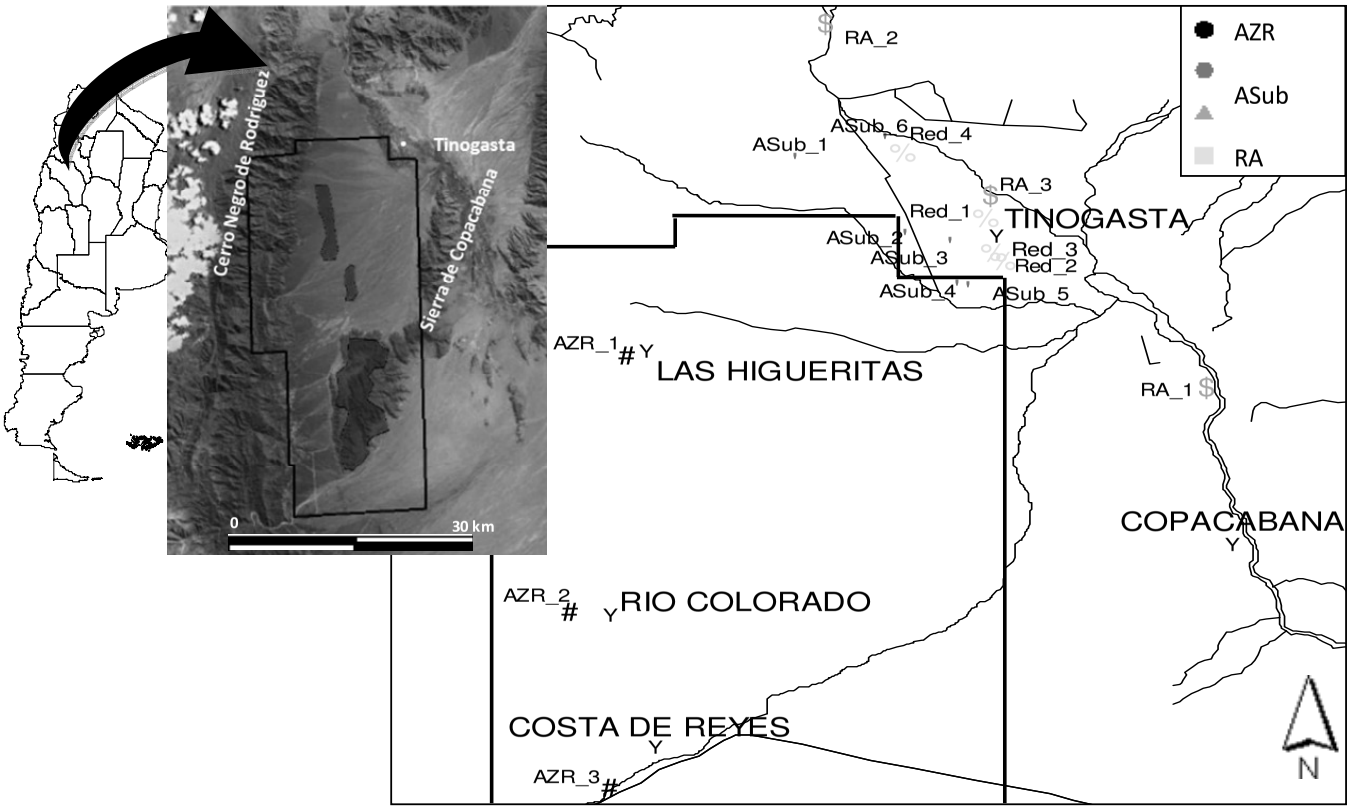


Figura 1. Ubicación del área de estudio y localización de los sitios de muestreo. AZR: Agua sup. de la zona de recarga, ASub: Agua subterránea, RA: Río Abaucán y Red: Agua de red de Tinogasta . Se muestra además el área del proyecto y las zonas con anomalías radiométricas.

de edad no determinada. Hacia el S se sobreimpone a la Formación Potrerillo, de edad miocena-pliocena, que se dispone en forma discontinua en la fractura La Aguadita–Santa Cruz. El Piedemonte del Cerro Negro De Rodríguez es el más extenso y amplio de la región, y se trata de una sucesión de abanicos aluviales y paleoconos coalescentes que forman una cuenca sedimentaria con superposición de abanicos aluviales.

Hidrología e Hidrogeología

El sistema hidrográfico más importante de la región es el Río Abaucán. Se origina por la confluencia de los ríos Chaschuil y Fiambalá (Subsecretaría de Recursos Hídricos -SsRH-). Su cuenca equivale al 21% de la superficie catamarqueña y se alimenta fundamentalmente con agua de deshielo. Su caudal promedio es de 2,54 m^3/s (SsRH). La zona del valle Abaucán presenta una cubeta subterránea intermontana. Las rocas permeables del cono de deyección sirven de zona de recarga de los acuíferos, distalmente confinados por sedimentos impermeables más finos (limo arcillosos). A su vez, existe un endicamiento subterráneo de las aguas entre el valle Abaucán y el de Copacabana, abierto hacia este último donde se encuentra una cubeta subsidiaria (Sosic, 1972). Estudios previos de geoléctrica en el sector norte-noreste de la ciudad de Tinogasta (Dirección Provincial de Colonización, Ministerio de Producción y Desarrollo, Provincia de Catamarca), entre los valles del Abaucán y de Copacabana, evidenciaron una unidad hidrogeológica de interés a partir de los 87m. Esta unidad se extendería hasta más allá de los 125-145m de profundidad en dirección Oeste-Este y alojarían al acuífero libre o formaciones de baja saturación del sistema hidrogeológico. La siguiente capa, caracterizada por una formación clástica más fina y menos resistiva alojaría los acuíferos semiconfinados y confinados del sistema, que debido a su baja resistividad representan el sistema de mayor interés hidrogeológico. Si bien no existe un relevamiento detallado de la hidrogeología de la zona oeste de Tinogasta, a partir de datos de perforaciones cercanas a la ciudad en dirección suroeste, se han detectado dos capas acuíferas, entre aprox. 30-47 m, y 90-96 m (Sosic, 1972). A su vez las perforaciones relevadas abarcan profundidades de 66-77mbbp y 86-90mbbp en el sitio ASub_4 (NE 28mbbp), y de 120mbbp en ASub_3, de 60-105mbbp en ASub_2, y de 205mbbp para ASub_1 (NE 82-84mbbp). Esto indicaría la presencia en la zona oeste de

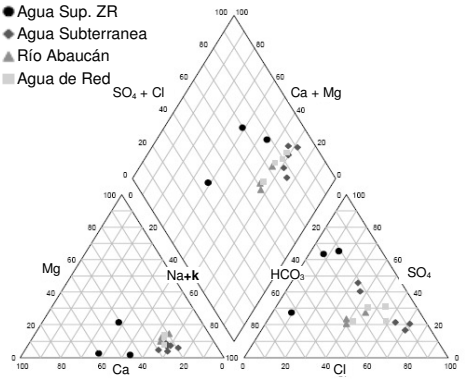


Figura 2. Diagrama de Piper de iones mayoritarios para los diferentes tipos de agua.

Tinogasta de acuíferos libres y semiconfinados-confinados en los 100m de profundidad.

El yacimiento y los depósitos minerales

Según Sosic (1972) y datos de la empresa, se han observado afloramientos mineralizados de uranio, cobre y plata en sedimentos del tipo *Red-Bed* de la Formación Río Colorado. Los muestreos de *due diligence* realizados por la empresa arrojan resultados de hasta 2.451 ppm U_3O_8, con profundidades de hasta 200m. El mineral encontrado es carnotita, de color pardo-amarillento, y se corresponde a un vanadato de potasio y uranio con fórmula química $K_2(UO_2)_2(VO_4)_2.3H_2O$. En dicha Formación se presentan de color pardo-amarillento claro y rellenando los planos de fisibilidad, grietas y diaclasas de las lutitas.

Se han encontrado además grandes zonas de anomalías radiométricas de uranio en los sedimentos fluviales no consolidados del valle del Abaucán (Fig. 1), derivados en parte del entorno mineralizado de la Formación Río Colorado. Estas indicarían la presencia de depósitos de tipo *roll-front* por debajo de los sedimentos en contacto con el agua subterránea.

Caracterización general de las aguas

En la Tabla 1 pueden observarse los resultados obtenidos. Las aguas son en su mayoría de tipo sulfatadas/cloruradas sódicas (Fig. 2), con excepción de algunas aguas de la zona de recarga que se hallan enriquecidas en Ca^{2+}. Esto es consistente con un modelo de evolución hidroquímica correspondiente a una fase intermedia del proceso de recarga y descarga de acuíferos, en donde las aguas subterráneas se han enriquecido en SO_4^{2-} y Na^+

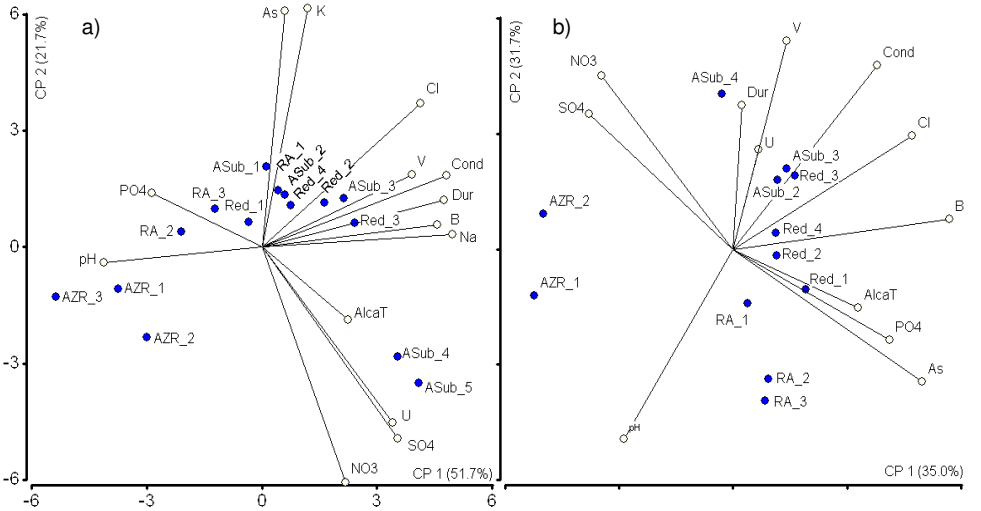


Figura 3. Diagrama de ordenamiento de los ejes 1 y 2 del PCA a) Verano y b) Invierno. Las líneas representan las variables y los puntos a los sitios de muestreo. Cond: Conductividad, Dur: Dureza, AlcaT: Alcalinidad Total, SO4: Sulfatos, NO3: Nitratos**,** PO4: Fosfatos.

en detrimento de HCO^{3-} y Ca^{2+} (Custodio y Llamas, 1983). El PCA mostró en verano un agrupamiento de las aguas de la zona de recarga y las correspondientes al Río Abaucán en relación al incremento de Na^{+}, pH y fosfatos (Fig. 3a). Las muestras de agua subterránea y de red conformaron otro grupo, con excepción de dos muestras de agua subterránea que se diferenciaron en el contenido de sulfatos y uranio. Por el contrario, en invierno las aguas del Río Abaucán se diferencian más de las aguas superficiales de la zona de recarga acercándose a la composición de las aguas subterráneas (Fig. 3b), evidenciando el comportamiento de río ganador/efluente que posee el Río Abaucán en esta zona.

Alcalinidad y capacidad buffer de las aguas

La alcalinidad del agua permite tener una idea de su capacidad buffer, lo cual es de gran relevancia al evaluar el efecto sobre las aguas de proyectos mineros metalíferos (Garbagnati et al., 2005). Los valores de alcalinidad observados fueron moderados para el Río Abaucán (RA, media ± ES: 233 ± 23 mg/L $CaCO_3$) y el agua de Red (Red, 193 ± 20 mg/L), y bajos para el agua subterránea (ASub, 155 ± 18 mg/L) y las aguas superficiales de la zona de recarga (AZR, 101 ± 23 mg/L). El ANOVA mostró un efecto principal significativo del tipo de agua (ANOVA, $F_{4,25}$, p = 0,0047) pero no de la época ($F_{1,25}$, p = 0,53). Los contrastes realizados evidenciaron una diferencia significativa de la media de las aguas AZR con respecto a las RA y Red ($p<0.05$).

En resumen, las aguas superficiales de la zona de recarga presentaron un nivel bajo de alcalinidad. Esto es de especial relevancia ya que se ubican cerca (o dentro) de la zona del proyecto e infiltran en el terreno del valle.

Uranio, vanadio, sulfatos y otros metales (metaloides)

Se encontraron niveles elevados de Boro para todos los tipos de agua con excepción de las aguas superficiales de la zona de recarga (Fig. 4a). Los valores medios fueron: AZR 200 ± 20 µg/L, ASub 1610 ± 150 µg/L, RA 1500 ± 100 µg/L, Red 1600 ± 40 µg/L. Sin diferencias entre los valores obtenidos en verano e invierno. Tanto la Organización Mundial de la Salud (OMS), el Código Alimentario Argentino (CAA) y la legislación provincial de Catamarca establecen como nivel límite 500 µg/L en agua de consumo. Las afecciones asociadas más destacadas son malformaciones en fetos, alteraciones en el sistema reproductivo masculino y enfermedades crónicas renales (Pahl et al., 2005).

Los niveles de As fueron elevados respecto a lo sugerido por la OMS y el CAA (10 µg/L) en muestras de aguas subterráneas (rango, 3-14 µg/L), Red y RA (11-26 µg/L; Fig. 4b).

El Uranio mostró valores por debajo del límite sugerido por la OMS (30 µg/L; WHO, 2012) en el agua de red (Fig. 4c). Sin embargo,

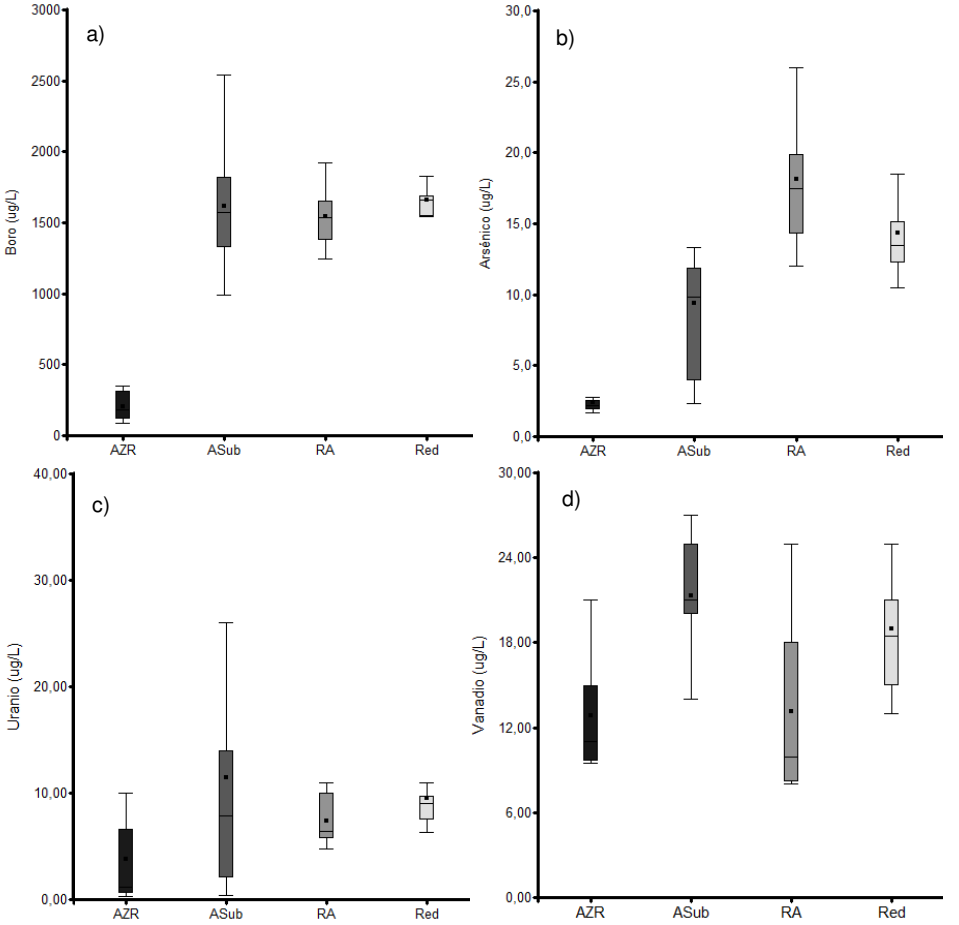


Figura 4. Diagrama *box-plot* a partir de los Niveles de a) Boro, b) Arsénico, c) Uranio, d) Vanadio para los diferentes tipos de agua analizados. Cajas sólidas representan rango percentil 25-75%, el cuadrado interno la media, y las barras los valores máximos y mínimos.

en dos de las muestras de agua subterránea se detectaron valores (26 y 38 ug/L; Fig. 5c) por encima del límite nacional establecido para agua de riego (10ug/L, Ley 24051 de residuos peligrosos). Existen trabajos sobre toxicidad a nivel renal del uranio en agua de consumo (World Health Organization, 2012). La toxicidad del Boro y el Uranio a nivel renal es de destacar ya que en Tinogasta, según comunicación de médicos locales, existiría una alta incidencia de problemas renales (com. personal).

El Vanadio también presentó valores elevados en Red, RA y ASub (media: 18,5 ± 0,2 µg/L; Fig. 4d). Los demás parámetros se encontraron dentro de los valores legislados.

Vulnerabilidad de las aguas

Los yacimientos de tipo roll-front están asociados a la movilización de uranio por infiltración de las aguas y su posterior encuentro con un ambiente reductor, el cual, en el caso de Tinogasta, podría deberse a la materia orgánica presente en los sedimentos (Spirakis, 1996). El ambiente reductor rico en pirita, al entrar en contacto con las aguas subterráneas provoca la oxidación de los sulfuros a sulfatos y del UIV a UVI (Lottermoser, 2010; Rackley, 1972), provocando la liberación y el enriquecimiento de las aguas en uranio y sulfatos (Langmuir y Chatham, 1980). Las correlaciones parciales (controlando por la temperatura del agua) de las

concentraciones de uranio, vanadio y sulfatos en las aguas subterráneas mostraron una

Conclusiones

Tabla 1. Resultados de los parámetros FQ y metales medidos para cada sitio de muestreo

Cód.	Temp. (°C)		pH		Conductividad (µS)		Alcalinidad T. (mg/LCaCO$_3$)		Bicarbonatos (mg/L)		Cloruros (mg/L)		Sulfatos (mg/L)		Dureza (mg/L CaCO3)		Nitratos (mg/L)		Fosfatos (mg/L)	
	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I
AZR_1	31	14	8.2	7.9	680	610	66	54	66	54	24.5	29.3	170	170	133	130	1.4	1.7	0.59	0.11
AZR_2	22	8	8.4	8.2	770	1190	146	130	146	130	18.7	37.5	260	310	155	400	2.1	1.5	0.19	0.11
AZR_3	17	10	8.3	8	390	440	110	98	110	98	8.9	11.1	40	50	95	140	1.5	1.2	0.81	0.09
A Sub_1	32	30	7.4	7.8	1650	1920	99.2	40	99.2	40	340	486	120	70	244	291	1.3	0.7	0.19	0.17
A Sub_2	30	29	7.4	7.2	1880	1990	61.2	82	61.2	82	327.5	485	140	100	258	278	1.8	1.2	0.5	0.28
A Sub_3	26	25	7.1	7	2020	1970	148	151	148	151	367.5	425	180	100	314	300	1.5	0.8	0.09	0.13
A Sub_4	24	22	7.3	7.1	1900	1920	240	240	240	240	218	253	430	320	304	301	2.6	2.1	0.09	0.28
A Sub_5	24	ND	7.1	ND	>2000	ND	284	ND	284	ND	266	ND	420	ND	300	ND	2.5	ND	0.23	ND
A Sub_6	ND	23	ND	7.5	ND	1420	ND	212	ND	212	ND	288	ND	110	ND	ND	ND	1	ND	0.32
RA_1	34	8	8.3	7.9	1710	1430	228	231	228	231	228	257	200	150	218	255	1.3	0.7	0.46	0.23
RA_2	20	8	8.3	8.1	1170	1140	246	195	246	195	145	182	110	70	217	224	1.6	0.4	0.55	0.37
RA_3	28	8	8.6	8.4	1220	1150	244	254	244	254	144	203	130	80	216	220	1.5	0	0.6	0.34
Red_1	25	19	7.8	7.2	1300	1330	226	226	226	226	158	230	120	110	246	251	1.8	0.8	0.4	0.47
Red_2	26	20	7.2	7.5	1800	1490	181	180	181	180	325	267	180	130	302	274	1.5	0.8	0.3	0.34
Red_3	28	21	7.1	7.1	2080	1930	168	158	168	158	352.5	435	290	120	312	305	1.5	0.8	0.08	0.22
Red_4	25	22	7.4	7.6	1500	1570	198.5	203	198.5	203	217.5	270	210	150	290	272	1.8	1.2	1	0.31

Cód.	ppm				ppb															
	Na	K	Mg	Ca	As		U		Zn		Se		B		Cu		V		Fe	
	V	V	V	V	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I
AZR_1	50	0	0	71	2,8	2	0,6	0,3	< 0,2	0,6	4,6	5,4	351	312	1,9	1,5	21	15	< 0,2	< 0.2
AZR_2	74	4	22	78	3,6	2,2	6,6	10	< 0,2	< 0.2	3,1	4,9	155	204	2,0	2,0	9,6	9,5	< 0,2	< 0.2
AZR_3	28	0	1	42	2,1	1,7	1,2	< 0.2	< 0,2	< 0.2	1,5	2,1	85	119	0,8	0,9	11	11	< 0,2	< 0.2
A Sub_1	230	10	7	102	14	9,6	2,0	< 0.2	< 0,2	1,8	3,6	4	1134	993	3,7	3,7	22	18	0,8	0,5
A Sub_2	254	7	6	103	13	10	0,4	1	< 0,2	1,1	5,1	5,1	1322	1436	4,9	4,6	25	20	< 0,2	2,3
A Sub_3	315	7	15	110	13	11	7,9	5,8	< 0,2	0,3	4,3	3,5	1669	1546	5,8	4,6	25	20	0,9	< 0.2
A Sub_4	354	3	17	111	4,1	3,0	26	14	< 0,2	< 0.2	7,5	5,8	2093	1822	5,6	4,6	27	20	< 0,2	1,3
A Sub_5	400	0	14	102	3,4	ND	38	ND	< 0,2	ND	7,2	ND	2541	ND	6,2	ND	22	ND	< 0,2	ND
A Sub_6	ND	ND	ND	ND	ND	13	ND	8,1	ND	< 0.2	ND	1,9	ND	1605	ND	3	ND	14	ND	< 0.2
RA_1	261	9	20	103	21	12	10	5,7	< 0,2	< 0.2	2,2	2,2	1921	1654	6,8	4,3	25	8,8	2,4	2,2
RA_2	154	6	18	46	18	17	6,5	5,5	< 0,2	< 0.2	1,4	1,2	1247	1530	3,9	3,2	11	8,2	9,4	21
RA_3	186	7	19	70	26	15	11	4,8	< 0,2	< 0.2	1,8	1,2	1536	1377	4,8	2,9	18	8,0	1,3	19
Red_1	155	10	19	68	19	14	11	7,5	< 0,2	< 0.2	2,0	1,9	1542	1689	4,3	3,1	17	13	0,2	< 0.2
Red_2	301	7	18	106	14	13	9,0	9	< 0,2	< 0.2	3,7	2,2	1657	1629	5,7	3,5	24	15	< 0,2	0,3
Red_3	315	5	17	114	13	11	8,5	6,3	< 0,2	0,4	4,2	3,5	1668	1546	5,8	5,1	25	20	< 0,2	0,2
Red_4	237	13	26	80	17	14	15	9,7	< 0,2	0,2	2,9	2,4	1825	1745	4,1	3,3	21	17	< 0,2	< 0.2

correlación positiva significativa entre los niveles de sulfatos y uranio (r= 0,88; p< 0,01), sulfatos y vanadio (r=0.77; p<0,01), y una tendencia positiva entre los niveles de uranio y vanadio (r=0,49; p=0,18). Se plantea a futuro realizar un análisis hidrogeoquímico más detallado para evaluar el control de la solubilidad de estos compuestos y el índice de saturación de los mismos. Estos resultados están en concordancia con la detección de anomalías radiométricas en la planicie del valle Abaucán y sugiere que la explotación de uranio de estos sedimentos podría generar liberación de vanadio y sulfatos a las aguas subterráneas, además de la movilización de uranio.

Se ha analizado la hidroquímica de diferentes tipos de aguas en la zona de Tinogasta que podrían verse alterados por la instalación de un emprendimiento de uranio, cobre y plata a 7 km del centro de la ciudad. Los resultados indican una mayor vulnerabilidad de las aguas superficiales de la zona de recarga, seguida de las aguas subterráneas, ante la posible generación de desechos ácidos en el proceso minero, con el consecuente impacto sobre su calidad para consumo y riego. En este sentido es necesario un mayor conocimiento de las capas acuíferas para evaluar la existencia de procesos *buffer* en las aguas subterráneas. Se detectaron además altas concentraciones de Boro en todos los tipos de agua analizados que

las hacen no aptas para consumo humano y riego, haciendo necesaria una urgente intervención por parte de las autoridades correspondientes. A su vez, la existencia de anomalías radiométricas, posiblemente asociadas a depósitos de tipo *roll-front*, la composición mineralógica y la correlación encontrada entre los niveles de U, V y sulfatos en las aguas analizadas, sugieren que la explotación de carnotita favorecería la movilización de estos elementos a las aguas subterráneas presentes en la zona de recarga, con la posible afectación de las mismas, y empeorando de este modo la situación actual debido a los peligros reportados de la ingesta de Uranio y Vanadio.

En suma, de acuerdo a los resultados obtenidos entendemos que la localidad de Tinogasta y en particular la calidad de las aguas para consumo y riego en la localidad serán afectadas por la instalación del emprendimiento minero, y recomendamos tomar las medidas adecuadas para evitarlo.

Bibliografía

Abdelouas, A. 2006. Uranium Mill Tailings: Geochemistry, Mineralogy, and Environmental Impact. *Elements*, 2(6):335-341.

APHA-AWWA-WEF. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18thEdition.

Bidhendi N., G. R., Karbassi, A. R., Nasrabadi, T. y Hoveidi, H. 2007. Influence of copper mine on surface water quality. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, 4(1):85-91.

Custodio, E. y Llamas M. R. 1983. Hidrología subterránea. Ed. Omega. Barcelona

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarin, M. G., González, L., Tablada, M. y Robledo C. W. 2008. InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, UNC, Argentina.

Dudka, S. y Adriano, D. C. 1997. Environmental impacts of metal ore mining and processing: a review. *J. Environ. Qual*., 26:590-602.

Garbagnati, M. A., González, P. S., Antón, R. I. y Mallea, M. A. 2005. Características físico-químicas, capacidad buffer y establecimiento de la línea base ambiental del Río Grande, San Luis, Argentina. *Ecol. Austral*, 15:59-71.

Investigadores Populares sobre la Problemática Minera, IPPM. 2012. La expansión de la minería a cielo abierto en la región cordillerana de Argentina. Sus implicancias y resistencias. *Ecos FUHEM Ecosocial*, 19:1-6.

Langmuir, D. y Chatham, J. 1980. Groundwater prospecting for sandstone-type uranium deposits: A preliminary comparison of the merits of mineral-solution equilibria, and single-element tracer methods. *J Geoch Explor*, 13(2-3):201-219.

Lehmann, B. 2008. Uranium Ore Deposits. *Advanced Mining Solutions*, 2:26-26.

Lottermoser, B. G. 2010. Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts, Third Edition. Springer, Berlin, Heidelberg,

Luís, A. T., Teixeira, P., Almeida S. F. P., Ector, L., Matos J. X. y Ferreira da Silva, E. A. 2009. Impact of Acid Mine Drainage on Water Quality, Stream Sediments and Periphytic Diatom Communities in the Surrounding Streams of Aljustrel Mining Area (Portugal). *Water, Air, Soil Poll*, 200:147-167.

Monjezi, M., Shahriar, K. y Dehghani, H. 2009. Environmental impact assessment of open pit mining in Iran. *Environ Geol*, 58(1):205-216.

Mudd, G. M. 2008. Radon releases from Australian uranium mining and milling projects: assessing the UNSCEAR approach. *J Environ Radioactiv*, 99:288-315.

Mudd, G. M. 2001. Critical review of acid in situ leach uranium mining: 1. USA and Australia.

Müezzinoglu, A. 2003. Review of Environmental Considerations on Gold Mining and Production. *Crit Rev Env Sci Tec*, 33(1):45-71.

Navarro, A., Collado, D., Carbonell, M. y Sanchez, J.A. 2004. Impact of mining activities on soils in a semi-arid environment: Sierra Almagrera district, SE Spain. *Environ Geochem Health*, 26:383-393.

Niz, A. E. 2003. Geomorfología del Sector Meridional del Dpto de Tinogasta, Prov. de Catamarca, Argentina. Tesis Doctoral. UNCa.

Pahl, M. , Culver, B., y Vaziri, N. 2005. Boron and the kidney. J Ren Nutr, 15(4):362-370.

Rackley, R. I. 1972. Environment of Wyoming Tertiary Uranium Deposits. Bull amer assoc petroleum geologists, 56(4):755-774.

Ramos, C. S., Marchetti, C., Apellaniz, M. F. y Graziano, M. 2012. La Alumbrera bajo teledetección: análisis temporal de la vegetación de una mina a cielo abierto en la provincia de Catamarca, Argentina. Trabajo completo del Congreso Argentino de Teledetección, Córdoba, Argentina.

Seidel, D. C. 1981. Extracción de uranio de sus menas. *Boletín del Organismo Internacional de Energía Atómica*, 23(2):24-28.

Sosic, M. 1972. Descripción geológica de la hoja 14d, escala 1: 200.000. Ar, Subsecretaría de Minería. Dir. Nac. de Geología y Minería.

Spirakis, C. S. 1996. The roles of organic matter in the formation of uranium deposits in sedimentary rocks. Ore Geol Rev, 11:53-69.

HIDROGEOLOGÍA Y OBRA CIVIL

Estudio y simulación hidrogeológica para la implantación de un acueducto Reconquista. Santa Fe. Argentina

Díaz, E[1]; Dalla Costa[2], O. y C. Nardin[3]

[1]Ciencias de la Tierra. Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta Provincial 11 km 10.5. (3101) Oro Verde. Entre Ríos. Tel/FAX: 0343-4975075.
[2]Las Heras 2906. (3000) Santa Fe. Tel: 034120768. (3000) Santa Fe.
[3] Unidad Académica Avellaneda. Universidad Tecnológica Nacional.
Mail de contacto: ediaz@fca.uner.edu.ar

RESUMEN

Con el fin de diseñar el campo de bombeo a lo largo de 5 kilómetros de longitud para el abatimiento de los niveles estáticos a los efectos de la construcción del Acueducto desde el Río San Javier a l Reconquista se ejecutaron perforaciones de estudio y piezómetros, se realizaron ensayos de caudales y de bombeo. Se determinaron los parámetros hidráulicos formacionales a partir de su interpretación mediante el Esquema de Hantush (1965).

A partir de las mediciones de campo y las características del acuífero y su acuitardo se han realizado estimaciones de los descensos inducidos por los bombeos. Las estimaciones se han realizado en régimen permanente y transitorio. El diseño seleccionado abatir los niveles estáticos con un abatimiento de 4 metros del terreno natural, implican utilizar un caudal de 75 m^3/hora en perforaciones separadas 10 metros. El diseño permitió alcanzar los objetivos planteados.

Palabras clave: depresión, acuífero, acueducto, argentina

ABSTRACT

In order to design the pumping field over 5 kilometers in length for the abatement of static levels for the purpose of the construction of the aqueduct from the San Javier River to Reconquista city perforations and piezometers study were executed, tests and pump flow were conducted. Formational hydraulic parameters were determined from its interpretation by Hantush Method (1965).

From the field measurements and the characteristics of the aquifer and aquitard, estimates have been made of the pumping-induced declines. The estimates were made in steady and transient state. The selected design to abate 4 meters the static levels from the soils levels, involve using a flow rate of 75 m3/hr at 10 meters apart perforations. The design allowed for achieving the objectives.

Keywords: depletion, aquifer, aqueduct, Argentina

Introducción.

El diseño de un acueducto para abastecer a una planta de tratamiento de aguas crudas obtenidas desde el Río San Javier (afluente del Río Paraná) destinado al consumo humano en las localidades de Reconquista y Avellaneda (Provincia de Santa Fe), el que discurre a alo largo de 5 kilómetros de longitud a profundidades variables con un diámetro de 90 cm, implica la ejecución de una zanaja con profundidades de hasta 4 metros bajo el nivel del terreno. El Perfil geotécnico indica la presencia de formaciones acuíferas saturadas que disminuyen su capacidad portante y su ángulo de estabilidad, por lo que al realizarse tareas de excavación producen deslizamientos de los taludes que implican elevados movimientos de suelo y adicionalmente el de trabajar en la implantación del conducto en condiciones de suelo saturado.

La localidad de Avellaneda en la actualidad se abastece de agua potable mediante perforaciones que explotan el acuífero Puelche, mientras que la localidad de Reconquista cuenta con una planta que se abastece de la misma fuente del acueducto a construir.

La sección en estudio corresponde al Acueducto de Agua que parte de la Planta de Tratamiento ubicada al sur de la Ruta A009 y que vincula al Puerto de Reconquista con dicha ciudad.

Las características hidrogeológicas de la traza del acueducto desde el Río San Javier, afluentes del Río Paraná, condicionan la implantación de un acueducto destinado a complementar el abastecimiento de agua potable a la ciudad de Reconquista y

reemplazar el actual, a la ciudad de Avellaneda que se abastece de agua subterránea de mediana salinidad. Para ello, la cañería de impulsión de agua cruda de 90 cm de diámetro deberá ubicarse en una zanja de 3 a 5 metros de profundidad, Figura 1, de manera de evitar los desplazamientos de los suelos saturados por sobre el nivel de excavación.

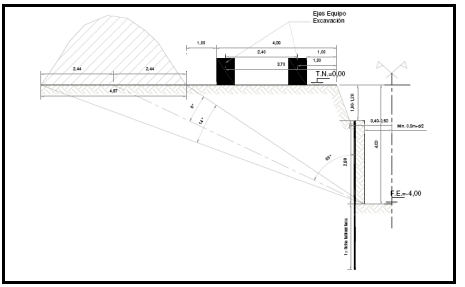


Figura 1. Esquema de apuntalamiento de la zanja (PROINSA, 2012).

Operativamente para la construcción de la misma, y dado las características de los suelos y de las formaciones involucradas, atendiendo además a que los niveles estáticos se encuentran a una profundidad del orden de los 2 a 2,5 metros desde el terreno natural fue necesario plantear el diseño de un campo de bombeo. Ello ha requerido la ejecución de estudios hidrogeológicos para el diseño de un sistema de abatimiento de niveles a lo largo de la traza del acueducto.

Se dispuso de datos de una campaña geotécnica consistente en siete (7) sondeos de 5 m de profundidad equidistanciados 1000 m, Figura 2.

La misma determina que los suelos poseen una plasticidad CL en su gran parte y de consistencia media, que alterna arcillas de alta plasticidad CH, ambas ubicadas principalmente a nivel superficial. Estas capas son de color gris claro en su gran mayoría, sin embargo en la perforación P1 se verificaron castañas oscuras. Tienen una potencia promedio de 3 m que varía notablemente, incluso casi desapareciendo en la perforación P7 en donde se registró 1 m de potencia. Estas arcillas se caracterizan por presentar un Límite Líquido (LL) variable entre 30% y 41% que decrece en profundidad, el Índice de Plasticidad (IP) varía entre 12% y 18% y el pasante # 200 superior al 90%. los casos inferiores a 10 golpes. Por debajo del estrato arcilloso se extienden arenas limosas y limos magros, de color gris claro y castaño oscuros en algunos casos, los primeros se caracterizan por presentarse un pasante # 200 inferior al 10%. Los limos en cambio tienen escasa plasticidad, promedio de IP inferior a 5 pero un pasante # 200 superior al 80% salvo las capas de transición antes de llegar a la arena, Figura 2.

Objetivos

Los objetivos del estudio fueron:

- Estudiar y diseñar el campo de bombeo de las perforaciones de explotación para la depresión de la napa a lo largo de toda la traza del acueducto.
- Determinar el caudal específico de las perforaciones para seleccionar los caudales de explotación y las bombas a utilizar.
- Alimentar con parámetros hidrogeológicos formacionales un modelo matemático de simulación del funcionamiento del sistema acuífero frente a distintos diseños del campo de bombeo.

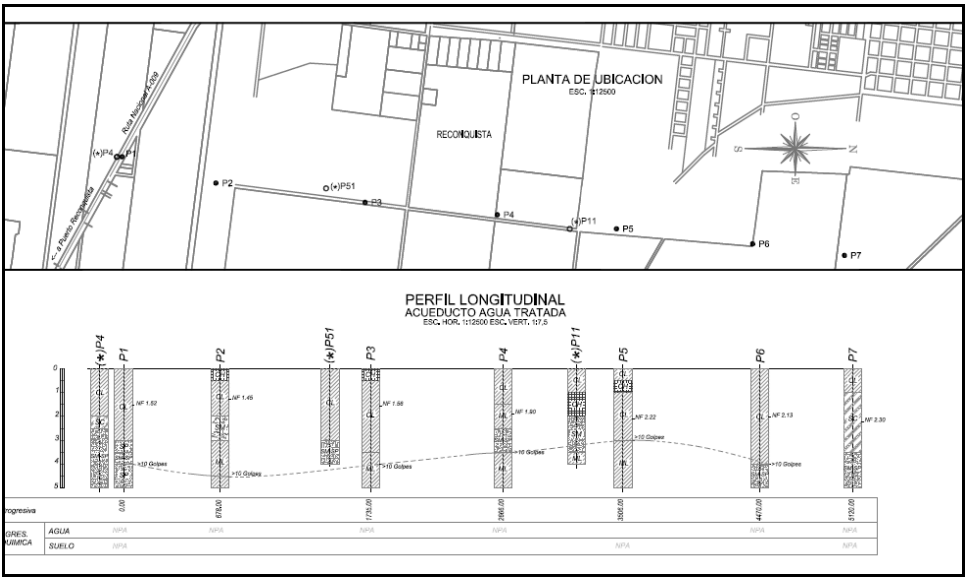


Figura 2. Perfil geotécnico longitudinal. (PROINSA, 2012).

Esta área limita en su sector este, con las islas del Paraná, hacia el oeste se interna en la Cuña Boscosa, llegando por el sur hasta la zona de Los Saladillos. La precipitación media anual varía entre los 1000 a 1500 mm, Iriondo (1987), Iriondo (2011) y Sosa (2013).

Las formaciones superficiales son de tipo limo-arenosas en las partes elevadas y con buena permeabilidad; en las cañadas y en los bajos son arcillosas y de muy baja permeabilidad, dando origen a esteros y cañadas por falta de infiltración y suaves pendientes.

En algunos sectores se constituyen capas libres de poco espesor y bajo caudal. Generalmente se encuentran confinados que insensiblemente pasan, en profundidad a confinados, suministrando buenos caudales específicos (entre 4000 a 7000 l/h/m). Los residuos secos varían entre 300 y 400 mg/l; en la margen oriental, sobre la costa del sistema del Paraná que actuaría como filtro, las arenas poseen elevadas concentraciones de hierro y manganeso, que perturban la explotación de esos acuíferos. La dureza aumenta en el sentido norte sur, llegando a los 50 °F en la localidad de Malabrigo. En términos generales se observa una disminución de la calidad y de los caudales desde el sur y hacia el oeste.

Las características hidrodinámicas son las siguientes: el coeficiente de almacenamiento varía entre 2.5 x 10^{-3} y 1,6 x 10^{-3}, la transmisibilidad oscila entre 2500 m^3/día/m al norte y 700 m^3/día/m al sur.

Fili y Tujchneider (1977) describen las características geo hidrológicas regionales del subsuelo de la Provincia de Santa Fe, mediante una esquematización de la columna geológica tipo en cuatro grandes unidades hidrogeológicas, denominadas secciones.

En orden cronológico se presentan las secciones "basamento", "hipoparaniana", "paraniana" y "epiparaniana", identificables a través de sus condiciones hidro litológicas, hidrodinámicas e hidro químicas más notables.

Con la sección epiparaniana culmina la columna hidrogeológica. Esta sección presenta dos secuencias netamente diferenciables, portadoras de las fuentes de aprovisiona-miento subterráneo en todo el territorio provincial. Par un mejor tratamiento se la ha dividido en subsecciones.

La subsección inferior está compuesta por arenas amarillas, cuarzosas, de grano fino a mediano, con aumento de tamaño hacia la base donde suele presentarse niveles finos de grava. En algunas perforaciones se observa un pase neto a las arcillas verdes de la sección infrayacente, pero predomina un pase transicional de arenas grises a grises verdosas arcillosas.

Estratigráficamente se corresponde con la Formación Puelches de origen fluvial cuyas características sedimentológicas han sido

ampliamente estudiadas para el ámbito de la Provincia de Buenos Aires.

Desde le punto de vista hidrogeológico es el cuerpo más importante del subsuelo, La formación tiene un espesor medio de 20 m con transmisibilidades más frecuentes entre 500 m^2/día y 1500 m^2/día.

Según la potencia y la naturaleza de los sedimentos suprayacentes, puede presentar características de semiconfinamiento hasta confinamiento, siendo más frecuente la primera condición.

A través de la cobertura acuitarda se vincula con el ciclo hidrológico exterior; las áreas de recarga, transferencia y descarga se corresponden con la morfología topográfica, pero el nivel de descarga regional está dado por el valle aluvial del Río Paraná.

La calidad química de las aguas varía en relación a la región en que se localiza el reservorio. Las condiciones más adversas para diversos usos se presentan en la región de los bajos submeridionales, en el norte de la provincia, donde las aguas son predominantemente cloro-sulfatadas sódicos-cálcicas con sales totales que superan frecuentemente las normas de potabilidad, Las condiciones más propicias se dan en la denominada "área del puelche" (Bojanich y Risiga, 1975).

La Subsección superior se caracteriza por su conformación limo arcillosa, a veces loéssica, calcárea, con algunas intercalaciones de samitas muy finas. Su potencia varía entre pocos metros en las adyacencias del valle del Paraná, hasta más de 100 m hacia el oeste de la provincia. Hidrogeológicamente su comportamiento varía entre francamente acuícludo, en algunas áreas del norte de la provincia, hasta medianamente acuitardo hacia el sur. Esta circunstancia hace que en el primero de los casos, la porción samítica infrayacente quede desvinculada del ciclo exógeno, sin posibilidades de infiltración directa.

En los departamentos centrales y del sur la composición se hace más limosa, permite la formación de niveles acuíferos continuos, aunque de baja permeabilidad (1 a 10 m/día) y espesores aprovechables de 2 a más de 15 metros.

Frecuentemente las variaciones verticales en la permeabilidad dan lugar a horizontes más productivos que asemejan distintos acuíferos, pero constituyen una sola unidad.

La recarga es autóctona y directa. Se produce en las zonas más altas de la llanura santafesina, especialmente por acumulación de las aguas pluviales en las depresiones planas, circulares y elongadas.

La sección epiparaniana, vinculada directamente al ciclo exógeno, responde en su dinámica a los rasgos morfológicos superficiales.

La parte inferior, cuando la relación entre las áreas de recarga y descarga permiten una corta permanencia de contacto entre el agua y los sedimentos, presentan acuíferos ricos tanto en calidad como en cantidad y constituye la principal fuente de abastecimiento para una importante área de la provincia, denominada por Bojanich y Risiga (1975) "área del puelche".

La porción superior es sumamente importante ya que las variaciones de su carácter general acuitardo, pueden permitir el alojamiento de niveles acuíferos con capacidad y calidad suficiente como para cubrir las necesidades hídricas de la mayor parte del territorio provincial, en forma directa o empleándose como reservorio para recargas artificiales o, por el contrario, para constituir una cobertura impermeable que impide la infiltración de las aguas meteóricas hacia los acuíferos subyacentes, tal como ocurre en gran parte de los "bajos submeridionales" Sosa (2013), en los departamentos del norte de la provincia. En esta zona se aprovecha la estanqueidad de la formación limo-arcillosa para construir reservorios superficiales.

Metodología

A los efectos de determinar los parámetros hidrogeológicos formacionales y el caudal característico de las perforaciones a construir se ejecutaron dos perforaciones de estudio, ensayos de caudales y de bombeo con una electrobomba sumergible alimentada a partir de un generador trifásico.

Para ello se utilizó una bomba electro sumergible de 7,5 Hp, un generador de corriente trifásico, cronómetro y tanque para aforo de caudales, y sonda bipolar para medición de niveles estáticos y dinámicos. Los datos de los ensayos fueron procesados mediante el software AQUITEST (1993) de Waterloo Hydrologic, de Ontario Canadá.

Se ejecutaron dos perforaciones de estudio de 17 metros de profundidad, con sus correspondientes piezómetros y freatímetros ubicados a 2.90 y 7.25 metros de distancia del centro de la perforación P1, y a 2.00 y 5.00 metros de distancia de la perforación P2,

Las perforaciones tienen 13.1 metros de cañería portafiltros de PVC de diámetro 115 mm, 3.5 metros de filtro de PVC ranurado de 115 mm y un tramo de 0.40 metro final ciego.

Previo a los ensayos de caudales y de bombeo se midieron los niveles estáticos de

ambas perforaciones, así como la de los freatímetros y piezómetros, Custodio y Llamas (1982).

Para la perforación de Estudio 1 el nivel estático era de 2.33 m bajo boca de pozo, y en los dos piezómetros realizados sus niveles estáticos fueron de 2.24 m, y 2,16 m, respectivamente. Los freatímetros marcan un nivel estático de: 2,15 y 2,16 m, respectivamente.

En la Perforación de Estudio 2 el nivel estático fue de 2,40 m, mientras que los Piezómetro 1 y 2, tienen ambos niveles de 2 metros, y en los freatímetros 1 y 2 no se detectó saturación en el acuífero pampeano.

Resultados

La Tabla 1 y la Figura 3 muestran los datos y la representación del análisis de los cuatro escalones ensayados para la perforación 1. Surge que la ecuación que relaciona los descensos y los caudales expresado en caudal Específico; con un coeficiente de correlación cercano a 1; es:

q_{esp} = 2,12 m^3/hora/metro

Tabla 1. Resumen del ensayo de caudales escalonado Perforación 1 (P1)

Q (m^3/h)	H incial	H final	Descenso	Q esp
2,30	2,33	3,55	1,22	1,89
9,82	3,55	7,00	4,67	2,10
13,83	7,00	8,50	6,17	2,24
23,04	8,50	13,40	11,07	2,08

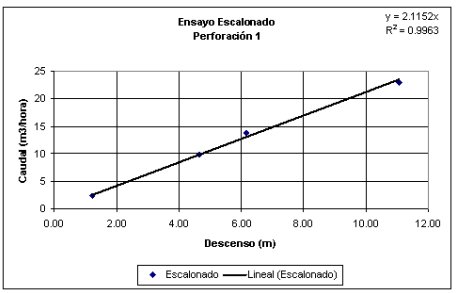


Figura 3. Ensayo Escalonado. P 1.

Similarmente para la perforación 2, la Tabla 2 y la Figura 4 presentan la representación del análisis de los cuatro escalones ensayados para la perforación 1del ensayo escalonado que permitió determinar el caudal específico, con un elevado coeficiente de correlación es:

q_{esp} = 5,52 m^3/hora/metro

Tabla 2. Resumen del ensayo de caudales escalonado Perforación 2 (P2).

Q (m^3/h)	H incial	H final	Descenso	Q esp
8,13	2,54	4,00	1,46	5,57
13,82	4,00	5,00	2,46	5,62
19,70	5,00	6,15	3,61	5,46
25,00	6,15	7,06	4,52	5,53

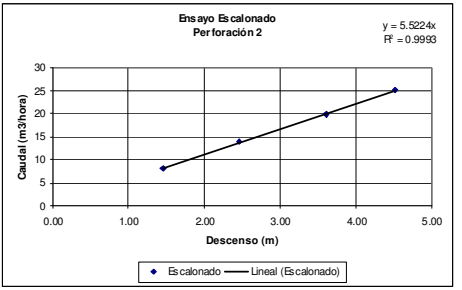


Figura 4. Ensayo Escalonado. P 2.

Se desarrolló un Ensayo de Bombeo en régimen permanente para cada perforación, para determinar los parámetros hidráulicos. En este tipo de acuífero es importante determinar la resistencia hidráulica del acuitardo que yace sobre el acuífero a bombear, la misma está expresada por la relación:

c (días) = Espesor del acuitardo / kv

Cuanto mayor sea el valor de "c", implicará que la transferencia vertical del agua hacia el acuífero bombeado será menor, por lo que el tiempo de bombeo para alcanzar la estabilidad o el nivel a deprimir será mayor. Por lo que conociendo el valor de "c" a partir de los ensayos de bombeo y el espesor de acuitardo "c" se puede estimar el valor de la permeabilidad vertical "k_v".

En la perforación P1 el ensayo se ejecutó a lo largo de 360', hasta alcanzar la estabilización de los niveles en los piezómetros de observación de cada una de ellas. La estabilización fue con un descenso de 11,07 metros. El desnivel observado para un régimen de 23,04 m^3/hora, fue de 1,39 metros en el piezómetro 1 (P1) y de 0,605 metros en el piezómetro 2 (P2), alcanzándose la estabilización a los 255 minutos.

El ensayo fue interpretado mediante el programa AQUITEST® de Waterloo Hydrologic Inc (1993), La Tabla 3 presenta un resumen de la interpretación del mismo utilizando dicho

software para ambos piezómetros aplicando la teoría de HANTUSH (1965) de acuífero semiconfinado sin almacenamiento en el acuitardo. De la misma manera, en la perforación P2 el ensayo se ejecutó a lo largo de 360', hasta alcanzar la estabilización de los niveles en los piezómetros de observación de cada una de ellas, los resultados de la interpretación del ensayo de bombeo se presentan en la Tabla 4.

Tabla 3. Interpretación del Ensayo de Bombeo de la Perforación 1.

	T m^2d^{-1}	S [ ]	k m/d	c días
P_1	304	9,51 $x10^{-5}$	5,53	276
P_2	688	3,87 $x10^{-4}$	12,5	762

Tabla 4. Interpretación del Ensayo de Bombeo de la Perforación 2

	T m^2d^{-1}	S [ ]	k m/d	c días
P_1	302	9,65 $x10^{-4}$	5,49	33,0
P_2	428	1,91 $x10^{-3}$	7,78	5,83

La estabilización se alcanza con un descenso de 5,23 metros. A partir de estos datos se puede estimar la kv, asumiendo un valor medio del espesor del acuitardo de e = 2,20 metros.

A partir de los resultados de ambos ensayos de bombeo se obtuvo un radio de acción mínimo (más desfavorable) en la perforación P2 de 502 metros.

Simulaciones del campo de bombeo

De las mediciones de campo y las características del acuífero y su acuitardo se han realizado unas primeras aproximaciones a las dimensiones del campo de bombeo. Para ello se asumieron dos modelos distintos, correspondientes a cada una de las perforaciones ensayadas, donde existe un contraste de permeabilidades y por ende de la transmisividad y el coeficiente de almace-namiento.

Se utilizó el modelo matemático hidrogeológico GWF, Bear y Verruijt (1987) y Verruijt (1982). para simular el flujo en medios porosos, para estimar el funcionamiento del sistema bajo diferentes condiciones de diseño del campo de bombeo (caudales de las perforaciones) y ubicación (distancias) de las mismas.

Las condiciones de borde adoptadas fueron de nivel constante -2 metros por debajo del nivel del terreno a 500 metros en los extremos y ambos bordes del acueducto.

Los pasos de tiempo utilizados en las simulaciones de régimen transitorio fueron estimados a partir de la geometría del cuerpo simulado a tiempos de 1, 2, 3, 5 y 10 días a partir del inicio del bombeo.

Asimismo se simularon dos espaciados de las perforaciones de 10 y 15 metros, y los parámetros formacionales de la perforación 1 y 2 determinados a partir de los ensayos de bombeos ejecutados, y finalmente para caudales de 25, 50 y 75 m^3/hora.

Se realizó una calibración en régimen permanente para definir la ubicación de las perforaciones y los caudales de bombeo. y una simulación en régimen transitorio para estimar en función de las ubicaciones de las perforaciones, los caudales de bombeo y el tiempo necesario para estabilizar los niveles en el punto más desfavorable (punto medio entre dos perforaciones consecutivas).

Las tablas 4 y 6 presentan las estimaciones de los descensos inducidos por las perforaciones en ambas situaciones para caudales de 50 y 75 m^3/hora, y distancias variables desde el centro de las mismas.

Las estimaciones se han hecho para régimen permanente (indica el máximo descenso a producirse a una distancia determinada si se bombea indefinidamente), y el régimen transitorio para una situación estabilizada a los 3 días de bombeo continúo.

El centro de la perforación coincide con un diseño de perforaciones cada 10 metros y que dicho descenso se corresponda con el borde opuesto de la excavación a la ubicación de las perforaciones.

La columna de la distancia expresada en metros indica la longitud desde la perforación de bombeo al centro opuesto de la zanja entre dos perforaciones consecutivas, correspon-dientes a la condición más exigente de excavación.

Se puede observar que para alcanzar descensos por debajo de los 4 metros del terreno natural, deberá bombearse con un caudal de 50 m^3/hora en la perforación 1, que inducirá un descenso de 1,02 metros a una distancia de 8 metros del centro de la perforación de bombeo.

Al interferirse con la siguiente perforación generará un descenso acumulado de 2,44 metros que adicionado al nivel estático actual de Ne = 1.76 metros producirá un nivel dinámico Nd = 4.20 metros.

En esta situación de espaciados cada 10 metros y dado los valores de transmisividad, para alcanzar los descensos por debajo de los 4

metros del terreno natural, deberá bombearse con un caudal de 75 m^3/hora en la perforación 2, que inducirá un descenso de 0,93 metros a una distancia de 8 metros del centro de la perforación de bombeo.

Al interferirse con la siguiente perforación generará un descenso acumulado de 1,86 metros que adicionado al nivel estático actual de Ne = 2,32 metros producirá un nivel dinámico Nd = 4,18 metros.

A partir de las mediciones de campo y las características del acuífero y su acuitardo se han realizado unas primeras aproximaciones a las dimensiones del campo de bombeo. Para ello se asumieron dos modelos distintos, correspondientes a cada una de las perforaciones ensayadas, donde existe un contraste de permeabilidades y por ende de la transmisividad y el coeficiente de almacenamiento, Tablas 5 y 6.

Tabla 5. Estimación de niveles dinámicos Q = 50 m^3/hora, tiempo = 3 días.

Distancia	Descenso	
	Permanente	Transitorio
0,40	3,180	1,62
0,50	3,080	1,58
0,80	2,871	1,48
1,00	2,771	1,44
2,00	2,463	1,30
3,00	2,282	1,22
4,00	2,154	1,16
5,00	2,054	1,11
6,00	1,973	1,08
7,00	1,904	1,04
8,00	1,845	1,02
9,00	1,792	0,99
10,00	1,745	0,97

Tabla 6. Estimación de niveles Q = 75 m^3/hora y tiempo = 3 días.

Distancia m	Descenso	
	Permanente	Transitorio
0,40	3,18	1,62
0,50	3,08	1,58
0,80	2,87	1,48
1,00	2,77	1,44
2,00	2,46	1,30
3,00	2,28	1,22
4,00	2,15	1,16
5,00	2,05	1,11
6,00	1,97	1,08
6,70	1,92	1,05
7,70	1,86	1,03
8,70	1,81	1,00
10,00	1,75	0,97
11,00	1,70	0,95
12,00	1,66	0,94
13,00	1,63	0,92
14,00	1,60	0,90
15,00	1,56	0,89

En el caso de la perforación 2 para alcanzar los descensos por debajo de los 4 metros del terreno natural, deberá bombearse con un caudal de 75 m^3/hora, que inducirá un descenso de 1,03 metros a una distancia de 8 metros del centro de la perforación de bombeo.

Al interferirse con la siguiente perforación generará un descenso acumulado de 2,06 metros que adicionado al nivel estático actual de 2,32 metros producirá un nivel dinámico de 4,38 metros.

Conclusiones

Ambas perforaciones presentan valores de Transmisividad del mismo orden, con un rango comprendido entre 300 y 600 m3/día/m, las diferencias podrían ser explicadas por las variaciones del espesor, entre ambas, de la formación acuífera Puelche y la permeabilidad mayor de la perforación 2, expresada además en la granulometría de la misma.

Adicionalmente el caudal específico de la perforación 2 es casi el doble del de la primera.

Por lo que es conveniente utilizar como entrada al modelo matemático de simulación para el diseño del campo de bombeo para deprimir el acuífero una transmisividad máxima que garantizará las condiciones más exigentes para la adecuada depresión de los niveles.

Las variaciones del parámetro Resistencia Hidráulica “c” expresado en unidades de “días”, de ambas perforaciones se explica por las diferencias entre las condiciones del acuitardo entre las mismas, la primera se encontraba en condiciones de saturación con aportes al acuífero Puelche ensayado, mientras que en la segunda las condiciones del mismo eran de perfil húmedo sin condiciones de saturación que se expresan por la ausencia de niveles estáticos en ambos freatímetros de la perforación 2.

Finalmente se recomendó la utilización de la condición más desfavorable (P2), de caudales de explotación del orden de 75 m^3/hora en las perforaciones, separadas entre sí una distancia de 10 metros y un comienzo del bombeo 3 días previos del inicio de la excavación, para garantizar el descenso por debajo del terreno natural de 4 metros.

Referencias

Bear, J. y Verruijt, A., (1987). Modeling Groundwater Flow and Pollution. Reidel. Dordrecht.

Bojanich MarcovicH, E. y Risiga, A.H. (1975). “Aguas subterráneas de la Provincia de Santa Fe”. Revista "Estudios de Geografía de la

Provincia de Santa Fe". Soc. Arg. de Est. geográficos GAEA Tomo 9: 71-101.
Custodio, E. y Llamas M. R. 1(982). “Hidrología subterránea”. Ed. Omega. Barcelona.
Fili, M. & Tujchneider O. (1977). "Características geo hidrologicas regionales del subsuelo de la provincia de Santa Fe (Argentina)", Rev, Asoc, Cienc. Nat. Litoral V8.105-113.
Hantush, M.S., (1965). “Wells near streams with semipervious beds”, Journal of Geophysical Research, vol. 70, no. 12, pp. 2829-2838.
Iriondo, M. (1987). “Geomorfología y Cuaternario de la provincia de Santa Fe”. D’Orbignyana, 4:1-54. Corrientes.
Iriondo, M., 2011. “Aguas Subterráneas de la Provincia de Santa Fe”.ISBN:978-987-24637-2-4- Primera Edición. Museo Florentino Ameghino, Santa Fe. 264 páginas.
PROINSA (2012). “Estudio geotécnico tramo acueducto de agua tratada” Sección: km 0,00- km 5,500”. 53 Páginas. Inédito.
Sosa, D.C. (2013). “El agua, excesos y déficits, en la producción agrícola de secano y pecuaria dentro de la cuenca inferior del río salado”. Tesis Doctoral. Universidad de La Coruña. España. Inédito. 234 páginas.
Verruijt, A. (1982). “Theory of Groundwater Flow”. 2nd. Edition. Mac. Millan.
Waterloo Hydrologic Inc, (1993) “Aquitest for Windowws” Version 2.51.

CONFERENCIAS INVITADAS

La complejidad de la intrusión marina en los acuíferos costeros en la práctica hidrogeológica

***Emilio Custodio*[1,2]**

[1] Departamento de Ingeniería del Terreno / Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea. Universitat Politècnica de Catalunya (UPC). Barcelona, España.
[2] Real Academia de Ciencias.
Mail de contacto: emilio.custodio@upc.edu

RESUMEN

La intrusión marina en acuíferos es compleja bajo el punto de vista hidrodinámico e hidrogeoquímico. Con frecuencia conlleva aspectos de evaluación, cálculo, predicción y corrección que son conceptual y cuantitativamente difíciles. Las características locales tienen una influencia dominante. Entraña retos científicos, técnicos y sociales, en especial cuando se afectan a abastecimientos, a usos humanos y a los valores naturales y servicios ecológicos ligados a la presencia de las descargas de aguas continentales. Como ciencia tiene poco más de 100 años y los mayores desarrollos corresponden a las tres últimas décadas. El actual progreso teórico y de herramientas de cálculo es importante, pero no así el de observaciones y obtención de datos con el nivel de detalle y el carácter tridimensional que hace falta para evaluar los procesos que se desarrollan en espacios reducidos, donde las heterogeneidades suelen jugar un papel muy importante. Los aspectos de gestión y sociales son en general los menos desarrollados y experimentados, a pesar de que existen acciones para tratar de controlar técnicamente la intrusión marina. Cada situación requiere un tratamiento específico y diferente.
Palabras clave: intrusión marina, acuífero costero, salinización, hidrogeoquímica, gestión.

ABSTRACT

Complexity of marine intrusion into coastal aquifers in hydrogeological practice. Seawater intrusion into aquifers is a complex matter. Often it involves evaluation, calculation, prediction and correction. From the conceptual and quantitative points of view there are difficult aspects. Local hydrogeological circumstances have a dominant influence. Scientific, technical and social challenges are involved, especially when water supply systems, human uses and the natural values and their ecological services linked to continental groundwater discharges are considered. As a Science it has little more than 100 years and actually most developments have been accomplished in the last three decades. Currently, there is a good development of theoretical and calculation tools, but not in what refers to monitoring and data gathering with the three–dimensional detail needed to evaluate the processes that develop in small spaces, where heterogeneities usually play an important, even dominant, role. Managerial and social aspects are generally the least developed and experience on them is very limited, despite technical actions on seawater intrusion control being available. Each situation has to be considered specifically and differently.
Keywords: Seawater intrusion, coastal aquifer, salinization, hydrogeochemistry, management.

Introducción y conceptos generales

La intrusión marina en acuíferos costeros es un fenómeno complejo, con aspectos de conocimiento, evaluación, cálculo, predicción y corrección que son difíciles conceptual y cuantitativamente. Su problemática afecta al abastecimiento y sanidad de poblaciones costeras y de las pequeñas islas en cuanto a sus actividades económicas, así como a la agricultura y a la propia Naturaleza. Esto es debido a la salinidad que puede tener el agua subterránea o hacia la que puede evolucionar en los diversos escenarios de utilización, y a la relevancia ecológica de la descarga de agua subterránea en el litoral y su mezcla con las aguas marinas. La intrusión marina es un proceso que empezó a entenderse cuantitativamente en el tránsito del siglo XIX al XX, cuando en el Norte de Alemania y en Holanda se enunció el principio básico de la estratificación por densidad, que es conocido como de Badon Gijben–Herzberg.

En lo que sigue se entiende por intrusión marina la existencia de agua marina actual, pasada o futura, y del agua salobre y salina que se deriva por mezclas de la misma con el agua dulce, independientemente de que se trate de

un proceso de aumento o disminución de la salinidad, o sea de penetración o expulsión del agua marina en el terreno. Sin embargo, en el léxico común se suele llamar intrusión marina a un progresivo aumento de la salinidad que tácitamente se supone causada por agua marina, aunque no siempre es esa la causa.

Al ser el agua dulce y el agua salada miscibles en cualquier proporción, tienden a mezclarse, tanto por difusión–dispersión como por procesos advectivos –en especial en manantiales y captaciones– o por convección cuando agua salina más densa esta por encima de agua dulce menos densa. La presencia de un flujo de agua continental a lo largo de la zona de mezcla hace que se pueda alcanzar un régimen estable, cuyo buen entendimiento y caracterización son básicos para conocer e interpretar los procesos asociados a la intrusión marina.

Desde el punto de vista hidráulico, en el terreno y en los contornos hay continuidad entre los cuerpos de agua dulce y salina, pero se trata de fluidos de densidad no homogénea. Donde la densidad del agua es variable el nivel piezométrico no define el potencial que causa que el agua fluya por el terreno, ya que hay que añadir un término de flotación a causa de la variación de densidad, además de tener en cuenta la pendiente de la base del acuífero Como es común en medios porosos y microfisurados, el nivel piezométrico referido al agua local mide la energía por unidad de peso. En el caso de fluidos de densidad variable, al calcular el flujo de agua mediante la Ley de Darcy, además de un gradiente de nivel piezométrico aparece un gradiente vertical de la densidad vertical de la densidad (flotación), que afecta a la distribución de potencial y a las líneas de corriente, con notables cambios en la vertical cuando varia la salinidad. El conocimiento en tres dimensiones es un reto para evaluar las situaciones reales.

Además del comportamiento hidráulico referido al contexto hidrogeológico real, hay importantes procesos hidrogeoquímicos en el seno del agua y en la relación roca–agua, que modifican la composición química de la mezcla respecto a lo esperable en un sistema cerrado, así como a la propia agua marina que fluye por el terreno.

A pesar de un gran número de publicaciones que abordan los diferentes aspectos teóricos y aplicados de la intrusión marina son pocos los trabajos que abordan el estado del arte. Históricamente el énfasis ha evolucionado desde los aspectos hidráulicos e hidrogeológicos hacia los hidrogeoquímicos, más recientemente a los de gestión y aún más recientemente a los que se refieren a la biología y las relaciones con el mar litoral. Se pueden encontrar las referencias básicas en diversas publicaciones, tales como Bear et al. (1999), Custodio y Llamas (1976); Custodio y Bruggeman (1987) y FAO (1997), y en lo referente a pequeñas islas en Falkland y Custodio (1991). Importantes fuentes de información son las sucesivas Salt Water Intrusion Meeting (SWIM) y las varias ediciones de las reuniones sobre Tecnología de la Intrusión Marina en Acuíferos Costeros (TIAC) que promueve el Instituto Geológico y Minero de España (IGME).

Los problemas de intrusión marina son frecuentes en las áreas costeras y están agrandados por la extracción de agua subterránea. Una reciente recopilación general de la situación mundial ha sido publicada por Post y Abarca (2010). Estos problemas son especialmente agudos en áreas costeras con materiales permeables, más aún en carbonatos karstificados, en especial en zonas áridas y semiáridas, como son las circummediterráneas y las islas carbonatadas, coralinas y con materiales volcánicos recientes.

La intrusión marina es un fenómeno a escala de detalle, con cambios rápidos, en tres dimensiones, Está muy afectada por las heterogeneidades y la anisotropía, y tienen gran importancia los flujos preferenciales, los que se magnifican en los procesos que resultan en un desplazamiento neto sostenido del agua. Además, a causa del efecto de la distribución de salinidad que afecta al potencial hidráulico, los cambios en la geometría, como por ejemplo de la superficie de base del acuífero, pueden provocar flujos internos y potenciar caminos preferenciales (Abarca et al., 2007) a causa del efecto de densidad creciente en profundidad. De ahí la dificultad de estudio, ya que se requiere un gran detalle del que normalmente se carece y que no es el habitual en los estudios hidrogeológicos. Por esta razón son raros los casos estudiados con detalle suficiente para una caracterización adecuada, a pesar de su importancia real. Buena parte de los trabajos disponibles no llegan a pormenorizar suficientemente y dejan notables dudas sobre los procesos que controlan el comportamiento. Muchas veces se trata de simples descripciones casuísticas, de escaso valor para definir esos procesos. Esta situación es difícilmente resoluble en la realidad a causa de la escasez de recursos económicos, técnicos y humanos, y del tiempo necesario. Sin embargo con ese conocimiento imperfecto, parcial y a veces

sesgado se han de tomar las decisiones de gestión. De ahí la necesidad de un buen entendimiento de los procesos hidrodinámicos e hidrogeoquímicos básicos que cabe esperar, a partir de una información parcial e imperfecta. Se ha progresado notablemente mediante estudios numéricos de situaciones teóricas o conceptuales, pero son escasas las comprobaciones en casos reales.

Todo lo que sigue considera los efectos de los cambios de densidad por variaciones de la salinidad. Se excluyen los efectos térmicos sobre la densidad ya que no es algo habitual en sistemas acuíferos costeros poco profundos, aunque en algunos casos de potentes sistemas acuíferos carbonatados y volcánicos pueden jugar un papel relevante.

Efectos hidrodinámicos transitorios

Las relaciones agua dulce–agua salada en los acuíferos costeros están muy influenciadas por los cambios en las condiciones que controlan la dinámica del acuífero, tales como las variaciones del nivel del mar y del nivel piezométrico del agua dulce. Esto incluye los cambios cíclicos de alta y de baja frecuencia, los tendenciales y los ocasionales, que se propagan por los diferentes niveles acuíferos en función de la difusividad hidráulica (transmisividad/coeficiente de almacenamiento) y se atenúan con la distancia y todo ello en función de la notable influencia de las heterogeneidades y del intercambio con otros cuerpos de agua subterránea

Los cambios del potencial hidráulico y en el campo de densidades (salinidad) se traducen en desplazamientos relativos de los diferentes cuerpos de agua, que son muy lentos al tratarse de movimientos físicos y que suponen oscilaciones en respuesta a fenómenos cíclicos. Esto aumenta la mezcla entre aguas, tanto más cuanto más heterogéneo sea el medio. En estado estacionario, el flujo en la zona de mezcla entre el agua dulce y el agua salada es aproximadamente paralelo a las isóconas o superficies de igual densidad. Así domina el efecto de la dispersiónen sentido perpendicular al flujo, a pesar de que la dispersividad transversal es un orden de magnitud inferior a la longitudinal. Sin embargo, en procesos transitorios con desplazamiento de los frentes según el flujo existe movimiento perpendicular a las isóconas y así la mezcla puede aumentar notablemente.

El efecto del oleaje está limitado al entorno del contacto mar–territorio a lo largo de la línea de costa, sobre todo si ésta es de escasa pendiente. El oleaje produce oscilaciones de alta frecuencia que se amortiguan rápidamente al alejarse y favorecen una notable circulación de agua local en la zona de mezcla. El efecto es más acusado para la marea marina, que ha sido muy estudiado, tanto hidráulicamente como por sus efectos. Esto puede tener un efecto apreciable en la dispersión de los frentes de salinidad, que es más acusado cuando la carrera horizontal de marea en la línea de costa es grande –costas de muy baja pendiente– donde una ancha franja del acuífero es inundada periódicamente por una lámina de agua salada más densa que la que subyace; se trata de una situación inestable que induce una activa circulación en la zona de mezcla, de modo que en la franja litoral intramareal el flujo de agua marina puede superar localmente al de agua dulce (Robinson y Prommer, 2007; Vanderbohede y Lebbe, 2006) y favorece la dispersión de contaminantes. En régimen estacionario y en costas abruptas el efecto es pequeño.

La existencia de agua salada sobre agua dulce en el acuífero es inestable y da origen digitaciones verticales, de modo que la convección en celdas favorece la mezcla. La situación está tipificada por el sencillo problema de Elder (Kolditz et al., 1998; Hidalgo et al., 2009).

Los cambios del potencial del agua dulce son principalmente debidos a la estacionalidad de la recarga, que se puede convertir en plurianualidad en climas áridos.. Al tener menor frecuencia las oscilaciones se amortiguan menos y pueden producir cambios importantes en la posición relativa de los cuerpos de agua en medios muy difusivos y de baja porosidad, en los que se puede llegar a producir una extensa zona de mezcla.

Los cambios de nivel del mar –y también de la recarga media al acuífero– asociados a las fluctuaciones climáticas, tienen un largo periodo y afectan a todo el acuífero, con largas evoluciones transitorias. Esto hace posible que los acuíferos de gran extensión y espesor contengan una distribución de agua dulce y agua salada que puede que no se corresponda con la que es esperable en equilibrio en las condiciones actuales, además de la presencia de notables zonas de mezcla y grandes variaciones espaciales. De hecho, las partes de baja permeabilidad de muchos acuíferos costeros medianamente extensos aún contienen aguas marinas relictas que corresponden al descenso del nivel de mar de 120 m de la etapa final del Pleistoceno (Edmunds y Milne, 2001; Yechieli et al., 2010), con situaciones inestables

residuales de agua salina sobre agua dulce (Kooi et al., 2001).

Con carácter esporádico local, que se puede repetir irregularmente, está la notable penetración superficial del agua marina en el territorio costero que se puede producir tras grandes maremotos (tsunamis). Los efectos son muy notorios en las costas de baja pendiente y en islas bajas, como las de los atolones. Se ha estudiado para evaluar como se regeneran los acuíferos de agua dulce que han sido alcanzados por el agua marina (Terry y Falkland, 2010; Violette, 2009) y el impacto que tiene la gestión del territorio y la eliminación de barreras naturales como los manglares.

Modificaciones hidrogeoquímicas en los acuíferos costeros

Aunque las posibles situaciones hidrogeoquímicas, incluyendo las isotópicas, pueden llegar a ser sumamente complejas, se tienen comportamientos de carácter general. Así, un aumento progresivo de la salinidad por mezcla de agua dulce y marina se hace con un aumento relativo de los iones alcalinotérreos, en especial del Ca, hasta que el agua se satura en $CaCO_3$, con disminución de los iones alcalinos, en especial del Na y de éste con respecto al K. Lo contrario sucede cuando en el volumen considerado de acuífero la salinidad decrece (Appelo, 1994), aunque en este caso es posible que se produzca una notoria disminución de la permeabilidad por defloculación de partículas de minerales de la arcilla. Salvo en medios de Eh muy negativo donde el SO_4 disuelto se puede reducir, los iones Cl y SO_4 son conservativos, pero no lo es el carbono inorgánico disuelto total a causa de la precipitación o disolución de carbonatos, además de los cambios que se produzcan a consecuencia de los procesos redox.. Lo que sucede se puede calcular bien con los códigos hidroquímicos disponibles, como el PHREEQC (Parkhurst y Appelo, 1999), así como las posibles disoluciones y precipitaciones, las que pueden afectar a muy largo plazo a la distribución de permeabilidades y por lo tanto a la evolución del sistema de flujo del agua subterránea y a la distribución de la salinidad (Back et al., 1979; Rezaei et al., 2005). Los cambios redox no suelen ser una consecuencia directa de la distribución de salinidad sino del ambiente geoquímico subterráneo en cuanto a presencia de oxidantes y reductores, los que pueden ser modificados a muy largo plazo por sedimentación o erosión costera o cambios del nivel del mar que impida la oxigenación o exponga terrenos reductores a la acción del oxígeno atmosférico.

El estudio de las relaciones iónicas ayuda mucho a la comprensión de los procesos hidrogeoquímicos. Entre ellas la relación molar Cl/Br en el agua marina es muy característica y vale 654±5, mientras que en las aguas continentales varia normalmente entre 200 y 1000; es utilizable para discriminar el origen de la salinidad (Alcalá y Custodio, 2008). La disolución de halita lleva a valores molares de Cl/Br muy superiores a 1000, hasta de 10^4.

Los isótopos ambientales son buenas herramientas para el análisis de la intrusión marina y sus procesos evolutivos. El ^{18}O y ^{2}H (deuterio) puede dar resultados de gran interés, aunque no siempre en acuíferos costeros. Las mezclas de agua dulce y agua marina se sitúan en un gráfico $\delta^{18}O$–$\delta^{2}H$ sobre una recta con extremos en el dulce y el agua marina, si son esas las aguas extremas. Sin embargo los extremos que realmente se mezclan puede que no sean aguas actuales. Las representaciones $\delta^{18}O$–Cl ayudan a dilucidar situaciones ambiguas y a poner en perspectiva como influye la salinidad.

La utilidad del ^{3}H (tritio) es actualmente limitada por cuanto los efectos de la gran perturbación atmosférica de origen termonuclear de 1955–1963 está ya en buena parte desaparecida (se está cerca de un nuevo estado estacionario) y además el agua marina actual tiene contenidos pequeños pero apreciables.. Eso supone su utilización en este nuevo contexto o tratar de efectuar dataciones mediante la consideración conjunta del contenido en ^{3}H y ^{3}He, aunque el muestreo y la medición se complican y hay que efectuar correcciones que entrañan cierta dificultad y el establecimiento de un modelo conceptual.

La evolución del ^{13}C suele ser compleja debido a los procesos de precipitación y disolución de carbonatos asociados a la salinidad. y por eso es un trazador para caracterizar los procesos hidrogeoquímicos que se pueden haber producido. El ^{14}C permite "datar" el agua en el acuífero, pero debe interpretarse considerando que se está ante una mezcla y no de un agua que corresponde a la recarga en un cierto lugar y tiempo, y que además puede haber sufrido procesos hidrogeoquímicos complejos. Por esa razón su interpretación debe plantearse en términos de tiempo de renovación dentro de un modelo conceptual adecuado y en general con una notable incertidumbre. Los gráficos $\delta^{13}C$–A^{14} ayudan a la interpretación.

El sulfato marino actual es muy característico en cuanto a $\delta^{34}S_{SO4}$ y $\delta^{18}O_{SO4}$,

pero esos valores pueden coincidir con los del agua dulce si el sulfato disuelto procede de una deposición atmosférica dominada por el aerosol marino. Por lo tanto no siempre es una herramienta discriminatoria del origen. Puede ser definitoria en el caso de procesos redox.

El agua marina tiene una alta concentración de boro (5,6 mg/L B), con una composición isotópica muy característica y en general muy diferente de las aguas continentales (Vengosh, 1999). Ambos pueden ser de utilidad para determinar el origen de la salinidad después de corregir posibles efectos de fraccionamiento agua–terreno cuando existe una fracción arcillosa significativa.

También es característica la relación isotópica $^{87}Sr/^{86}Sr$ en el agua marina, que suele diferir de la de las aguas continentales, la que responde principalmente a la de las rocas que aportan el Sr. Sin embargo, los procesos de reacción roca–agua pueden hacer que se incorporen cantidades significativas de Sr de la roca ambiental que enmascaren la marca marina (Vinson et al., 2011).

Cuantificación de la intrusión marina

El movimiento del agua subterránea en un acuífero costero con salinidad variable viene determinado por la Ley de Darcy generalizada (la que considera la densidad del fluido), que permite plantear la ecuación de la continuidad en función de parámetros del medio y del potencial hidráulico o las presiones del agua (según convenga), que es la del balance de agua en un volumen elemental representativo del medio subterráneo. No hay soluciones analíticas con densidad variable, salvo el caso muy simple llamado problema de Henry (Croucher y O'Sullivan, 1995; Abarca et al., 2002), que se utiliza para probar el buen comportamiento de los códigos de cálculo. Actualmente hay disponibles un buen número de esos códigos, tanto en situación de interfaz brusca entre el agua dulce y el agua salada, como considerando la zona de mezcla en 2 y en 3 dimensiones. Tales son TRANSDENSE (Grupo de Hidrología Subterránea del CSIC–UPC), SEAWAT (que extiende el MODFLOW del USGS) y SUTRA (del USGS), de libre acceso, y el comercial FEEFLOW. Han sido objeto de muy diferentes estudios sobre sus capacidades y limitaciones (Carrera et al., 2010; Konikow et al., 1997).

Es importante expresar correctamente las condiciones de contorno del dominio de flujo del acuífero, en especial las del contorno del acuífero que limita con el cuerpo de agua salada (el mar), ya que si se plantea como de salinidad fija en el lado marino se pueden cometer errores de balance al tratarse de un contacto de flujo por el que sale agua ambiental del acuífero y entra agua marina.

Los modelos de flujo con fluido de densidad variable pueden completarse teniendo en cuenta el transporte reactivo de soluto a través de reacciones químicas e isotópicas en el seno del agua y entre el agua y la roca. Estos modelos ya están disponibles para los iones principales, pero aún no son herramientas para su uso habitual.

Sin embargo, la cuantificación del comportamiento del agua en los acuíferos costeros mediante modelación numérica no está limitada por la disponibilidad de códigos de cálculo adecuados, sino por la capacidad para formular correctamente el modelo conceptual del funcionamiento del acuífero y para parametrizar el medio al detalle requerido, y en la disponibilidad de datos del potencial hidráulico y la salinidad en profundidad. Con frecuencia se dispone de valores que resultan de una mezcla o intercambio entre varias profundidades, que pueden llevar a resultados sesgados y aún erróneos. Rara vez se dispone de una caracterización hidrogeológica vertical de detalle que permita definir los parámetros hidráulicos, o al menos la estratificación, que es necesaria para explicar las características de la zona de mezcla y del flujo y transporte de salinidad.

Condicionantes hidrogeológicos de la intrusión marina

La situación y cambios en la intrusión marina dependen en gran manera de la geología, que condiciona la distribución de las características hidrogeológicas. Dado que la intrusión marina se desarrolla en una parte del acuífero que frecuentemente es pequeña y localizada, este conocimiento geológico–hidrogeológico requiere mucho mayor detalle que el que es común en los estudios de acuíferos, además de conocer la historia y evolución hidrogeológica en cuanto a la existencia de formaciones depositadas en ambiente marino y que pueden contener aguas marinas antiguas o sus evoluciones.

La salinidad heredada es un fenómeno frecuente, en especial en formaciones profundas y medios de baja permeabilidad, que si bien afectan moderadamente al flujo de agua dulce en condiciones naturales, pueden tener un gran efecto al ser movilizadas cuando se modifican artificialmente los gradientes hidráulicos, por las captaciones de agua subterránea y por las perforaciones, por su

explotación o por establecer cortocircuitos entre formaciones antes aisladas por acuitardos. Es un problema general en muchas áreas.

Se requiere interpretaciones que extraigan todo el potencial posible de la geología, de los datos de perforaciones y de la geofísica. A ello ayuda mucho la geología de secuencias en el caso de formaciones sedimentarias, en especial en deltas y en islas con carbonatos recientes. El delta del Llobregat (Barcelona, España) es un ejemplo de estudio de detalle donde las heterogeneidades en los depósitos que forman el acuitardo intermedio juegan un papel importante en la existencia de agua marina residual en los depósitos finos prodeltaicos en fase de estuario y en la penetración preferente del agua marina por los paleocauces Pleistocenos que heterogeneizan el acuífero cautivo principal. El conjunto condiciona la penetración preferencial del agua marina, las comunicaciones verticales entre acuíferos y la efectividad de las obras de control.

En las islas pequeñas, para entender la existencia del agua salada es esencial conocer la disposición de los materiales a partir de su génesis, como el distinto grado de consolidación y disolución de los depósitos de calcarenitas. Las calcarenitas antiguas costeras están karstificadas mientras que las recientes lo están poco, creando una heterogeneidad que afecta notablemente a la existencia y uso del agua subterránea en pequeñas islas. En las islas volcánicas la existencia de depósitos volcánicos jóvenes subaéreos (coladas, piroclastos, volcanoclastos, ignimbritas), en parte acumulados cuando el nivel del mar estaba deprimido o tras movimientos verticales insulares, puede suponer una gran permeabilidad en un espesor grande a lo largo de la franja costera, con gran penetración del agua marina (Herrera y Custodio, 2005).

Problemas específicos del karst costero

Las formaciones carbonatadas costeras, en especial las calizas, pueden presentar situaciones especiales debido a la existencia de conductos kársticos litorales o por debajo del nivel mar. Muchos de ellos son rasgos remanentes no colmatados de origen subaéreo en momentos en que el nivel del mar era inferior al actual. El descenso medio del nivel del mar en el Pleistoceno fue de alrededor de 120 m. Algunas situaciones bien conocidas son las de Yucatán y La Florida, pequeñas islas de carbonatos y muy diversas áreas del Mediterráneo occidental (Fleury et al., 2007) y oriental (Bayari, 2011). En el Mediterráneo se produjo un gran descenso del nivel del mar por desecación durante el Mioceno (crisis messiniense), que favoreció el desarrollo de karsts profundos, aunque en buena parte pueden haber quedado obliterados por rellenos tras la transgresión flandriense (Audra et al., 2005) y la evolución posterior.

Estas situaciones dan lugar a que la descarga de los acuíferos continentales e insulares se concentre en puntos concretos de la costa, a veces con caudales de base de hasta varios m^3/s y posibles grandes puntas de caudal. En general se descargan aguas salobres, muy variables espacial y temporalmente. Los diferentes intentos de captación de agua dulce, algunos antiguos, como en La Falconera (Barcelona), y algunos sofisticados y con notable inversión económica, como los realizados en Port Miou, Cassis (Francia), no han logrado su propósito. Sólo hay pequeñas realizaciones anecdóticas de captación en el fondo marino, como en el Golfo de Taranto, en el Sur de Italia.

Hay manantiales costeros bien conocidos en diversos lugares del Mediterráneo, que manan agua entre salobre y salina a cota superior a la del nivel medio del mar, como S'Almadrava, en el NE de Mallorca. De hecho Aristóteles conoció uno de ellos, el Argostitolion, en la isla de Cefalonia, en el mar Jonio, lo que le llevó a conjeturar erróneamente sobre el ciclo hidrológico, introduciendo conceptos desviados sobre el mismo que han perdurado hasta épocas recientes. El funcionamiento se puede explicar por efectos de densidad en sistemas kársticos profundos que reciben recarga por la precipitación y por los que puede penetrar el agua marina; el motor de flujo es la disminución de densidad por mezcla o menos frecuentemente por calentamiento en áreas profundas o de elevado gradiente geotérmico asociadas a volcanismo reciente.

Efectos de la explotación

La explotación de los acuíferos costeros es para obtener agua dulce para usos humanos, pero también es a causa de drenajes de edificios, excavaciones o túneles, y menos comúnmente para captar agua salada o salobre para ser desalinizada, algo cada vez más frecuente en diversos lugares, como el Levante español y Canarias. Cualquier extracción de agua altera la distribución de potenciales y de salinidad, así como sus relaciones con el mar y con otros cuerpos de agua terrestre o con humedales.

La extracción de agua dulce o poco salina del acuífero produce una disminución de la descarga de agua dulce al mar y un avance del

agua salada y de la zona de mezcla por el terreno. Las respuestas son lentas y diferidas, y que además pueden pasar desapercibidas mucho tiempo cuando los efectos se producen en lugares en los que no hay observaciones. En el caso de acuíferos que se extienden más allá de la costa esta penetración se produce inicialmente mar adentro, con lo que el avance no es observable durante un largo tiempo.

La penetración lateral del agua marina progresa lentamente, con mayor avance en profundidad y con un engrosamiento de la zona de mezcla. El avance se produce preferentemente por formaciones y rasgos de mayor permeabilidad, lo que hace que las situaciones dinámicas sean diferentes de las estacionarias.

Sin embargo hay fenómenos de salinización que pueden ser rápidos cuando la captación que extrae el agua dulce está en un lugar en cuya vertical existe agua salada profunda, bien sea por que ya estaba o porque es el resultado de un avance lateral de la cuña salina. Se trata de la formación de conos ascensionales de agua salada bajo captaciones puntuales (pozos) o de crestas ascensionales en el caso de galerías o drenes horizontales de captación de agua dulce.

En estos casos, el descenso del potencial hidráulico que produce la extracción de agua dulce hace que el agua salada que está debajo del extremo de la captación pueda ascender al haberse creado un gradiente hidráulico vertical ascendente. Como dicho gradiente hidráulico vertical inicial decrece al ir aumentando la columna de agua salada, dicho ascenso puede quedar limitado mientras no se alcance un determinado valor crítico. Esto queda bien delimitado en el caso de dos cuerpos separados de agua dulce y agua salada. Pero como la densidad del agua mezcla es menor, ésta puede ascender más, hasta alcanzar a la captación.

En la zona de mezcla que se sitúa sobre la cuña de agua marina de penetración lateral, el flujo en la zona de mezcla es aproximadamente paralelo a las isoconas, con espesor limitado a causa de la descarga de agua mezcla en el mar. Pero en el caso de los conos ascensionales bajo las extracciones, cuando se ha formado un cono o cresta con pendiente contraria al flujo hacia la costa, la única salida de esa agua mezcla es por la propia captación. Esto hace inevitable que se alcance cierto grado de salinización. Éste es un problema difícil de calcular con precisión. Para el caso de interfaz brusca hay sólo formulaciones aproximadas (véase Custodio y Llamas, 1976; Custodio y Bruggeman, 1987) que resultan groseras cuando el ascenso se aproxima al valor crítico, que es aquel en que el ascenso deja de ser estable y limitado para pasar a un movimiento vertical rápido. El tratamiento numérico es difícil, pero hay nuevos resultados respecto a los clásicos (Bower et al., 1999; Paster y Dagan, 2008). Actualmente se están abordando simulaciones en modelos físicos de arena para ayudar a la simulación numérica.

Orígenes de la salinidad

No toda la salinidad que se encuentra en las aguas de los acuíferos costeros es de origen marino reciente, natural o inducida por las extracciones, ni son aguas marinas antiguas. Otras posibles causas pueden ser:

a) gran concentración por evaporación de la deposición salina atmosférica a causa de aridez climática, favorecido por el aerosol marino en las cercanías de la costa
b) evaporación de aguas continentales en situaciones áridas, incluso hasta formar salmueras muy densas, que pueden infiltrarse en el terreno, penetrar profundamente y extenderse a lo largo de la base del acuífero
c) efecto del rociado marino en franjas costeras con vientos fuertes de procedencia marina.
d) disolución de sales evaporitas contenidas en los sedimentos, como en el caso de antiguas lagunas o marismas desecadas
e) efecto de contaminación urbana o industrial, o de fugas en el transporte por tubería de aguas salobres o saladas, o a causa de su uso, o por infiltración de salmueras residuales de plantas de desalinización

Para una correcta gestión de la salinidad del área costera es necesario conocer su origen. No es raro encontrar normas y restricciones que no responden a la realidad de lo que sucede en el acuífero. Esto puede suponer perjuicios a los usuarios y pérdidas de oportunidades (Herrera y Custodio, 2002). La adecuada caracterización requiere realizar estudios hidrodinámicos, hidrogeoquímicos e isotópicos ambientales.

Papel del agua subterránea dulce en un área costera

La muy repetida “pérdida de agua dulce al mar” para calificar a la descarga continental en la costa es el resultado de una visión parcial y sesgada por utilitarismo. La descarga de agua subterránea dulce al mar, que puede ser notable (Burnett et al., 2001), tiene un papel importante en la Naturaleza (Moore, 2010; Slomp y Van Cappellen, 2004) en cuanto al mantenimiento de ecosistemas y de sus servicios a la sociedad. Los humedales pueden tener una alta productividad biológica. Por otro

lado, los cambios de la salinidad en estuarios y aguas litorales y en descargas concentradas en la costa y fondo marino pueden ser la razón de la existencia de vegetación y fauna en ocasiones de alto valor ecológico y económico.

La descarga de agua dulce puede suponer aportes de nutrientes, principalmente nitrato y fósforo, en los que las aguas marinas pueden a veces ser deficitarios (Price et al., 2006; Santoro, 2010). Cabe también que sean excesivos, como en el caso de acuíferos con notable contaminación de origen agrícola o urbano, en cuyo caso se produce un efecto negativo. El comportamiento del nitrato es razonablemente bien conocido, pero no sucede lo mismo con el fosfato, en especial por los fenómenos de sorción asociados a los cambios de salinidad en el terreno, aunque en formaciones carbonatadas el P de contaminación agrícola suele ser escaso en las aguas subterráneas al quedar absorbido o co–precipitado.

Gestión de los acuíferos costeros

La gestión los acuíferos costeros busca su uso sustentable como una fuente de agua dulce para las necesidades humanas, tratando de mantener los servicios ecológicos asociados. Recientemente también se considera el suministro sustentable de agua salada para abastecer plantas de desalinización o piscifactorías, de forma compatible con los otros usos. Se trata de que a largo plazo los beneficios económicos y sociales superen a los costes asociados y ambientales. Sin embargo se puede estar lejos de este ideal por falta de conocimiento, visión sectorial o intereses a corto plazo que depredan el patrimonio. Lo dicho es válido para cualquier sistema natural y para cualquier acuífero o sistema acuífero cuando se les considera una parte integrada en un sistema mayor. Pero en los acuíferos costeros aparece el elemento adicional de la salinidad, que requiere un tratamiento diferenciado, en especial por los habituales largos estados transitorios y poca reversibilidad de las salinizaciones. Además, las perforaciones pueden perturbar la separación entre niveles permeables, facilitando así salinizaciones verticales, que de otro modo no se hubieran producido o lo habrían hecho de forma más atenuada o diferida.

La gestión de los acuíferos costeros tiene aspectos técnicos y aspectos sociales, aunque ambos están ligados. Los primeros son los más fácilmente abordables, pero los segundos pueden llegar a ser muy complejos y pueden constituir un reto a la gobernanza del acuífero como parte del conjunto de recursos de agua.

Aspectos técnicos del control de la intrusión marina

El control de la intrusión marina requiere mantener la estratificación natural del terreno allí donde es esencial, y restituirla allí donde se ha deteriorado por perforaciones inadecuadas o mal mantenidas. No es sencillo y puede ser costoso.

Los diferentes métodos de control de la intrusión marina ya fueron definidos en la década de 1960 en el área de Los Ángeles (California). En California se han realizado las actividades más importantes y que reúnen la mayor experiencia a nivel mundial. Van desde la reducción y reubicación de extracciones, tanto en cuanto al lugar como al acuífero explotado, hasta las de modificación del funcionamiento hidrodinámico, como la operación de barreras de inyección de agua dulce (del lugar, importada o residual tratada) a las profundidades apropiadas, o las de extracción de agua salada para reducir su potencial hídrico. Otro ejemplo es las dunas de Haarlem, cerca de Amsterdam, con canales desde la década de 1960 y actualmente con ensayos con pozos para aguas tratadas. En España se tiene experiencia del acuífero profundo del Delta del Llobregat (Niñerola et al., 2009), en operación entre 2007 y 2011.

En las barreras de inyección hay que solventar los problemas de mantenimiento de los pozos o de los canales y de evacuación de aguas y residuos. Se requiere un buen planteamiento y diseño que considere la tridimensionalidad del sistema de flujo, el efecto de posibles masas de agua salina atrapadas tierra adentro de las mismas y su eficiencia en producir los efectos deseados; eso supone recuperar al máximo parte del agua inyectada o no consumir agua dulce al mezclarla con el agua bombeada.

En ocasiones se ha propuesto y considerado la construcción de barreras físicas, pero no se conoce ninguna realización significativa. Es debido a su alto coste, eficacia no garantizada y dificultad técnica, y por requerir además una gestión del acuífero para mantener una descarga al mar con el fin de evacuar el exceso de salinidad, en especial en áreas en regadío que reciben retornos de riego salinos y para que no se produzcan descensos excesivos de nivel, con el correspondiente incremento del coste de extracción del agua y la disminución de las reservas en el acuífero, las que luego pueden ser necesarias para atender a

situaciones de sequía o de emergencia (Rotzoll el al., 2013).

Aspectos sociales y organizativos

Cuando un acuífero costero tiene un único usuario o los diferentes usuarios están consorciados, es posible realizar una gestión que optimice la cantidad y la calidad del agua en un determinado marco de gestión, con las limitaciones que se derivan de las características hidrogeológicas del medio y su heterogeneidad, del acceso territorial y de que se utilicen las instalaciones e inversiones ya realizadas y no amortizadas. Se pueden plantear métodos de optimización apoyados en modelos de simulación, cuya utilidad depende de la buena selección y representación de las variables a optimizar y de los criterios de optimización. Hay algunos ejemplos teóricos (Cheng et al., 2000; Abarca et al., 2006), que en cierto modo puede ser útiles para definir planes de explotación del acuífero por la autoridad del agua y por los propios usuarios, pero que en general no captan la complejidad socio–económica y administrativa.

Cuando hay numerosos explotadores independientes, con derechos adquiridos y con intereses particulares, sean éstos públicos o privados, la situación se complica mucho y los problemas pueden resultar de muy difícil solución. El intento individualista de optimizar caudales y costes y de reducir riesgos de salinización, en general a corto plazo, hace que el problema no sea soluble si no es por imposición de reglas desde una autoridad superior. Pero se requiere capacidad para actuar, medios económicos y legales para hacerlo y aceptación pública. Esto es muy difícil en general. Los intentos poco fundamentados pueden conducir fácilmente a fracasos y a grandes dispendios inútiles. En general no hay una solución óptima sino un conjunto de ellas, en función de variables no siempre cuantificables y a veces con una fuerte componente político–administrativa.

Para tratar de encontrar una vía de solución, en general en el mundo real hace falta que se llegue previamente a cierto grado de degradación –aunque parezca una afirmación cínica–, que los usuarios sean conscientes, conozcan la realidad y de que las cosas pueden empeorar –aumentar la salinización– de no tomarse acciones para proteger un bien que comparten, y que con esas acciones todos se van a beneficiar. En general es difícil y muy lento llegar al estado necesario de conciencia común si no se acelera y apoya con estudios, datos y divulgación. En este aspecto la administración pública del agua y la sociedad civil tienen un papel importante, pero el conjunto de todos los usuarios ha de tomar parte activa, corresponsabilizarse y participar en los costes que se deriven. No sólo hace falta voluntad sino normas, una autoridad de gestión, la integración de todos los afectados y beneficiados, además de los medios que corrijan desviaciones abusivas o por incumplimiento, así como las que se derivan de una visión localista, sectorial y a corto plazo. El lo que se llama actualmente gobernanza.

Una aproximación es la creación de comunidades o asociaciones de usuarios para actuar, co–resposabilizarse y cooperar, además de crear una representación adecuada ante los órganos de gobernanza. Estas asociaciones tienen como función importante la creación de normas de explotación y comportamiento interno, en beneficio del conjunto. Se tiene la situación bien experimentada del entorno de Los Ángeles, California. Otro ejemplo con casi 30 años de experiencia es la del Baix Llobregat, Barcelona (Niñerola et al., 2009)

Una acertada gestión de un acuífero costero requiere conocimiento, actuaciones y recursos económicos, que deberían pagar los beneficiarios Para ello hay que superar, a nivel general y de los gestores en particular, el efecto de concepciones erróneas y desviadas, y de mitos (Custodio, 2005), que a veces están muy arraigados, y tomar conciencia clara de que los acuíferos costeros son importantes infraestructuras hidráulicas naturales con un alto valor real, que forman parte del patrimonio social y nacional (Custodio, 2002).

Efectos del cambio climático

El efecto del cambio climático en la intrusión marina en los acuíferos costeros puede ser debido a los cambios de la recarga y a los cambios en el nivel del mar.

Los cambios en la recarga son debidos tanto a los posibles cambios en la precipitación y en la evapotranspiración, la cual es función de la temperatura, de la humedad del suelo y de la vegetación. Cabe hacer las mismas consideraciones que con la recarga sobre cualquier otra parte del territorio en cuanto al planteamiento y evaluación de la incertidumbre asociada. Ese cambio se traduce en una variación de la descarga de agua dulce al mar y por tanto de la posición de la interfaz y de la zona de mezcla. Hay pocos estudios que traten con detalle estos efectos. En general se analiza como pueden afectar diferentes escenarios de descarga de agua subterránea al mar.

Más atención han recibido los efectos debidos a los cambios del nivel del mar. Es generalmente admitido –aunque hay discrepancias– que el progresivo aumento de la temperatura por efecto antrópico produce y seguirá produciendo una ablación progresiva de la acumulación de hielo continental y una expansión térmica del agua marina al calentarse, lo que se traduce en un aumento del nivel del mar. Las predicciones son variables. Pudiera esperarse una elevación de 1±0,5 m a finales del siglo XXI, lo que no es muy distinto de lo que ha sucedido en los últimos 2000 años (Gerhrels et al., 2011). El efecto de ascenso sin gran modificación de la posición de la costa, como es el caso de litorales con notable pendiente, tiene un efecto moderado en la intrusión marina pues también se modifica el nivel del agua subterránea del acuífero. No sucede lo mismo en el caso de perfiles litorales muy tendidos, como en los Países Bajos, parte del Este de los Estados Unidos, Golfo de Bengala, deltas de grandes ríos como el Nilo, el Po, el Mississipi, donde la elevación del nivel del mar supone un notable avance tierra adentro de la línea de costa, y por lo tanto de la interfaz entre el agua dulce y el agua salada. Esto ha sido objeto de modelaciones, como en el caso de Holanda (Oude Essink et al., 2010) y de los Estados Unidos (Webb y Howard, 2011), donde además se han analizado las posibles acciones de defensa. El caso de Holanda es singular por estar actualmente buena parte del territorio bajo el nivel del mar, protegido por diques y manteniendo bajos los niveles del agua mediante descargas preferentes en marea baja y por bombeo. En el caso de Bangladesh, en el Golfo de Bengala, una parte importante del territorio podría quedar cubierta por el mar.

En áreas costeras formadas por sedimentos jóvenes, además de los efectos mencionados se tiene el de la progresiva compactación de los materiales, lo que hace retrogradar la línea de costa aún en ausencia de elevación del nivel del mar. El efecto de subsidencia se refuerza por la actividad antrópica de urbanización (sobrecarga sobre el territorio), de drenaje superficial para ocupar territorios encharcados, y por extracción de turba, y en especial por la explotación de aguas subterráneas de acuíferos profundos. El efecto del ascenso del nivel del mar puede quedar parcialmente contrarrestado por la acumulación de arenas en cordones de dunas litorales, en los que se forman notables cuerpos de agua dulce, pero éstos pueden a su vez migrar. Todos estos efectos se conjuntan en grandes áreas urbanas costeras como Amsterdam, Bangkok y Tokio. Venecia ha merecido una especial atención por su alto valor patrimonial universal.

El ascenso del nivel del mar puede ser trágico en pequeñas islas de escasa elevación, como las asociadas a bancos arenosos, algunas densamente pobladas, o de los arrecifes coralinos, tanto por la reducción territorial como de las reservas de agua del lentejón de agua dulce.

Conclusión

El conocimiento, evaluación y gestión de un acuífero o de un sistema acuífero costero en muchas ocasiones es un reto debido a que se requiere a un nivel de conocimiento y observación pormenorizado del que se suele carecer, y que es costoso y lento adquirir. Por eso hace falta comprender bien los mecanismos y procesos, y complementar los métodos de estudio geológico, sedimentológico, hidrogeológico e hidrodinámico con los hidrogeoquímicos e isotópicos ambientales. La gestión del acuífero costero se puede hacer a escala general y dejar una notable descarga de agua continental al mar como seguridad contra procesos no deseables de salinización. En casos de gran valor del agua, una intensificación de la explotación puede entrañar riesgos a medio plazo cuya gestión y métodos de control necesitan llegar al detalle. Los procesos de formación de conos salinos ascensionales bajo las captaciones pueden tener gran relevancia y pueden ser debidos a aguas salinas preexistentes. En todo el planteamiento de gestión debe tenerse presente los valores ambientales asociados a los servicios de la Naturaleza, que incluyen los humedales costeros y las aguas litorales. La gobernanza de los acuíferos costeros es especialmente difícil y requiere una participación activa de los usuarios a través de asociaciones, y en todo caso ha de hacerse en el marco del conjunto de recursos hídricos.

Agradecimientos

Se agradece a los organizadores del VI Seminario Hispano–Latinoamericano sobre Temas Actuales el la Hidrología Subterránea la invitación para preparar este trabajo, que en buena parte se basa en Custodio (2012). El trabajo preparatorio se ha realizado dentro de las actividades del proyecto CGL2009–12910–C03–01, financiado por el Gobierno español.

Referencias

Abarca, E., Carrera, J., Sánchez–Vila, X. y Voss, C.I. 2007. Quasi–horizontal circulation

cells in 3D seawater intrusion, *J. Hydrol.*, 339: 118–129.

Abarca, E., Vázquez–Suñé, E., Carrera, J., Capino, B., Gámez, B. y Batlle F. 2006. Optimal design of measures to correct seawater intrusion. *Water Resour. Res.*, 42: W09415.

Alcalá, F.J. y Custodio, E. 2008. Using the Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin of salinity in aquifers in Spain and Portugal. *J. Hydrol.*, 359: 189–207.

Appelo, C.A.J. 1994. Cation and proton exchange, pH variations, and carbonate reactions in a freshening aquifer. *Water Resour. Res.*, 30: 2793–2805.

Audra, P., Bigot, J.–Y., Camus, H., Clauzon, G., Gilli, E. y Mocochain, L. 2005. The effect of the Messinian Deep Stage on karst development around the French Mediterranean Sea. *Geodinamica Acta*, 17(66): 389–400.

Back, W., Hanshaw, B.B., Pyle, T.E., Plummer, L.N. y Weidie, A.E. 1979. Geochemical significance of groundwater discharge and carbonate solution to the formation of Caleta Xel Ha, Quintana Roo, Mexico. *Water Resour. Res.*, 15(6): 1521–1535.

Bayari, C.S., Ozyurt, N.N., Oztan, m., Bastanlar, Y., Varinlioglu, G., Koyoncu, H., Ulkendi, H. y Hamarat, S. 2011. Submarine and coastal karstic groundwater discharges along the southwestern Mediterranean coast of Turkey. *Hydrogeol. J.*, 19: 399–414.

Bear, J., Cheng, A.H.D., Sorek, S., Ouazar, D. y Herrera, I. (ed.) 1999. Seawater intrusion in coastal aquifers–concepts, methods, and practices. *Kluwer Academic Publishers*.

Bower, J.W., Motz, L.H. y Durden, D.W. 1999. Analytical solution for determining the critical condition of saltwater upconing in a leaky artesian aquifer. *J. Hydrol.*, 221: 43–53.

Burnett, W.C., Tanaguchi, M. y Oberdorfer, J. 2001. Measurement and significance of the direct discharge of groundwater into the coastal zone. *J. Sea Res.*, 46(2): 109–116.

Carrera, J., Hidalgo, J.J., Slooten, L.J. y Vázquez–Suñé, E. 2010. Computational and conceptual issues in the calibration of seawater intrusion models. *Hydrogeol. J.*, 18(1): 131–145.

Cheng, A.H.D., Halhal, D., Naji, A. y Ouazar, D. 2000. Pumping optimization in saltwater–intruded coastal aquifers. *Water Resour. Res.*, 36: 2155–2165.

Croucher, A.E. y O'Sullivan, M.J. 1995. The Henry problem for saltwater intrusion. *Water Resour. Res.*, 31(7): 1809–1814.

Custodio, E. 2002. Coastal aquifers as important hydrogeological structures. In E. Bocanegra, M. Hernández and E. Usunoff (eds.), *Groundwater and Human Development.* IAH Selected Papers, Taylor & Francis, London: 15–39.

Custodio, E. 2005. Myths about seawater intrusión in coastal aquifers. *Groundwater and Saline Intrusión*, 18th SWIM, Cartagena 2004.. Hidrogeología y Aguas Subterráneas Series 15. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid: 599–608.

Custodio, E. 2012. Panorámica de la intrusión marina en acuíferos costeros: una cuestión multifacética y compleja. En J.A. López–Geta, A. Pulido Bosch, M. Fernández Mejuto, G. Ramos González y L. Rodríguez Hernández (eds.). *Nuevas Contribuciones al Conocimiento de los Acuíferos Costeros*. TIAC–12, 2012. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid, Vol. I: 25–48.

Custodio, E. y Bruggeman, G.A. 1987. *Groundwater problems in coastal areas*. Studies & Reports in Hydrology 45. UNESCO, Paris,:1–576.

Custodio, E. y Llamas, M.R. 1976. *Hidrología subterránea.* Ediciones Omega, Barcelona, 2 Vols: 1–2350. (Sección 13).

Edmunds, W.M. y Milne, C.J. (eds.) 2001. *Palaeowaters in coastal Europe: evolution of groundwater since the late Pleistocene*. Geological Society, Special Publication 189, London: 1–332.

Falkland, A. y Custodio, E. (eds) 1991. *Guide on the hydrology of small islands.,* Studies and Reports in Hydrology, 49. UNESCO, Paris: 1–435.

FAO 1997. *Seawater intrusion in coastal aquifers: guidelines for study, monitoring and control.* FAO Water Reports *11*. Food and Agriculture Organization. Roma: 1–163.

Fleury, P., Michel, B. y de Marsily, G. 2007. Submarine springs and coastal karst aquifers: A review. *J. Hydrol.*, 339: 79–92.

.Gerhrels, W.R., Horton, B.P., Kemp, A.C. y Sivan, D. 2011. Two millennia of sea level data: the key to predicting change. *EOS*, 92(35): 289–290.

.Herrera, Ch. y Custodio, E. 2002. Old marine water in Fuerteventura island deep formations. Proc. 17th Salt Water Intrusion Meeting. Delft University of Technolgy, Fac. Civil Eng. and Geosciences: 481–488.

Herrera, Ch. y Custodio, E. 2008. Conceptual hydrogeological model of volcanic Easter Island (Chile) after chemical and isotopic surveys. *Hydrogeol. J.*, 16(7): 1329–1348.

Hidalgo, J.J., Carrera, J. y Medina, A. 2009. Role of salt sources in density–dependent flow. *Water Resour. Res.*, 45, W05503, doi: 10:1029/2008WR007679.

Kolditz, O., Ratke, R., Diersch, H.–D.G. y Zielki, W. 1998. Coupled groundwater flow and transport: 1. Verification of variable density flow and transport models. *Advances in Water Resour.*, 21(1): 27–46.

Konikow, L.F., Sanford, W.E. y Campbell, P.J. 1997. Constant concentration boundary conditions: lessons from the HYDROCOIN variable–density groundwater benchmark problem. *Water Resour. Res.*, 33(10): 2253–2261.

Kooi, H. y Groen, J. 2001. Offshore continuation of coastal groundwater systems: predictions using sharp–interface approximations and variable–density flow modeling. *J. Hydrol.*, 246: 19–35.

Moore, W.S. 2010. The effect of submarine groundwater discharge on the ocean. *Annu. Rev. Mar. Sci.*, 2: 59–88.

Niñerola, J.M., Queralt, E. y Custodio, E. 2009. Llobregat delta aquifer. In, Ph. Quevauviller, A–M. Fouillac, J. Grath, R. Ward (eds.), *Groundwater Monitoring* John Wiley & Sons: 289–301.

Oude Essink, G.H.P., van Baaren, E.S. y de Louw, P.G.B. 2010. Effects of climate change on coastal groundwater systems: A modeling study in the Netherlands. *Water Resour. Res.*, 46: W00F04.

Parkhurst, D.L., Appelo, C.A.J. 1999. *User's guide to PHREEQC (Version 2)–A computer program for speciation, batch–reaction, one–dimensional transport, and inverse geochemical calculations*. US Geological Survey Water–Investigations Report 99–4259. 1–326.

Paster, A. y Dagan., G. 2008. Mixing at the interface between two fluids in aquifer well upconing steady flow. *Water Resour. Res.*, 44: W05408.

Post, V. y Abarca, E. (eds.) 2010. Saltwater and freshwaters interactions in coastal aquifers. *Journal of Hydrology*, 19(1): 1–270.

Price, R.M., Swart, P.K. y Fourqurean, J.W. 2006. Coastal groundwater discharge–an additional source of phosphorus for the oligotrophic wetlands of the Everglades. *Hydrobiologia*, 569: 23–36.

Rezaei, M., Sanz, E., Raeisi, E., Ayora, E., Vázquez–Suñé, E. y Carrera, J. 2005. Reactive transport modelling of calcite dissolution in the fresh salt water mixing zone. *J. Hydrol.*, 311: 282–298.

Robinson, C., Li, L. y Prommer, H. 2007. Tide–included recirculation across the aquifer–ocean interface. *Water Resour. Res.*, 43: W07428. DOI: 10.1029/2006WR005679.

Rotzoll, K, Gingerich, S.B., Jenson, W.J. y El–Kadi, A.I. 2013. Estimating hydraulic properties from tidal attenuation in the Northern Guam Lens Aquifer, territory of Guam, USA. Hydrogeol. J., 21: 643–654.

Santoro, A.E. 2010. Microbial nitrogen cycling at the saltwater–freshwater interface. *Hydrogeol. J.*, 18: 187–202.

Slomp, C.P. y Van Cappellen, P. 2004. Nutrient inputs to the coastal ocean through submarine groundwater discharge: Controls and potential impact. *J. Hydrol.*, 295(1–4): 64–86.

Terry, J.P. y Falkland, A.C. 2010. Responses of atoll freshwater lenses to storm–surge overwash in the Northern Cook Islands. *Hydrogeol. J.*, 18: 749–759.

Vandenbohede, A. y Lebbe, L. 2006. Effects of tides on a sloping shore: groundwater dynamics and propagation of the tidal wave. *Hydrogeol. J.*, 15(4): 645–658.

Vengosh, A., Spivack, A.J., Artzi, Y. y Ayalon, A. 1999. Geochemical and boron, strontium, and oxygen isotopic constratints on the origin of the salinity in groundwater from the Mediterranean Coast of Israel. *Water Resour. Res.*, 35(6): 1877–1894.

Vinson, D.S., Schwartz, H.G., Dwyer, G.S. y Vengosh, A. 2011. Evaluating salinity sources of groundwater and implications for sustainable reverse osmosis desalination in coastal North Carolina, USA. *Hydrogeol. J.*, 9: 981–994.

Violette, S., Boulicot, G. y Gorelick, S.M. 2009. Tsunami–induced groundwater salinization in southeastern India. *CR Geosci.*, 341: 339–346.

Watson, T.A., Werner, A.D. y Simmons, C.T. 2010. Transcience of seawater intrusion in response to sea level rise. *Water Resour. Res.*, 46, W42533, doi: 10:1029/2010WR009564.

Webb, M.D., y Howard, W.F. 2011. Modeling the transient response of saline intrusion to rising sea–levels. *Ground Water*, 49(4): 560–569.

Yechieli, Y., Shalev, E., Wellman, S., Kiro, Y. y Kafri, U. 2010. Response of the Mediterranean Sea coastal aquifers to sea level variation. *Water Resour. Res.*, 46, W12550, doi: 10:1029/2009WR008708.

Drogas de abuso en las aguas subterráneas urbanas de Barcelona (España)

Enric Vazquez-Suñe[1], Anna Jurado[1,2], Jesús Carrera[1], Estanislao Pujades [1,2], Miren López de Alda[3], Damià Barceló[3]

[1] *GHS, Institute of Environmental Assessment & Water Research (IDAEA), CSIC, Jordi Girona 18-26, 08034, Barcelona, Spain.*

[2] *Universitat Politecnica de Catalunya, UPC-Barcelona Tech, Jordi Girona 1-3, 08034, Barcelona, Spain.*

[3] *Department of Environmental Chemistry, Institute of Environmental Assessment & Water Research (IDAEA), CSIC, Jordi Girona 18-26, 08034 Barcelona, Spain.*

Mail de contacto: enric.vazquez@idaea.csic.es

RESUMEN

En este estudio se determinaron las concentraciones de drogas de abuso (DAS) y sus metabolitos en el agua subterránea urbana de Barcelona. Para este fin, se recogieron 37 muestras de aguas subterráneas en zonas urbanas y se analizaron 21 medicamentos incluyendo compuestos cocainicos, compuestos similares a la anfetamina, opioides, lisérgicos, cannabinoides y benzodiacepinas (con prescripción médica). Las mayores concentraciones en el agua subterránea (alrededor de 200 ng / L en SAP-4) y el mayor número de detectado el DAS se encuentran en zonas básicamente recargadas por un río que cruza la zona urbana recibe grandes cantidades de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales (EDAR). En contraste, en el área urbana sin la influencia fluvial se encontraron concentraciones más bajas y un menor número de fármacos, lo que sugiere un origen local. De hecho, la cocaína y su metabolito fueron dominantes en los barrios más prósperos, mientras que el MDMA más barato era el fiscal dominante en los distritos más pobres. Las concentraciones medidas fueron siempre menores que los estimados a partir de la fracción de agua residual en las muestras de agua subterránea, lo que sugiere que el DAS se someten a procesos de eliminación, tanto en la reducción y condiciones oxidantes.

Palabras clave: Drogas de abuso, agua subterránea urbana, procesos de eliminación, Barcelona

ABSTRACT

This study is concerned with drugs of abuse (DAs) and their metabolites in Barcelona's urban groundwater. To this end, 37 urban groundwater samples were collected and 21 drugs were analyzed including cocainics, amphetamine-like compounds, opioids, lysergics and cannabinoids and the prescribed drugs benzodiazepines. The highest groundwater concentrations (around 200 ng/L in SAP-4) and the largest number of detected DAs were found in zones basically recharged by a river that receives large amounts of effluents from waste water treatment plants (WWTPs). In contrast, the urbanized areas yielded lower concentrations and a smaller number of drugs, which suggests a local origin. In fact, cocaine and its metabolite were dominant in more prosperous neighbourhoods, whereas the cheaper MDMA was the dominant DA in poorer districts. Measured concentrations were consistently smaller than those estimated from the waste water fraction in groundwater samples, suggesting that DAs undergo removal processes in both reducing and oxidizing conditions.

Keywords: Drugs abuse, Urban groundwater, removal processes, Barcelona

Introducción

Las drogas de abuso (DAs) y sus metabolitos han sido reconocidos como contaminantes ambientales. Estos compuestos se han convertido en un tema de preocupación debido a que su toxicidad y persistencia no son bien conocidas. A pesar de ser detectadas en concentraciones bajas, estas pueden producir efectos potencialmente nocivos sobre los ecosistemas y la salud humana (Jones-Lepp et al., 2004, Postigo et al., 2008a). Por otra parte, su ineficiente eliminación durante el tratamiento convencional de aguas residuales, representa la principal fuente de contaminación en las aguas superficiales y subterráneas. Dado que estas aguas son frecuentemente utilizadas como agua de abastecimiento, las DAs y sus metabolitos se han convertido en tema de estudio.

En los últimos años se han publicado numerosos estudios sobre las DAs en el medio

ambiente. El primer trabajo fue realizado por Zuccato et al. (2005) en Italia. Estos autores describieron la presencia de la cocaína y su metabolito benzoilecgonina en las aguas residuales y aguas superficiales y utilizaron el *"enfoque epidemiológico de aguas residuales"* (Daughton, 2001) con medidas de benzoilecgonina en las aguas residuales para estimar el consumo de cocaína. Desde entonces, numerosos grupos de investigación han aplicado esta metodología en toda Europa, por ejemplo, en Bélgica (Van Nuijs et al., 2011), Francia (Karolak et al., 2010), Irlanda (Bones et al., 2007), Croacia (Terzic et al., 2010), Italia (Mari et al., 2009 , Zuccato et al, 2008 y 2011, Castiglioni et al, 2011), España (Postigo et al, 2008a, 2008b, 2010 y 2011, Huerta-Fontela et al, 2008a;.Boleda et al, 2009), Suiza (Zuccato et al, 2008;. Berset et al, 2010) y el Reino Unido (Kasprzyk-Hordern et al, 2009. Zuccato et al, 2008), y también en los EE.UU. (Bartelt-Hunt et al. , 2009; Chiaia et al, 2008), Australia (Irvine et al, 2011) y Canadá (Metcalfe et al, 2010). Niveles traza de DAs y sus metabolitos también han sido encontrados en el agua potable (Huerta-Fontela et al, 2008b. Boleda et al, 2009, 2011a y 2011b). La presencia de DAs y sus metabolitos solo se ha estudiado en aguas subterráneas utilizadas como fuente para la extracción de agua de grifo en una estación de tratamiento de agua potable (ETAP) (Huerta-Fontela et al, 2008b; Boleda et al., 2009, 2011a y 2011b). Por lo tanto, este es el primer trabajo sobre contaminación de los acuíferos por la presencia de DAS.

El objetivo de este estudio es investigar la presencia de drogas ilícitas en un acuífero urbano en relación con (1) la distribución espacial de las DAs en las aguas subterráneas de Barcelona, (2) la profundidad a la que se tomó la muestra, (3) la presencia de DAs en las fuentes de recarga, y (4) la evaluación del comportamiento de las DAs en los acuíferos de Barcelona.

Zona de estudio

El área de estudio incluye Barcelona y parte de su área metropolitana, situada en el noreste de España. La zona des estudio está ubicada entre la Serra de Collserola y el Mar Mediterráneo (Figura 1). Otros límites son dos ríos, el Llobregat (SW) y el Besòs (NE). El clima es típicamente mediterráneo, con una precipitación media de 600 mm anuales.

En la actualidad, las aguas subterráneas se utilizan para usos secundarios como la limpieza calles y para regar las plantas y jardines públicos. Sin embargo, las aguas subterráneas pueden ser consideradas como un recurso de agua de abastecimiento, ya que hay varios acuíferos, caracterizados por su edad geológica, debajo de la ciudad (Figura 1). Los acuíferos de edad paleozoica afloran en altos topográficos hacia el NW y consisten en pizarras y granitos. Los acuíferos Cuaternarios y Terciarios se pueden encontrar en el resto de la ciudad. Las zonas con menor topografía están constituidas por sedimentos aluviales y los sedimentos de los deltas de los ríos Llobregat y Besòs. Las zonas intermedias se componen de conos de piedemonte y sedimentos aluviales gruesos.

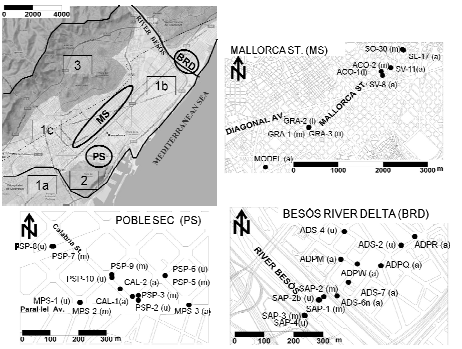


Figura 1. Descripción esquemática de la hidrogeología de Barcelona: (1a) Delta del Llobregat formado por gravas, arenas, limos y arcillas (Holoceno Cuaternario), (1b) Delta del Besòs compuesto por gravas, arenas, limos y arcillas (Holoceno, Cuaternario), (1c) Llano de Barcelona formado por arcillas carbonatadas (Pleistoceno, Cuaternario), (2) Llano de Barcelona formado por margas, areniscas y arenas (Terciario) y (3) Sierra de Collserola que consiste en pizarras y granitos (Paleozoico). También se muestra un esquema con la localización de los puntos de observación en cada zona, incluyendo la profundidad del ranurado: (u) superiores, (m) media, (l) inferior y (a) totalmente ranurados.

Metodología

Muestreo

Se tomaron treinta y siete muestras de agua durante dos campañas de campo en Mayo de 2010 (27 muestras) y diciembre de 2010 (10 muestras). Una de las muestras es del río Besòs y treinta y seis muestras de las aguas subterráneas: 27 de piezómetros de observación y 9 de pozos de bombeo. La

ubicación de los pozos y los piezómetros y las profundidades del ranurado se muestran en la Figura 1. Las muestras fueron recogidas en tres zonas diferentes del área de estudio: (1) a lo largo de la calle Mallorca (MS) a medio camino entre la sierra de Collserola y el mar (una parte próspera de la ciudad), (2) Poble Sec (PS) y (3) en el delta del río Besòs (BRD), donde el agua subterránea proviene principalmente del río. Las muestras de las DAS se almacenan botellas de tereftalato de polietileno (PET) de color ámbar para evitar la fotodegradación.

Compuestos analizados

Se analizaron un total de 21 DAs y metabolitos. Pertenecen a 6 clases químicas diferentes: cocaínicos, cannabinoides, opioides, anfetaminas, compuestos lisérgicos y benzodiazepinas (Tabla 1). Los compuestos cocaínicos estudiados han sido la cocaína (CO), su principal metabolito benzoilecgonina (BE), y cocaetileno (CE). Los cannabinoides analizados han sido el principal componente psicoactivo de la planta de cannabis, Δ9-tetrahidrocannabinol (THC), cannabinol (CBN), cannabidiol (CBD), y los dos subproductos metabólicos 11-nor-9-carboxi-Δ9-tetrahidrocannabinol (THC-COOH) y 11-hidroxi-Δ9-tetrahidrocannabinol (OH-THC). Los opioides morfina (MOR), heroína (HER), el producto metabólico de la heroína 6-acetilmorfina (6ACM), la metadona (METH), y su producto principal de excreción 2-etiliden-1,5-dimetil-3, 3-diphenylpyrrolidine (EDDP). También se estudiaron la anfetamina (AM), la metanfetamina (MA), 3,4-metilendioximetanfetamina (MDMA o éxtasis), y la efedrina (EPH). El compuesto lisérgico estudiado fue el ácido lisérgico (LSD). Las benzodiacepinas incluyen alprazolam (ALP), diazepam (DIA) y el lorazepam (LOR).

Métodos analíticos

Las muestras de agua recogidas en mayo y diciembre de 2010, fueron analizadas para los parámetros físico-químicos generales en el laboratorio de ATLL (Aigües Ter Llobregat) y en el laboratorio de AMB (Àrea Metropolitana de Barcelona), respectivamente.

El análisis de DAs y sus metabolitos se llevó a cabo por extracción en fase sólida en línea (SPE)-cromatografía líquida-electrospray-espectrometría de masas en tándem (SPE-LC-ESI-MS/MS) siguiendo una metodología previamente descrita para el análisis de aguas residuales (Postigo et al., 2008b y 2011), fácilmente adaptado y validado para el presente estudio para el análisis de matrices de agua subterránea. En este método, las muestras, las soluciones acuosas calibradas y los blancos se analizan de una manera completamente automatizada con la ayuda de un sistema de Symbiosis-Pico (Spark Holland, Emmen, Países Bajos) acoplado en línea con el sistema LC - MS/MS. Este método permite la determinación de los compuestos a concentraciones entre 0,4 a 9,2 ng/L (es decir, los límites de cuantificación del método) y 500 ng/L, con una precisión satisfactoria (desviaciones estándar relativas inferiores a 15%) y alta precisión (recuperaciones totales por encima de 80 %) para la mayoría de los compuestos.

Discusión

Distribución espacial de las muestras

Las concentraciones promedio y los niveles máximos de los compuestos estudiados en las muestras de agua subterránea así como su frecuencia de detección se resumen en la Tabla 1a. La Figura 2 muestra las concentraciones medidas. Diez de los 21 compuestos analizados, los 5 cannabinoides, LSD, HER, 6ACM, AM y MA, no se detectaron en ninguna muestra. Los compuestos más comúnmente detectados fueron la METH, el MDMA y el EDDP (metabolito de metadona), con frecuencias de detección de 86%, 64%, 45%, respectivamente. DIA y CO se detectaron en entre el 30% y el 40% de las muestras, y los compuestos restantes, CE, MOR, EPH, y las benzodiazepinas ALP y LOR, se detectaron en menos de 20% de las muestras. Las concentraciones más elevadas correspondían a METH (68,3 ng/L a SAP-4) y CO (60,2 ng/L a GRA-2).

El área de estudio se dividió en las tres zonas mencionadas (Zi). Las DAs varía radicalmente de una zona a otra en términos de concentraciones y compuestos detectados (Tabla 1b). Los resultados se detallan a continuación.

En las diez muestras de agua subterránea recogidas a lo largo de MS (Z_1), los compuestos identificados, ordenados en de más a menos detectados son METH> CO> EDDP> BE> MDMA> CE = EPH = DIA. A pesar que la METH se detectó más frecuentemente que los compuestos cocaínicos, está en concentraciones muy bajas en las aguas subterráneas, en promedio, 0.7 ng/L.

En las diez muestras de agua subterránea recogidas a lo largo de MS (Z1), los compuestos identificados, ordenados en de más a menos detectados son METH> CO> EDDP> BE>

MDMA> CE = EPH = DIA. A pesar que la METH se detectó más frecuentemente que los compuestos cocaínicos, está en concentraciones muy bajas en las aguas subterráneas, en promedio, 0.7ng/L.

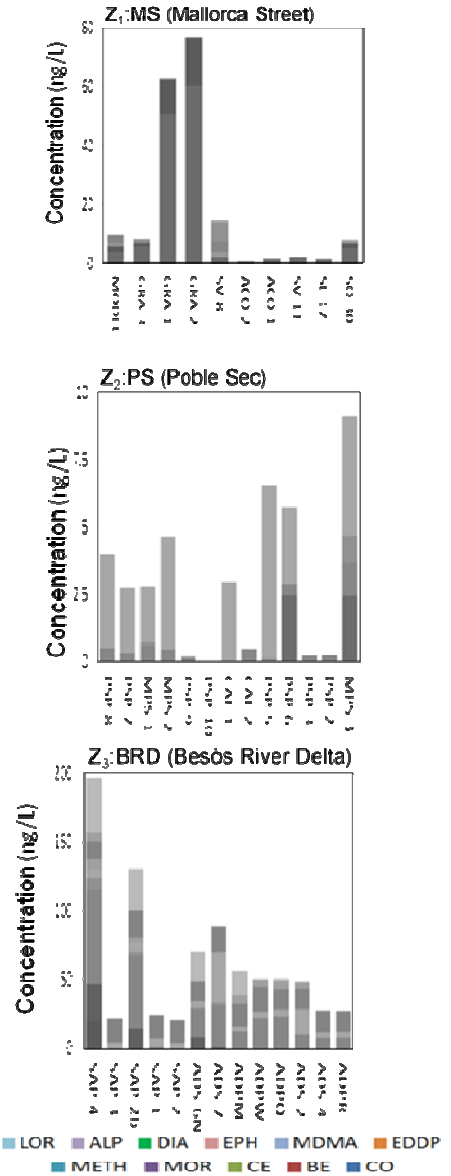


Figure 2. Niveles DAs (ng/L) en las tres zonas: (Z_1) MS, (Z_2) y PS (Z_3) BRD.

Tabla 1. Frecuencia de detección (%) y concentración media y máxima (ng/L) de las DAs y sus metabolitos medidos en (1a) las aguas subterráneas urbanas de Barcelona y (1b) en cada zona de estudio (MS, PS y BRD).

Table 1a

CHEMICAL CLASS	ANALYTE	FREQUENCY OF DETECTION (%) n=36	CONCENTRATION (ng/L)	
			AVERAGE ± STD	MAX
COCAINICS	CO	31	3.8±12.8	60.2
	BE	19	1.5±4.5	19.6
	CE	3	0.05±0.3	1.8
CANNABINOIDS	THC	0	-	-
	CBN	0	-	-
	CBD	0	-	-
	THC-COOH	0	-	-
	OH-THC	0	-	-
OPIOIDS	MOR	8	1.4±5.2	27.2
	HER	0	-	-
	6ACM	0	-	-
	METH	86	7.4±15.3	68.3
	EDDP	44	0.7±1.7	8.2
AMPHETAMINE LIKE COMPOUNDS	AM	0	-	-
	MA	0	-	-
	MDMA	64	3.9±6.6	36.8
	EPH	8	0.3±1.3	7.3
LYSERGIC COMPOUNDS	LSD	0	-	-
BENZODIAZEPINES	DIA	39	5.9±7.9	19.4
	ALP	14	0.8±2.1	6.4
	LOR	14	3.1±9.1	39.7

Table 1b

Z1. MS

CHEMICAL CLASS	ANALYTE	FREQUENCY OF DETECTION (%) n=10	CONCENTRATION (ng/L)	
			AVERAGE ± STD	MAX
COCAINICS	CO	90	13.1±22.5	60.2
	BE	50	3.2±5.7	16.3
	CE	10	0.2±0.6	1.8
OPIOIDS	METH	100	0.7±1.1	3.8
	EDDP	60	0.8±1.9	6.1
AMPHETAMINE LIKE COMPOUNDS	MDMA	20	0.2±0.4	1.2
	EPH	10	0.02±0.06	0.2
BENZODIAZEPINES	DIA	10	0.3±0.9	2.9

Z2. PS

CHEMICAL CLASS	ANALYTE	FREQUENCY OF DETECTION (%) n=13	CONCENTRATION (ng/L)	
			AVERAGE ± STD	MAX
COCAINICS	CO	15	0.4±0.9	2.5
OPIOIDS	METH	77	0.3±0.3	1.2
	EDDP	23	0.1±0.3	1.0
AMPHETAMINE LIKE COMPOUNDS	MDMA	62	2.2±2.1	6.4

Z3. BDR

CHEMICAL CLASS	ANALYTE	FREQUENCY OF DETECTION (%) n=13	CONCENTRATION (ng/L)		
			AVERAGE ± STD	MAX	River Besòs
COCAINICS	BE	15	1.6±5.4	19.6	42
OPIOIDS	MOR	23	3.8±8.3	27.2	0
	METH	85	19.6±20.7	68.3	12
	EDDP	69	1.2±2.2	8.17	23
AMPHETAMINE LIKE COMPOUNDS	MDMA	100	8.4±9.3	36.8	5.8
	EPH	15	0.8±2.2	7.29	78
BENZODIAZEPINES	DIA	100	16.2±1.8	19.4	4.1
	ALP	38	2.3±3	6.38	0
	LOR	38	8.5±13.9	39.7	25

Z_1: MS

Los niveles más altos se detectaron para los dos compuestos cocaínicos, CO (de 50 a 60 ng/ L) y su principal metabolito BE (comprendido entre 11 y 16 ng / L) en los puntos de muestreo GRA-1 y GRA-2, respectivamente, donde niveles de CO fueron más altos que los niveles de BE. Esto también ocurrió en los puntos de muestreo GRA-3, MODELO, ACO-1, ACO-2 y SL-17, pero en concentraciones más bajas para ambos compuestos (Figura 3). Este hallazgo contrasta con las concentraciones encontradas en la literatura, donde la BE es mayor que la CO en las aguas superficiales y de las aguas residuales (Postigo et al., 2008b). El CE, otro metabolito de la CO, se detectó en una muestra.

Z2: PS

Poble Sec es el área que presenta la menor cantidad de compuestos encontrados en las aguas subterráneas. La droga más detectada fue la METH (10 de las 13 muestras), pero las mayores concentraciones correspondieron al

compuesto MDMA (o éxtasis) detectado en un nivel medio de 2,2 ng/L. La CO y el EDDP también se encontraron, pero en menos de 25% de las muestras de aguas subterráneas con una concentración media de 0,4 ng/L y 0,1 ng/L, respectivamente.

Z_3: BRD

Debido a que el río Besòs contiene una gran proporción de los efluentes de las EDAR, se han detectado un gran número de las DAs estudiadas tanto en el río como en muestras de agua subterránea. Los compuestos identificados en orden descendente fueron MDMA = DIA> METH> EDDP> ALP = LOR> MOR> EPH = BE. En contraste con la Z_1, los compuestos cocaínicos estaban ausentes (CO y CE) o se encuentran sólo en dos muestras (BE). El MDMA se detecta con frecuencia en una concentración media de 8,4 ng/L y la EPH se encontró en el 15% de las muestras. El DIA se detectó en todas las muestras recogidas y sus concentraciones no varían significativamente en el acuífero (desde 12,9 hasta 19,4 ng/L). Sin embargo, el ALP y el LOR han sido menos detectados. Mientras que los niveles de ALP se mantuvieron prácticamente constante (2,3 ng/L de media), los niveles de LOR fueron significativamente diferentes, desde 1,6 hasta 39,7 ng/L. La METH y el EDDP, fueron comúnmente detectados. Los niveles de METH han sido especialmente elevados en los piezómetros poco profundos situados cerca del río (entre 53 y 68 ng/L) pero insignificantes en los piezómetros profundos situados a la misma distancia de la rio. La MOR sólo se encontró en 20% de las muestras, con una concentración media de 3,8 ng/L.

Perfil de las DAs según la profundidad de las aguas subterráneas

Las concentraciones de la mayoría de DAs disminuyen con la profundidad a la que se tomó la muestra. Esto sugiere que algún proceso puede afectar las DAs en profundidad, un mayor tiempo de residencia que generalmente aumenta con la profundidad, o una proporción cada vez mayor libre de DAs como el agua de la sierra de Collserola. Esta tendencia es evidente en los piezómetros de las tres zonas a excepción de los compuestos cocaínicos en la Z_1. Las concentraciones de BE y CO son mayores cuanto más profundo es el tramo ranurado del piezómetro donde se tomaron las muestras (Figura 3). Esto se observa en los siguientes piezómetros:(1) GRA-1, GRA-2 y GRA-3, (2) ACO-1 y ACO-2 y (3) SL-17 y SO-30. Esta observación no tiene una explicación fácil dado que sólo un pequeño porcentaje de una dosis de CO en los seres humanos se excreta en la orina como fármaco original (5%), mientras que una gran cantidad se excreta como BE (45%) (Baselt, 2004). Además, los altos niveles de CO y puede encontrados en los piezómetros GRA-1 y GRA-2 podrían indicar que un vertido accidental o intencional de CO se produjo en un lugar específico (Zuccato et al., 2005) o bien que la BE se degrada a una velocidad más alta que la CO en el acuífero.

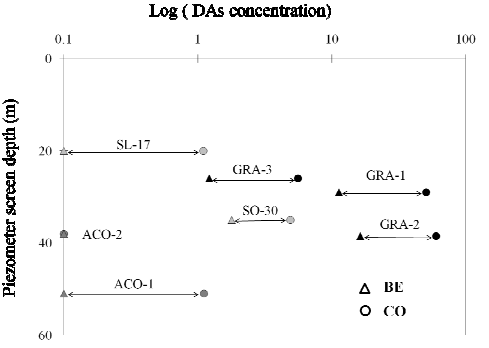


Figure 3. Niveles de CO (círculos) y BE (triángulos) para multinivel de la Z1. En negro: GRA-1, 2 y GRA GRA-3, gris oscuro: ACO-1 y ACO-2 y de color gris claro: SO-30 y SL-17.

Las DAs en las fuentes de recarga

Identificación de las fuentes de recarga

Varias fuentes de recarga se han identificado en los acuíferos de Barcelona (Vázquez-Suñe et al., 2010). Las precipitaciones que se recargan directamente en la zona no urbanizada de la Sierra Collserola. La intrusión de agua de mar y agua de río Besòs muy contaminadas deben ser considerados fuentes de recarga potenciales en áreas bajas. Otras fuentes de recarga de los acuíferos se puede atribuir a actividades humanas relacionadas con el desarrollo de la ciudad incluyendo la pérdida de la red de abastecimiento de agua potable. Barcelona, se abastece de agua de los ríos Ter y Llobregat. Esto da lugar a una división de la ciudad en dos zonas con una calidad de agua diferente y por lo tanto, dos composiciones químicas diferentes que se pueden encontrar en las aguas residuales. Por último, en las zonas pavimentadas, el agua de escorrentía recarga los acuíferos por infiltración directa o bien pérdidas de alcantarillado. En resumen, se han

identificado hasta ocho fuentes de recarga diferentes en Barcelona: (1) Río Besòs (RIV), (2) las precipitaciones recarga en la zona norte no urbana (R_R), (3) suministro de agua del río Ter (TER), (4) suministro de agua del río Llobregat (LLOB), (5) aguas residuales del río Ter (SW_T), (6) aguas residuales del río Llobregat (SW_LL), (7) Escorrentía (RUNOFF) y (8) la intrusión de agua de mar (SEA) .

Para calcular las proporciones de mezcla de estas fuentes de recarga en las muestras de las aguas subterráneas se utilizó la metodología propuesta por Carrera et al., (2004). Esta metodología identifica las relaciones de mezcla en el caso de fuentes de recarga inciertas mediante la concentración de las muestras mezcladas para reducir la incertidumbre, suponiendo que las muestras son una mezcla de las fuentes de recarga en una proporción desconocida. La distribución espacial de las relaciones de mezcla se ilustra en la Figura 4.

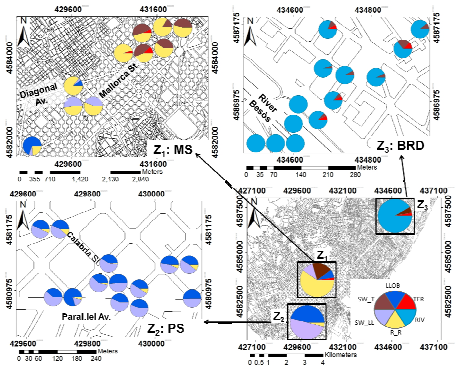


Figure 4. Proporciones de mezcla evaluadas en 36 pozos considerando 6 fuentes de recarga. Se muestran las proporciones de mezcla en cada punto de observación y la media en cada una de las zonas (Z_1, Z_2 y Z_3)

De acuerdo con las fuentes identificadas, en la Z_1 el principal contribuyente a la recarga total fue R_R (60%), especialmente en los piezómetros más profundos tales como ACOPIO-1 y GRA-2, seguido por la pérdida de la red de aguas residuales (31%) y pérdidas en la red de agua de abastecimiento (9%). En la Z_2, los principales contribuyentes fueron pérdidas en red de alcantarillado (SW_LL) y pérdidas en la red de agua de abastecimiento (LL), que representan el 96%. El 4% restante correspondió a R_R. En cuanto a Z_3, RIV (río Besòs) fue el mayor contribuyente a la recarga total, representa el 91%. El 9% restante corresponde a pérdidas en la red de abastecimiento y alcantarillado (T y SW_T, respectivamente). Al considerar las 3 zonas en su conjunto, las proporciones medias de las fuentes de recarga fueron los siguientes: 21% de las pérdidas del sistema de agua de abastecimiento, 28% de pérdidas en la red de alcantarillado, 18% debido a la infiltración en zonas no urbanizadas y 33% del río Besòs.

Niveles bibliográficos de DAs en las fuentes de recarga

La presencia de DAs en algunas de las fuentes de recarga antes mencionados ha sido ampliamente estudiadas en la literatura. Los compuestos cocaínicos son los más ubicuos y abundantes en los influentes de la EDAR (Huerta-Fontela et al., 2007 y 2008a; Postigo et al., 2008b) sobre todo la BE, que alcanza niveles superiores a 7 µg/L (Huerta-Fontela et al., 2008a). Algunos estudios también han confirmado la ubicuidad de los opioides MOR, METH y EDDP en los niveles relevantes (ng/L) en las aguas residuales. Sin embargo, HER y 6ACM son poco frecuentes. Los compuestos anfetamínicos se encuentran en concentraciones relativamente más bajas que cocaínicos con concentraciones máximas de 688 ng/L para la AM, 277ng/L para la MA, 598 ng/L para el MDMA y 591,9 ng/L para la EPH (Huerta-Fontela et al., 2007 y 2008a; Postigo et al., 2008b). Los compuestos lisérgicos, los cannabinoides y las benzodiazepinas han sido menos estudiados y se encuentran en concentraciones relativamente bajas.

Se han realizado pocos estudios sobre la presencia de DAs en aguas de consumo. Sólo la CO y la BE y la METH y el EDDP se han detectado en de ETAP y en niveles traza (Boleda et al., 2011a, 2011b y 2009 y Huerta-Fontela et al., 2008b).

Otra fuente de recarga es el río Besòs, pero, por desgracia, no hay datos sobre las DAs. Sólo se tiene una muestra de este río, pero se cree que no es representativa porque el régimen de flujo del río Besòs, al igual que otros ríos mediterráneos, se caracteriza por su variabilidad, controlada por la lluvia. Dada esta variabilidad y la calidad del agua del río Besòs no es suficiente considerar sólo un agua extremo del río Besòs. En su lugar, se utilizaron tres para tener en cuenta la variabilidad temporal. Con este fin, se calculó la concentración de DAs en estas tres aguas extremo con el caudal del río usando un factor de dilución (f) que se calcula de la siguiente manera:

$f = Qs / Q_{EM}$ (1)

donde Qs es el caudal en el día de la toma de muestra y Q_{EM} es el caudal de las tres aguas extremos antes mencionadas.

Las concentraciones de DAs adoptadas para todas las fuentes en base a la revisión bibliográfica se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Niveles de DAs en las fuentes de recarga (ng/L) "-": No incluido en el análisis. W1: período húmedo, D1 y D2: períodos secos.

End-members		CO	BE	MOR	METH	EDDP	MDMA	EPH	DIA	LOR
Besòs River(RIV)	W1	-	21.4	2.6	6.4	11.8	3.0	40.2	2.1	13.0
	D1	-	131.9	15.8	39.4	72.9	18.3	225.0	12.9	80.1
	D2	-	172.1	20.6	51.5	95.1	23.8	319.0	16.8	104.6
Water Supply	TER LLOB	0.4	0.4	-	0.4	2.5	0	-	-	-
Sewage water	SW_TER SW_LLOB	50	500	-	7.5	12	50	-	-	50
Rainfall recharge non-urban	R_R	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Evaluación del comportamiento de las DAs en el acuífero

Una vez que las proporciones de mezcla se han evaluado y determinados los niveles de DAs en las fuentes de recarga, es posible evaluar el comportamiento de las DAs en el acuífero.

Z_1: MS

Sólo los compuestos más comúnmente detectados a lo largo de la calle Mallorca se analizan en este estudio (CO, BE, METH y EDDP). Estos compuestos se comportaron de manera similar (Figura 5). Las concentraciones estimadas son superiores a los medidas, lo que sugiere la existencia de procesos de eliminación de las DAs en las aguas subterráneas. La presencia de especies tales como el nitrato y los niveles de oxígeno disuelto indican condiciones oxidantes en esta zona. Independientemente del proceso de eliminación real, la figura 5 muestra una reducción dramática en las concentraciones del acuífero en comparación con la derivada de una simple mezcla de las fuentes de recarga.

Z_2: PS

Al igual que en Z_1, se analizan sólo los compuestos más comúnmente detectados, que son la METH, EDDP, MDMA y CO. Las aguas residuales son la principal fuente de recarga que ha contribuido a la presencia de DAs en las agua subterráneas. Pero, de nuevo, las concentraciones medidas fueron mucho más bajas que las estimadas a partir de relaciones de mezcla (Figura 5). Esta observación apoya la opinión de que las DAs son susceptibles a los procesos químicos que dan lugar a su eliminación. Al igual que en la Z_1, especies oxidantes y la ausencia de amonio indican condiciones oxidantes.

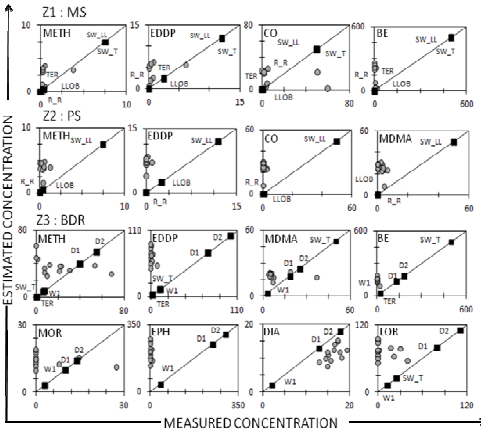


Figura 5. Concentraciones medidas de DAs en (Z_1) MS, (Z_2) PS y (Z_3) BRD frente a la concentración estimada a partir de las fuentes de recarga (cuadrados) con las proporciones de mezcla de la figura 4. Las concentraciones medidas son siempre muy inferiores a las calculadas.

Z3: BRD

La Figura 5 muestra las concentraciones medidas y estimadas para BE, MOR, METH, EDDP, MDMA, EPH, DIA y LOR. Todos las DAs, excepto DIA, se comportan de una manera similar. Estos compuestos son poco presentes en el acuífero, lo que sugiere de nuevo los procesos de eliminación. La biodegradación, la adsorción y los procesos de mezcla pueden reducir los niveles de DAs cuando el agua del río se infiltra al acuífero. Sólo los niveles DIA caen cerca de la línea 1:1, lo que indica que el DIA está menos afectado por estos procesos de eliminación o bien que la concentración de DIA en las fuentes de recarga es superior a las consideradas (Tabla 2).

Conclusiones

Las conclusiones más relevantes de este estudio son:

(1) Las DAs más comúnmente observadas han sido: CO, BE, METH, EDDP, MDMA, DIA, MOR, EPH, DIA y LOR, dependiendo de la zona.

(2) Las DAs identificadas parecen reflejar patrones de consumo distintos en las diferentes áreas y un vertido intencional o accidental de

drogas en algunos casos. Los compuestos cocaínicos muestran concentraciones más altas en los distritos ricos mientras que la MDMA es la droga dominante en los barrios de clase trabajadora.

(3) Las concentraciones en el acuífero son generalmente mucho más bajas que las esperadas debido a la dilución, calculada a partir de las relaciones de mezcla de las fuentes de recarga. Esto sugiere una eliminación significativa de las DAs en el acuífero.

(4) Estos resultados, junto con la limitada capacidad de sorción de los sedimentos, sugieren la degradación de las DAs en el acuífero bajo diferentes condiciones redox: condiciones oxidantes en Z_1 y Z_2 y condiciones reductoras en Z_3.

Referencias

Bartelt-Hunt, S. L., Snow, D. D., Damon, T., Shockley, J., Hoagland, K. (2009). The occurrence of illicit and therapeutic pharmaceuticals in wastewater effluent and surface waters in Nebraska. Environmental Pollution , 157 (3), 786-791.

Baselt R.C. Disposition of toxic drugs and chemicals in man. 7th ed. Foster City, CA:

Biomedical Publications; 2004.

Berset, J.D., Brenneisen, R., Mathieu, C. (2010). Analysis of llicit and illicit drugs in waste, surface and lake water samples using large volume direct injection high performance liquid chromatography - Electrospray tandem mass spectrometry (HPLC-MS/MS). Chemosphere , 81 (7), 859-866.

Boleda, M. R., Galceran, M. T., Ventura, F. (2007). Trace determination of cannabinoids and opiates in wastewater and surface waters by ultra-performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry. Journal of Chromatography A , 1175 (1), 38-48.

Boleda, M. R., Galceran, M. T., Ventura, F. (2009). Monitoring of opiates, cannabinoids and their metabolites in wastewater, surface water and finished water in Catalonia, Spain. Water Research , 43 (4), 1126-1136.

Boleda, M. R., Galceran, M. T., Ventura, F. (2011a). Behavior of pharmaceuticals and drugs of abuse in a drinking water treatment plant (DWTP) using combined conventional and ultrafiltration and reverse osmosis (UF/RO) treatments. Environmental Pollution , 159 (6), 1584-1591.

Boleda, M. R., Huerta-Fontela, M., Ventura, F., Galceran, M. T. (2011b). Evaluation of the presence of drugs of abuse in tap waters. Chemosphere 84, 1601-1607.

Bones, J., Thomas, K.V., Paull, B. (2007). Using environmental analytical data to estimate levels of community consumption of illicit drugs and abused pharmaceuticals, *J Environ Monit* 9 (7), pp. 701–707.

Carrera, J. Vazquez-Sune, E. Castillo, O. , and Sanchez-Vila, X. (2004) .A methodology to compute mixing ratios with uncertain end-members, Water Resour Res 40, p. W12101.

Castiglioni, S., Bagnati, R., Melis, M., Panawennage, D., Chiarelli, P., Fanelli, R., Zuccato, E. (2011). Identification of cocaine and its metabolites in urban wastewater and comparison with the human excretion profile in urine. Water Research 45, 5141-5150.

Chiaia A.C., Banta-Green C., Field,. J. (2008).Eliminating solid phase extraction with large-volume injection LC/MS/MS: analysis of illicit and legal drugs and human urine indicators in US wastewaters. Environ Sci Technol;42(23):8841–8.

Daughton,C.G.(2001). Illicit drugs in municipal sewage in pharmaceuticals and personal care products in the environment: scientific and regulatory issues. In: C.G. Daughton and T.L. Jones-Lepp, Editors, *ACS Symposium Series 791*, Washington DC, The American Chemical Society.

Huerta-Fontela, M., Galceran, M. T., Ventura, F. (2007). Ultraperformance Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry Analysis of Stimulatory Drugs of Abuse in Wastewater and Surface Waters. Anal. Chem., 79, 3821-3829.

Huerta-Fontela, M., Galceran, M. T., Martin-Alonso, J., Ventura, F. (2008a). Occurrence of psychoactive stimulatory drugs in wastewaters in north-eastern Spain. Science of The Total Environment , 397 (1-3), 31-40.

Huerta-Fontela, M., Galceran, M. T., Ventura, F. (2008b). Stimulatory drugs of abuse in surface waters and their removal in a conventional drinking water treatment plant. *Environ Sci Technol*; 42: 6809–16.

Huerta-Fontela, M., Galceran, M. T., Ventura, F. (2010). Fast liquid chromatography–quadrupole-linear ion trap mass spectrometry for the analysis of pharmaceuticals and hormones in water resources. Journal of Chromatography A, 1217 :4212–4222.

Huerta-Fontela, M., Galceran, M. T., Ventura, F. (2011). Occurrence and removal of pharmaceuticals and hormones through drinking water treatment. Water Research, 45 (3), 1432-1442.

Irvine, R. J., Kostakis, C., Felgate, P. D., Jaehne, E. J., Chen, C., White, J. M. (2011). Population drug use in Australia: A

wastewater analysis. Forensic Science International , 210 (1-3), 69-73.

Jones-Lepp, T. L., Alvarez, D. A., Petty, J. D., Huckins, J. N. (2004). Polar Organic Chemical Integrative Sampling and Liquid Chromatography–Electrospray/Ion-Trap Mass Spectrometry for Assessing Selected Prescription and Illicit Drugs in Treated Sewage Effluents. Arch. Environ. Contam. Toxicol. *47*, 427-439.

Karolak, S., Nefau, T., Bailly, E., Solgadi, A., Levi, Y. (2010). Estimation of illicit drugs consumption by wastewater analysis in Paris area (France). Forensic Science International , 200 (1-3), 153-160.

Kasprzyk-Hordern, B., Dinsdale, R. M., Guwy, A. J. (2009). Illicit drugs and pharmaceuticals in the environment - Forensic applications of environmental data. Part 1: Estimation of the usage of drugs in local communities. Environmental Pollution , 157 (6), 1773-1777.

Köck-Schulmeyer, M., Ginebreda, A., Postigo, C., López-Serna, R., Pérez, S., Brix, R., Llorca, M., López de Alda, M., Petrovic, M., Munné, A., Tirapu, LL., Barceló, D. (2011). Wastewater reuse in Mediterranean semi-arid areas: The impact of discharges of tertiary treated sewage on the load of polar micro pollutants in the Llobregat river (NE Spain). Chemosphere , 82 (5), 670-678.

Mari, F., Politi, L., Biggeri, A., Accetta, G., Trignano, C., Padua, M. D., Bertol.,E. (2009). Cocaine and heroin in waste water plants: A 1-year study in the city of Florence, Italy. Forensic Science International , 189 (1-3), 88-92.

Metcalfe, C., Tindale, K., Li, H., Rodayan, A., Yargeau, V. (2010). Illicit drugs in Canadian municipal wastewater and estimates of community drug use. Environmental Pollution , 158 (10), 3179-3185.

Postigo, C., Lopez de Alda, M. J., Barceló, D. (2008a). Analysis of drugs of abuse and their human metabolites in water by LC-MS2: A non-intrusive tool for drug abuse estimation at the community level. TrAC Trends in Analytical Chemistry , 27 (11), 1053-1069.

Postigo, C., Lopez de Alda, M.J., Barceló, D. (2008b). Fully automated determination in the low nanogram per liter level of different classes of drugs of abuse in sewage water by on-line solid-phase extraction-liquid chromatography–electrospray-tandem mass spectrometry.Anal Chem 80:3123–3134

Postigo, C., López de Alda, M. J., Barceló, D. (2010). Drugs of abuse and their metabolites in the Ebro River basin: Occurrence in sewage and surface water, sewage treatment plants removal efficiency, and collective drug usage estimation. Environment International , 36 (1), 75-84.

Postigo, C., Lopez de Alda, M.J., Barceló, D.(2011). Evaluation of drugs of abuse use and trends in a prison through wastewater analysis. Environment International , 37 (1), 49-55.

Terzic, S., Senta, I., Ahel, M. (2010). Illicit drugs in wastewater of the city of Zagreb (Croatia) - Estimation of drug abuse in a transition country. Environmental Pollution , 158 (8), 2686-2693.

van Nuijs A.L., Mougel J.F., Tarcomnicu I., Bervoets L., Blust R., Jorens P.G., Neels

H., Covaci A. (2011). Sewage epidemiology -a real-time approach to estimate the consumption of illicit drugs in Brussels, Belgium. Environ Int. 37(3):612-21.

Vazquez-Suñe, E. ,Carrera, J., Tubau, I.,Sánchez-Vila, X., and Soler, A.(2010): An approach to identify urban groundwater recharge. Hydrology and Earth System Sciences Discussions, 7(2), pp.2543-2576.

Zuccato, E., Chiabrando, C., Castiglioni, S., Calamari. D., Bagnati, R., Schiarea, S., Fanelli, R. (2005). Cocaine in surface waters: a new evidence-based tool to monitor community drug abuse. Environ Health Glob Access Sci Source 2005;4:1–7.

Zuccato, E., Castiglioni, S., Bagnati, R., Chiabrando, C., Grassi, P., Fanelli, R. (2008). Illicit drugs, a novel group of environmental contaminants. Water Research, 42 (4-5), 961-968.

Zuccato, E., Castiglioni, S., Tettamanti, M., Olandese, R., Bagnati, R., Melis, M., Fanelli, R. (2011). Changes in illicit drug consumption patterns in 2009 detected by wastewater analysis. Drug and Alcohol Dependence, 118, 464–469.

Drenaje mediante bombeo vs. profundidad de muros pantalla en el control de los asientos del terreno durante excavaciones profundas

Enric Vázquez-Suñé [1], Estanislao Pujades [1,2], Jesus Carrera [1], Victor Vilarrasa [1,3], Silvia De Simone [1,2], Anna Jurado [1,2], Alberto Ledesma [4], Gonzalo Ramos [5], Antonio Lloret [4]

[1] GHS, Institute of Enviromental Assessment and Water Research (IDAEA), CSIC, Barcelona, Spain
[2] Universitat Politècnica de Catalunya, UPC-BarcelonaTech, Barcelona, Spain
[3] Lawrence Berkeley National Laboratory (LBNL), Berkeley, CA 94720, USA
[4] Dept. Geotechnical Engineering and Geosciences, Universitat Politècnica de Catalunya, UPC-BarcelonaTech, Barcelona, Spain
[5] Dept. of Construction Engineering, Universitat Politècnica de Catalunya, UPC-BarcelonaTech, Barcelona, Spain

Mail de contacto: enric.vazquez@idaea.csic.es

RESUMEN

Las excavaciones profundas que afectan a acuíferos pueden ser realizadas mediante la combinación de métodos como son el drenaje por bombeo en pozos con la construcción previa de muros pantallas y excavación posterior (cut and cover method). Estos muros pantalla pueden ser continuos (pantallas de hormigón) o pilas de Jet-grouting. Los muros pantalla a menudo se alargan más de lo que es estructuralmente necesario, lo que disminuye el riesgo levantamiento de fondo de la excavación y así se reducen los asientos del terreno causados por la propia excavación y el drenaje, pero por el contrario, se incrementan mucho los costes de ejecución

Se analizó la eficacia de impermeabilización de un recinto a excavar mediante pantallas de hormigón y pilas de jet-grouting en un terreno de sedimentos preconsolidados. Se ha aplicado a dos excavaciones de grandes pozos verticales (Shafts) durante la construcción del túnel del tren de alta velocidad en Barcelona situado junto a la Basílica de la Sagrada Familia. La impermeabilización de las pilas de Jet-grouting o muros pantalla se han cuantificado mediante ensayos hidráulicos antes y después de la construcción del recinto. Se han analizado diversos escenarios de drenaje en el que la variable a considerar han sido la profundidad de los muros pantalla. En estos escenarios se han comparado los caudales, los descensos de nivel y los asentamientos en relación a la profundidad de las pantallas a construir.

Palabras clave:Drenaje, excavaciones, asiento del terreno, jet-grouting, muros pantalla.

ABSTRACT

Deep excavations in aquifers may be constructed by combining pumping with the cut and cover method. These enclosures are often lengthened more than is structurally necessary, which diminish the risk of heave, in order to reduce settlements caused by pumping and the involved discharges. Jet-grouting piles are sometimes adopted for lengthening.

We analysed the water-proofing efficiency of jet-grouting and the need for water isolation in preconsolidated sediments. We used data obtained from two shaft excavations during the construction of the high speed train tunnel in Barcelona located adjacent to the Sagrada Familia Basilica. Jet-grouting was characterised using pumping tests before and after the construction of the enclosure. A number of dewatering scenarios were considered at the two shafts by varying the depth of the enclosures. The flow rate, drawdowns and settlements at the different scenarios were compared to observe the efficiency of lenghtened the enclosures.

Keywords: Excavation, dewatering, settlement, jet-grouting, diaphragm walls.

Introducción

Para el crecimiento de las ciudades es necesaria la construcción de estructuras subterráneas. Hay diversas técnicas que pueden ser utilizadas para excavar por debajo del nivel freático. Algunas de estas técnicas se basan en evitar la entrada de agua subterránea en la excavación mediante la impermeabilización de las paredes, mientras

otras están basadas en el bombeo del agua subterránea. Las diferentes técnicas pueden ser combinadas para optimizar su eficacia, aumentando la seguridad y reduciendo los costes de la excavación (Powers, et al., 2007). Por ejemplo, el método "Cut and Cover", que consiste en excavar entre muros pantalla, se puede combinar con el bombeo desde pozos profundos (Forth, 2004). Las pantallas proporcionan estabilidad a las paredes de la excavación y evitan la entrada de agua por los laterales (Xanthakos, et al., 1994). Su profundidad debe ser suficiente para soportar la presión del suelo y el agua que los empuja hacia la excavación (Lancellotta, 1995). Pero a veces, las pantallas se alargan más de lo estructuralmente necesario hasta alcanzar una capa de baja permeabilidad, con la finalidad de reducir o eliminar el bombeo, ya que algunos autores atribuyen grandes asientos al descenso de presión causado por el bombeo (Hsi y Small, 1992, Gue y Tan, 2004). Sin embargo, la contribución de esta medida (que aumenta el coste) a la seguridad de la excavación es cuestionable.

Otros autores sostienen que el bombeo es responsable de sólo una pequeña parte del total de los asientos. Otros factores, tales como la inclinación de las pantallas durante la excavación o problemas que pueden surgir durante la construcción de pantallas o columnas de jet-grouting contribuyen considerablemente a los asientos (Wong y Patron, 1993). Además, la distribución espacial de asientos causados por bombeo es bastante suave, es decir, el bombeo no causa grandes asientos diferenciales, salvo en caso de cambios laterales significativos en las condiciones geológicas y geotécnicas. Por otro lado, el bombeo garantiza condiciones estables y secas en el fondo de la excavación (Pujades, et al., 2012).

Alargar las pantallas es una práctica más o menos común (incluso cuando esto no es necesario estructuralmente) con el fin de evitar que el agua entre en la excavación. Esto es debido a que una de las condiciones que debe de cumplir el diseño de una excavación, es evitar el levantamiento hidráulico de la parte inferior de excavación. Esto se logra mediante la reducción de la presión de agua bajo la excavación. Otra opción es construir un recinto de jet-grouting para disminuir la conductividad hidráulica del suelo, lo cual pretende reducir los efectos del bombeo fuera de del recinto. El Jet-grouting comenzó a usarse en la década de 1970 para mejorar la resistencia al corte del suelo (Fang, et al., 1994) mediante la inyección de lechada en suelos compuestos por partículas finas (es decir, materiales con conductividad hidráulica baja) (Berry, et al., 1988). Pero el jet-grouting también se usa para reducir la conductividad hidráulica del suelo (Davis y Horswill, 2002) en sedimentos con una conductividad hidráulica alta, que por lo general, están formados por materiales gruesos, para los que la técnica no fue diseñada. Aunque varios autores (Forth, 2004, Saurer y Lesnik, 2011) se muestran a favor de este uso del jet-grouting, pocos proporcionan valores a cerca de su conductividad una vez inyectado. Allan y Kukacka (1995) analizaron muestras de un suelo fino tratado con jet-grouting en laboratorio, obteniendo valores de conductividad hidráulica ($8{\cdot}10^{-6}$ a $8{\cdot}10^{-8}$ m/d). Por otro lado, Vilarrasa, et al., (2012) cuantificaron la transmisividad de un recinto de jet-grouting realizado en un material de gran conductividad para impermeabilizar una excavación. El valor transmisividad obtenido fue dos órdenes de magnitud menor que la de los sedimentos originales, confirmando de este modo la eficacia de la aplicación del jet-grouting. Sin embargo, esta reducción puede no ser suficiente debido a la pequeña anchura del jet-grouting. Además, el valor aportado era efectivo ya que la mayor parte del flujo se concentra en unas pocos aberturas, lo que puede dar lugar a problemas locales. Dado que la decisión de aplicar la jet-grouting no garantiza el éxito, se plantean las siguientes preguntas: ¿En que porcentaje se puede reducir la conductividad hidráulica? ¿Es esto suficiente? ¿Es rentable?

Estas cuestiones surgieron durante las excavaciones asociadas a la construcción del túnel para el tren de alta velocidad (TAV) en Barcelona, España. El túnel, que atraviesa Barcelona de SO a NE, fue excavado bajo la basílica de la Sagrada Familia (Patrimonio de la Humanidad por la UNESCO), utilizando una tuneladora (TBM) (Figura 1). La construcción de la basílica (diseñada por Antonio Gaudí), que comenzó en 1882 y está todavía en curso, atrajo la atención de los políticos y de la prensa, que temían por la seguridad de la basílica. Un pozo de emergencia fue excavado cada 700 m de túnel. Estos pozos eran excavaciones profundas realizadas mediante la técnica de "Cut and Cover" en combinación con bombeos desde pozos profundos. Las medidas de seguridad se incrementaron para la construcción de los dos pozos situados cerca de la Basílica (Figura 1), que estaban en las calles de Bruc y de Padilla. Se consideraron tres opciones para la excavación de los pozos:

1. Pantalla cortas hasta la mínima profundidad requerida estructuralmente.

2. Pantallas largas hasta alcanzar un estrato de baja permeabilidad.
3. Pantallas cortas alargadas con jet-grouting hasta alcanzar un estrato de baja permeabilidad.

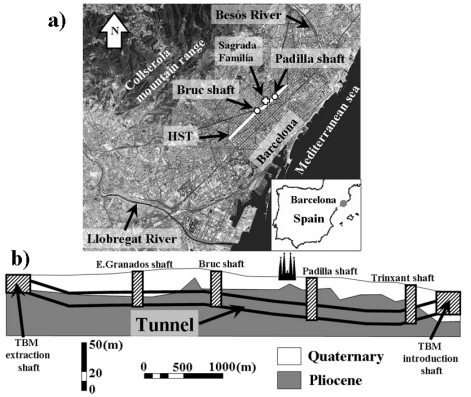


Figura 1. a) Vista en planta de los sitios de estudio. b) Perfil esquemático de la construcción.

El requisito principal de la Administración era reducir todo posible los movimientos en los edificios cercanos y el valor de 5 mm fue definido como el límite máximo para los asientos. Los análisis iniciales de las excavaciones incluyeron un cálculo hidro-mecánico del problema por medio de PLAXIS, y los desplazamientos fueron estimados teniendo en cuenta el bombeo y la excavación. Los parámetros de rigidez del suelo fueron derivaros principalmente de presiómetros analizando la fase de carga-descarga, pero aquellos valores estaban por debajo de la rigidez real del suelo, lo cual será discutido más adelante. Por lo tanto, dados los grandes asientos estimados, la primera opción no fue considerada. Entonces, las opciones 2 y 3 fueron las elegidas para la excavación de los pozos en Bruc y en Padilla, respectivamente. Durante (y después de) la construcción de los pozos no surgieron problemas, pero el coste se incrementó considerablemente por las medidas de seguridad adoptadas (alargamiento de los recintos mediante pantallas y jet-grouting).

Los objetivos de este trabajo son: (1), desde un punto de vista hidráulico, estudiar la eficacia de alargar los recintos, cuando esta medida sólo se utiliza para evitar las subsidencias causadas por el bombeo y (2) cuantificar las propiedades hidráulicas a escala real de un recinto de jet-grouting.

Planteamiento del problema

Descripción geográfica, geológica e hidrogeológica

Es suelo sobre el que se sitúa Barcelona esta compuesto por Cuaternario y sedimentos terciarios. Estos materiales se encuentran por encima de las formaciones Paleozoicas y/o Triásicas. En general, el túnel discurre por materiales Terciarios, pero en algunos lugares también atraviesa el Cuaternario (Figura 1b).

Los materiales terciarios son de edad Pliocena y se componen de arcillas, margas grises y secuencias de conglomerado con una matriz de arenosa-arcillosa. El Plioceno se caracteriza por una alternancia de estas litologías.

Por encima del Plioceno se sitúa el Cuaternario, el cual puede dividirse en: Pleistoceno y Holoceno. Los depósitos Pleistocenos se componen de gravas con matriz de arcillosa en la parte inferior. Estos materiales aluviales quedan recubiertos por depósitos eólicos compuestos por limos marrón-amarillentos que contienen nódulos calcáreos. Por último, en la parte superior de esta secuencia puede haber un estrato de calcreta. Esta secuencia de materiales puede encontrarse repetida en algunos lugares hasta tres veces. Los depósitos del Holoceno se componen de:

•Depósitos torrenciales y aluviales formados por sedimentos detríticos finos (arcillas rojas o limos).
•Gravas y arenas aluviales.
•Arenas planicie costera.

La geología de los lugares de estudio (Bruc y Padilla) se caracterizó mediante la descripción y correlación de varios sondeos perforados. Además, un registro de Rayos Gamma fue obtenido de cada uno de los sondeos y usado para la correlación. La Figura 2 muestra las secciones geológicas de Padilla y Bruc, respectivamente. Los sedimentos Cuaternarios y Terciarios se pueden considerar como un solo acuífero con una heterogeneidad vertical considerable. Su transmisividad efectiva (T_{eff}) es 100-200 m^2/d. La conductividad hidráulica (k) de las capas arcillosas oscila entre 0,001 y 0,01 m/d, y la de las de arenosa y/o grava varía de 0,1 a 10 m/d.

Descripción del estado del suelo

La estructura y los parámetros mecánicos de un suelo dependen directamente de los procesos sufridos por el suelo en el pasado. Las

primeras etapas de urbanización en Barcelona se asociaron con un aumento de la actividad industrial. Los bombeos de las industrias provocaron una disminución significativa de los niveles de agua subterránea y el posterior declive de las industrias urbanas condujo a la recuperación de niveles (Vázquez-Suñe, et al., 2005). Un efecto secundario de las fluctuaciones del agua subterránea fue la preconsolidación del suelo. Por lo tanto, el suelo se comporta elásticamente y tiene una rigidez considerable siempre y cuando las oscilaciones del agua subterránea no excedan el máximo descenso alcanzado durante el período industrial (10-15 m).

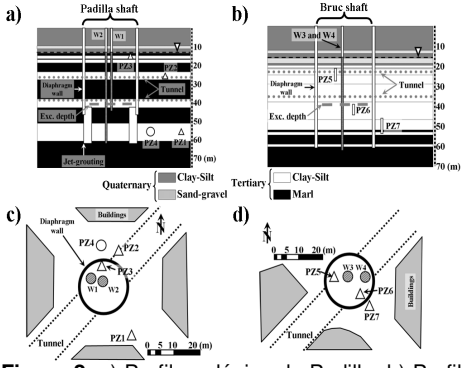


Figura 2. a) Perfil geológico de Padilla. b) Perfil geológico de Bruc. c) Vista en planta de Padilla. d) Vista en planta de Bruc.

Características de construcción

Se hicieron dos pozos circulares (pozos de Padilla y Bruc) de 19,7 m de diámetro y con profundidades de 41 y 40 m, respectivamente. Los recintos se profundizaron hasta alcanzar un estrato Terciario de baja permeabilidad con el fin de reducir el bombeo (Figura 2). Solo pantallas fueron usadas en el recinto de Bruc, alcanzando una profundidad de 61 m. Estas pantallas fueron hechas de hormigón armado desde la superficie hasta una profundidad de 45m (profundidad mínima requerida estructuralmente) y sin armar de 45 a 61 m de profundidad. El recinto Padilla consistió en pantallas de hormigón armado hasta los 46,5 m y pilotes de jet-grouting de 42.5 a 61.5 m de profundidad (donde se encuentra el estrato de baja permeabilidad). El jet-grouting utilizado fue de "doble fluido" y sus características de construcción se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Características del jet-grouting.

Characteristics of the double fluid jet-grouting	
Pressure injection of cement	300 bars
Pumped rate of cement	Up to 400 l/min
Air pressure	10-12 bars
Maximum quantity of cement	1800 kg/m
Ratio water/cement	Between 1/0.87 and 1/1.05
Ascent velocity	6.5 m/min
Rotation velocity	10 r.p.m
Diameter of nozzle	4.6 mm

Conceptos básicos

Modelos numéricos hidrogeológicos

Diferentes modelos numéricos hidrogeológicos fueron usados para alcanzar los objetivos. Se utilizó el código de elementos finitos TRANSIN-IV (Medina y Carrera, 2003), con la interfaz VISUAL TRANSIN (UPC, 2003). Los modelos empleados fueron axisimétricos o multicapa dependiendo de la geometría de cada caso (Figura 3). Los límites laterales se situaron suficientemente lejos del punto de bombeo para asegurarse de que no se veían afectados por el bombeo. Los límites superior e inferior eran de flujo nulo y el caudal o el nivel se prescribieron en el pozo de bombeo.

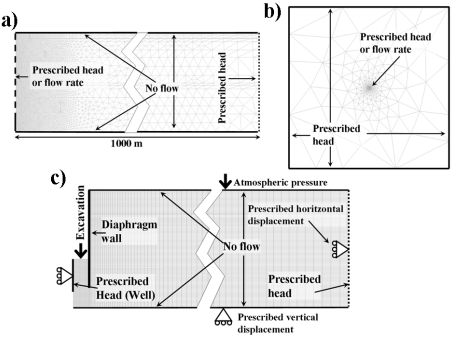


Figura 3. a) Modelo de flujo axisimétrico. b) Modelo de flujo multicapa. c) Modelo hidro-mecánico axisimétrico.

Los modelos numéricos fueron usados para estimar parámetros hidráulicos empleando los datos medidos durante los ensayos de bombeo. Los modelos también se usaron para simular varios escenarios de drenaje con el fin de escoger el mejor diseño.

Estabilidad del fondo (factor de seguridad)

Se compararon los resultados de varios escenarios de drenaje, cuya principal diferencia era la profundidad del recinto y donde la estabilidad del fondo de la excavación debía estar garantizada en todos los escenarios. El

agua subterránea puede dar lugar a problemas de estabilidad en el fondo de la excavación como el sifonamiento o el levantamiento de fondo. La existencia de tensiones efectivas positivas son características de ambos problemas. La tensión efectiva vertical puede calcularse aplicando la ecuación de Terzaghi en la dirección vertical (Terzaghi y Peck, 1948)

$$\sigma'_V = \sigma_V - u \qquad (1)$$

dónde σ'_V es la tensión vertical efectiva, σ_V es el esfuerzo vertical total y u es la presión del agua. El esfuerzo vertical total viene dado por

$$\sigma_V = z\gamma_S \qquad (2)$$

y la presión del agua como

$$u = h\gamma_W \qquad (3)$$

donde z es la profundidad del punto, γ_W es el peso específico del agua, γ_S el peso específico del suelo, que se asume de 20 kN/m^3, y h es el nivel en el punto. Se alcanzan las condiciones inestables cuando $\sigma'_V \leq 0$, que ocurre cuando el sistema de drenaje (pozos y pantallas) no está diseñado correctamente. El sistema de drenaje debe asegurar $\sigma_V > u$ o $\sigma_V / u > 1$ en cada punto por debajo del fondo de la excavación. Pero en la práctica, debido a la incertidumbre del suelo, es común aplicar un factor de seguridad (*SF*) para garantizar la estabilidad. Por lo tanto, se adoptó un *SF* de 1,2,

$$SF = \frac{\sigma_V}{u} \geq 1.2 \qquad (4)$$

Predicciones de asientos

Los asientos provocados por el bombeo fueron calculados en cada uno de los escenarios usando una aproximación analítica y un modelo hidro-mecánico acoplado. Ambas metodologías requieren conocer la compresibilidad de cada capa i (α_i), que puede ser derivada a partir del coeficiente de almacenamiento usando la ecuación propuesta por Jacob (1950) para acuíferos elásticos,

$$\alpha_i = \frac{S_i}{\gamma_w D_i} - \theta_i \beta \qquad (5)$$

donde S_i es el coeficiente de almacenamiento, D_i es el espesor de la capa, θ_i es la porosidad y β es la compresibilidad del agua, que es mucho más pequeña que las compresibilidades típicas del suelo y puede ser despreciada. De hecho, si β no es considerada $S_{Si} = \alpha_i \gamma_W$, donde S_{Si} es el coeficiente de almacenamiento específico de la capa *i*. Por lo tanto, para calcular los asientos causados por bombeo, sólo necesitamos saber S_{Si} (o S_i), que puede obtenerse a partir de ensayos hidráulicos.

El cálculo analítico se realizó a partir del descenso a diferentes distancias y profundidades derivado del modelo de flujo. El asiento en la superficie del acuífero se calculó con la ecuación propuesta por Cashman y Preene (2001), la cual asume que todos los desplazamientos se producen en la dirección vertical,

$$\rho = \sum_i \gamma_W s_i D_i \alpha'_i \qquad (6)$$

donde ρ es la asiento total, s_i es el descenso en la capa *i* y α'_i es la compresibilidad de cada capa teniendo en cuenta que los desplazamientos solo ocurren en la dirección vertical. α'_i puede ser obtenido a partir de

$$\alpha'_i = \alpha_i \frac{(1+\upsilon_i)}{3(1-\upsilon_i)} \qquad (7)$$

dónde υ_i es el coeficiente de Poisson de la capa *i*. Para validar el método analítico, también se calcularon los asientos numéricamente, donde se considera que los desplazamientos causados por bombeo no sólo son verticales.

El modelo de hidro-mecánico fue construido usando el código de elementos finitos CODE_BRIGHT (Olivella, et al., 1994, Olivella, et al., 1996) que resuelve problemas hidro-mecánicos acoplados en medios porosos. La Figura 3c muestra las condiciones de contorno del modelo. Suponiendo elasticidad lineal, los únicos parámetros mecánicos necesarios fueron el módulo de Young (E) y el coeficiente de Poisson. Este se asumió que era 0,35 para todas las capas. El módulo de Young se obtuvo a partir de la compresibilidad (teniendo en cuenta que los desplazamientos no solo eran verticales), como

$$E_i = \frac{3(1-2\upsilon_i)}{\alpha_i} \qquad (8)$$

Aplicación

La aplicación de los procedimientos mencionados implica, en primer lugar, la caracterización hidrogeológica, en segundo lugar, del recinto, y en tercer lugar, la predicción de la estabilidad de la excavación y las consecuencias del bombeo. Estos pasos se describen a continuación.

Caracterización hidráulica del suelo

Padilla

Un ensayo de bombeo se llevó a cabo en Padilla, antes de la construcción de las pantallas, para estimar los parámetros hidráulicos del suelo. Los pozos de bombeo y los piezómetros fueron diseñados de acuerdo con la geología de la zona. Las Figuras 2a y 2c muestran la profundidad de las rejillas y la ubicación de los tres piezómetros (PZ1, PZ2 y PZ3), y el pozo de bombeo (W1). Los niveles se midieron de forma manual y automática. El caudal de bombeo se midió con un caudalímetro electromagnético y fue de 4,5 l/s. El ensayo duró cuatro días, dos de bombeo y dos de recuperación. El ensayo se interpretó con un modelo axisimétrico de flujo. Las figuras 4a, 4b y 4c muestran el ajuste de las curvas de los piezómetros PZ1, PZ2 y PZ3. Los parámetros hidráulicos de las capas situadas por debajo de nivel freático se muestran en la Tabla 2. Estos resultados fueron verificados comparando la transmisividad efectiva obtenida numéricamente (180 m^2/d), con la transmisividad obtenida analíticamente mediante la aplicación del método de Jacob (200 m^2/d).

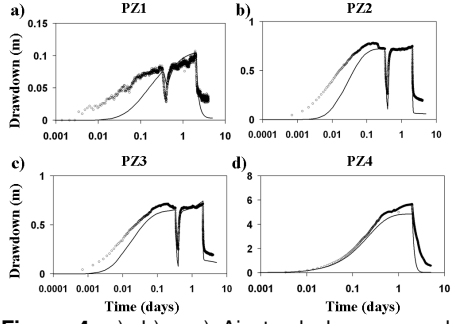


Figura 4. a), b) y c) Ajuste de las curvas de descensos del primer ensayo de Padilla. d) Ajuste de la curva de descensos del segundo ensayo de Padilla.

Tabla 2. Descripción y valores estimados del primer ensayo en Padilla.

Lithology	Top (depth)	Bottom (depth)	k (m/d)	S_s (m^{-1})
Sandy silt	0	0.3	0.21	2.40E-01
Silty calys with sand	0.3	1.2	0.034	6.00E-05
Fine - medium sands	1.2	2.9	0.12	3.00E-05
Silty clays	2.9	3.3	0.042	5.10E-05
Fine - medium sands with silt	3.3	5.1	0.41	2.40E-05
Sandy silt with sand layers	5.1	9.9	0.3	6.40E-05
Sands with some of clays	9.9	14.1	0.3	5.90E-05
Silty clays with some sand layers	14.1	24.6	0.072	9.90E-06
Fine - medium sands	24.6	29.1	26.46	9.90E-06
Mud	29.1	37.5	0.0026	9.20E-06
Medium sands	37.5	47.15	5.5	9.80E-06
Mud	47.15	57.15	0.004	1.00E-05

Bruc

Tres piezómetros fueron usados también en el ensayo de Bruc (PZ5, PZ6, PZ7). Las Figuras 2b y 2d muestran su ubicación y la profundidad de sus rejillas al igual que las de los dos pozos de bombeo usados (W3 y W4). El caudal, medido igual que en Padilla, fue de 10 l/s. El ensayo duró cuatro días, dos de bombeo y dos de recuperación y se interpretó numéricamente obteniendo unos ajustes (Figura 5) y resultados correctos. La transmisividad efectiva calculada utilizando el método de Jacob fue 140-170 m^2/d, que es similar al obtenido integrando los valores de la Tabla 3.

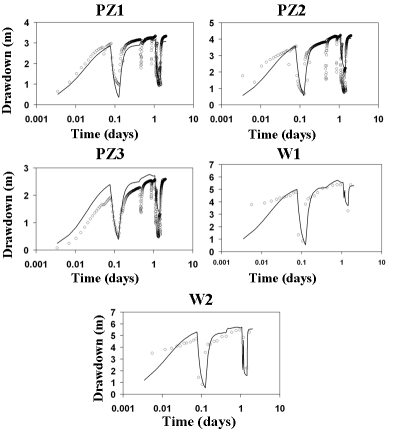


Figura 5. Ajustes de las curvas de descensos del ensayo de bombeo de Bruc.

Tabla 3. Descripción y valores estimados del ensayo de Bruc

Lithology	Top (depth)	Bottom (depth)	k (m/d)	S_s (m^{-1})
Medium sand with clay matrix	0	1.8	1	1.60E-01
Clay	1.8	12	0.01	9.80E-07
Gravel and sand with clay matrix	12	12.6	10	6.25E-06
Clay	12.6	16	0.01	4.17E-06
Sand and gravel with clay matrix	16	18.5	5	4.60E-06
Clay	18.5	19.5	0.048	9.70E-06
Fine - medium sand	19.5	20.7	9.92	8.15E-06
Mud	20.7	21.2	0.2	1.89E-05
Fine - medium sand	21.2	24.3	3.95	3.10E-06
Fine - medium sand with clay matrix	24.3	28.8	4.12	2.20E-06
Medium - coarse sand with clay matrix	28.8	37.7	4.91	1.14E-06
Fine sand with clay matrix	37.7	46.4	2.99E-01	1.24E-06
Fine - medium sand with clay matrix	46.4	51.5	0.025	1.75E-06
Mud	51.5	52.6	0.001	5.70E-06
Fine - medium sand with clay matrix	52.6	54.1	16.45	5.60E-06
Mud	54.1	58.7	0.0009	1.19E-05
Medium sand with clay matrix	58.7	69	1.00E+00	1.27E-05
Mud	69	70	1.00E-04	1.38E-06

Caracterización hidráulica del recinto

Un segundo ensayo que consistía en bombear dentro y observar fuera se realizó para verificar la estanquidad de los recintos. Las pantallas del pozo de Bruc llegaban hasta un estrato terciario de baja permeabilidad y no se observaron descensos fuera cuando se bombeo, lo que sugiere que el recinto estaba bien hecho.

En el recinto de Padilla se bombeo para cuantificar las propiedades hidráulicas del jet-grouting y los descensos en el exterior fueron importantes cuando se bombeo. Se bombeo desde el pozo W2 que estaba ranurado en todo el espesor atravesado por las pantallas. Un nuevo piezómetro (PZ4 que sustituía al PZ1) y ranurado en la capa más transmisiva cruzada por los pilotes de jet-grouting fue usado (Figura 2c). El caudal medio bombeado fue de 5 l/s, y el ensayo duró cuatro días, dos de bombeo y dos de recuperación. Esta vez el ensayo se interpreto numéricamente utilizando un modelo multicapa dada la geometría del problema. La conductividad hidráulica efectiva del recinto jet-grouting obtenida fue de 0,6 m/d. La Figura 4d muestra el ajuste del PZ4.

Sistemas de drenaje

Los sistemas de drenaje empleados en ambos sitios se compararon con escenarios alternativos. Las comparaciones consideraron el factor de seguridad, el caudal y los asientos exteriores debidos al bombeo. La profundidad estructural mínima del recinto se respeto en todos los escenarios. El pozo de bombeo se situó en el centro del recinto para permitir las comparaciones.

Padilla

Dos escenarios se consideraron para el pozo de Padilla. El primero idéntico a la excavación real (46,5 m de pantallas y pilotes de jet-grouting desde los 42,5 hasta los 61.5 m). El jet-grouting no se considero para el segundo de los escenarios, por lo que el recinto consistía sólo en las pantallas. El nivel se prescribió para obtener un *SF* de 1,2. En el primer escenario, el descenso en el pozo de bombeo tuvo que ser de 45 m mientras que en el segundo de 60m.

Los asientos debidos al bombeo se calcularon analíticamente en la superficie a 20 m del centro de la excavación (Ecuación 6) y numéricamente. Los asientos analíticos fueron de 1,9 y 3,1 mm para el primero y segundo escenario respectivamente. Los asientos calculados numéricamente fueron 1,6 y 2,2 mm. El caudal de bombeo aumentó de 1300 m^3/d en el primer escenario a 2150 m^3/d en el segundo escenario.

Bruc

Tres escenarios fueron considerados en el pozo de Bruc. El primero como el recinto real (pantallas hasta los 60 m). Los recintos de los otros dos escenarios eran menos profundos. En el segundo escenario, las pantallas llegaban hasta 54.1 m, y en el tercero, hasta los 51.5 m. Igualmente, el nivel en el pozo se fijo a una profundidad tal que se garantizará la seguridad del fondo de la excavación aplicando la (Ecuación 4). El descenso fue de 25 m para el primero y 30 m para el segundo y tercer escenarios. Los caudales de bombeo fueron de 6, 45 y 520 m^3/día, respectivamente.

Los asientos analíticos en superficie a 20 m del centro de la excavación, fueron de 1 y 2,4 mm para el segundo y tercer escenarios (para el primero fueron insignificantes), mientras que los asientos calculados numéricamente fueron 1,5 y 2,3 mm.

Evolución real del drenaje

Las soluciones adoptadas para la construcción de los recintos fueron las enfocadas a minimizar el bombeo (es decir, los primeros escenarios en los dos sitios). Por tanto, durante el drenaje de Bruc no se observaron descensos fuera del recinto. Por esta razón, sólo los datos recogidos durante la excavación del pozo de Padilla se incluyen en este estudio. El drenaje de la excavación de Padilla comenzó una vez completado el recinto (pantalla+jet-grouting). El drenaje se realizo usando cuatro pozos de bombeo (Figura 6). Los asientos fueron medidos en los puntos de que se muestra en la figura 6a. La figura 6b muestra la evolución del nivel durante el drenaje en PZ4 y en el pozo de bombeo. El máximo descenso en el interior del recinto fue de 45 m y unos 20 m fuera del recinto. La figura 6c muestra la evolución de los asientos en 5 puntos de control. El comportamiento elástico del suelo se pudo observar durante el ensayo de bombeo realizado a mediados de mayo de 2010. La mayoría de los asientos se produjo cuando el bombeo no estaba activo. Una caída moderada de 1mm se observo durante la segunda prueba de bombeo y el comienzo de la excavación. Dado que la caída es homogénea en todos los puntos de monitoreo y, ya que el recinto de jet-grouting se completó antes del segundo ensayo, la caída podría ser consecuencia de la distribución de esfuerzos posterior a la inyección del jet-grouting y la construcción de las pantallas.

Se puede observar que la pendiente de los asientos se reduce y permanece estable hasta mediados de Junio, cuando se observo un levantamiento de 0,5 y 0,8 mm. Posteriormente, cuando la excavación cesó, aproximadamente el 20 de junio, se observó un gran aumento de los asientos (1 mm). Por último, cuando cesó el bombeo (30 de junio) la evolución de los asientos estaba en su punto más bajo y se

observó una recuperación posterior de 0,8 mm en todos los puntos.

La estabilización medida a finales de Mayo, el aumento observado el 15 de junio y el hecho de que los asientos debidos al bombeo no se observaron cuando durante el inicio del drenaje, se atribuyen al rebote debido a la descarga causada por la excavación (Zhang, et al., 2013). De hecho, los asientos por bombeo sólo se observaron cuando la fase de excavación cesó.

La simulación del drenaje ajustó adecuadamente en PZ4 y en el pozo de bombeo (Figura 5b). Los otros piezómetros estaban inutilizados debido a daños sufridos durante las obras. Los asientos numéricos calculados fueron de 1,6mm y los analíticos fueron de 2,6mm. Ambos valores fueron más grandes que los observados (Figura 6c). Las diferencias entre los calculados y los medidos se pueden atribuir a dos factores. Por un lado, los asientos calculados pertenecen al régimen estacionario de flujo, que no se logró durante el drenaje. Por otra parte, el rebote del suelo debido a la descarga inducida por la excavación, la cual no fue modelada, dio lugar a un movimiento contrario con respecto a los asientos de bombeo.

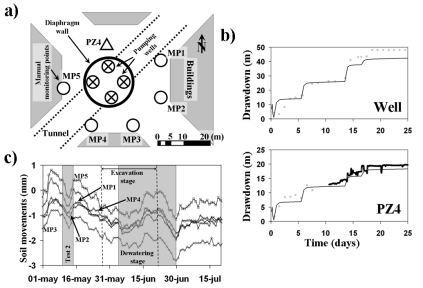


Figura 6. a) Puntos de observación de los asientos en Padilla. b) Evolución de los descensos durante el drenaje. c) Evolución de asientos.

Discusión

Diferentes medidas son adoptan para minimizar los movimientos del suelo cuando una excavación se lleva a cabo bajo el nivel freático en una zona urbana. El diseño del bombeo se convierte en una cuestión importante en este contexto.

Un sistema de drenaje fue diseñado para llevar a cabo el pozo de Padilla con pantallas cortas. Pero el recinto se profundizó con pilotes de jet-grouting para minimizar los descensos exteriores y reducir los asientos causados por el bombeo. El jet-grouting fue desarrollado para aumentar la resistencia al corte en suelos finos, por lo tanto su capacidad para impermeabilizar fue testada en el campo.

La conductividad hidráulica del recinto de jet-grouting de Padilla se calculó mediante la interpretación de dos ensayos de bombeo, uno realizado antes y otro después de la construcción del recinto. Los resultados muestran que el jet-grouting redujo la conductividad hidráulica de la zona tratada, pero el bombeo todavía era necesario. La permeabilidad de la zona se redujo desde 5,5 hasta 0,6 m/d. La reducción de la permeabilidad fue significativa (90%), mientras que la reducción del caudal requerido después de la comparación de los escenarios con y sin jet-grouting fue mucho más pequeña (2150 a 1300 m^3/día, 40%), ya que la impermeabilización se limitaba a la zona tratada.

Dos escenarios con recintos de diferente profundidad se compararon para el caso de Padilla, el primero requería 1182 m^2 más de jet-grouting que el segundo, lo que aumenta el coste. Los resultados muestran que, aunque los asientos disminuyen cuando el recinto es más profundo, no desaparecen. Su magnitud era similar y ninguno de los escenarios habría planteado un riesgo para los edificios cercanos. Del mismo modo, el caudal de bombeo se reduce cuando se alarga el recinto, pero no se elimina, este sigue siendo necesario para garantizar condiciones estables en el fondo de la excavación.

Los resultados del primer escenario (pantallas y jet-grouting), que fue el empleado, se compararon con las observaciones de campo. Los asientos medidos durante la construcción muestran la rigidez del suelo y su comportamiento elástico. Por lo tanto, los asientos debido al bombeo fueron pequeños y se recuperaron cuando este terminó. Los asientos medidos y calculados no fueron exactamente iguales. Los calculados (analíticos y numéricos) fueron superiores a los observados, aunque la diferencia fue pequeña. Sin embargo, los numéricos fueron más similares. Esto podría deberse a que los asientos calculados se obtuvieron para un régimen estacionario de flujo, que no se logró durante el drenaje. Por otra parte, el levantamiento de suelo debido a la excavación no fue modelado. Pero, los asientos numéricos y medidos eran comparables tomando en cuenta estas dos consideraciones. Las diferencias entre los resultados analíticos y los asientos medidos fueron mayores debido a que la solución analítica considera que todos los

desplazamientos se producen en la dirección vertical, cosa que no es del todo cierta. Pero en cualquier caso, la desviación no es muy alta y la metodología analítica también puede ser usada para aproximar asientos causado por bombeo en suelos preconsolidados. Por lo tanto, ambas metodologías fueron útiles para comparar los asientos de bombeo en varios escenarios.

El coeficiente de almacenamiento del suelo, que se obtuvo a partir de un ensayo de bombeo, se utilizó para determinar algunos de los parámetros mecánicos del suelo. Esto fue importante ya que las propiedades mecánicas se obtuvieron sin modificar el suelo, lo que no es posible cuando los parámetros mecánicos se calculan en el laboratorio o a partir de pruebas de campo en el interior de sondeos. De hecho, las estimaciones preliminares de los asientos debido al drenaje fueron mayores de los 5mm impuestos por la Administración, ya que los parámetros elásticos no eran reales.

Los resultados del pozo de Bruc fueron similares. Los efectos del bombeo se calcularon y compararon tres escenarios diferentes. El escenario 1 representaba el recinto empleado para la excavación, mientras los escenarios dos y tres significaban una reducción en las pantallas empleadas de 730 y 1050 m^2 respectivamente. Los resultados muestran que los asientos disminuyen con el aumento de la profundidad del recinto. Sin embargo, el aumento no es grande. En ninguno de los escenarios los asientos hubieran puesto en peligro los edificios cercanos. El caudal requerido para alcanzar condiciones estables también incrementa. Pero su magnitud indicó que el agua podría ser bombeada mediante el uso de un solo pozo de bombeo.

Por lo tanto, el coste adicional de alargar los recintos no se ve respaldado por los resultados. Si el suelo es preconsolidado, las excavaciones pueden abaratarse combinando recintos superficiales con bombeos desde pozos profundos.

Conclusiones

Varias conclusiones se pueden extraer de las observaciones y los resultados presentados en este estudio.

El jet-grouting se inventó para mejorar la resistencia al corte del suelo. Esta capacidad no se discute ya que ha sido probada. Pero el jet-grouting también se usa para impermeabilizar el suelo y reducir los efectos del bombeo fuera de excavaciones que necesitan drenaje. Este estudio demuestra que la reducción en la conductividad hidráulica de un suelo tratado con jet-grouting puede no ser suficiente para eliminar el descenso y los asientos fuera del recinto.

Dos metodologías para calcular los efectos del bombeo en suelos preconsolidados se presentan en este estudio. El método analítico, que considera que toda la deformación tiene lugar en la dirección vertical, nos permite calcular los asientos con un error moderado. El método numérico, cuyos resultados también fueron comparables con los valores medidos, considera que los desplazamientos pueden ser en cualquier dirección. Ambos métodos dan resultados adecuados teniendo en cuenta que éstos se obtuvieron en régimen estacionario de flujo y que los métodos no tienen en cuenta el levantamiento del suelo debido al proceso de excavación.

Los parámetros mecánicos necesarios para predecir los movimientos del suelo causados por el bombeo se obtuvieron a partir del coeficiente de almacenamiento del suelo, que se estimo mediante un ensayo de bombeo. Este modus operandi es una ventaja, ya que no modifica las propiedades del suelo, como es el caso de las pruebas de laboratorio o pruebas de campo realizadas en el interior de sondeos.

La profundidad de los recintos es a menudo incrementada para reducir los efectos de bombeo, lo que aumenta considerablemente el coste de la excavación. En este estudio, diversos escenarios variando la profundidad del recinto son analizados. En ninguno de los escenarios los asientos absolutos fueron significativos y además, los asientos diferenciales fueron insignificantes. El coste adicional generado por el alargamiento del recinto no está compensado por la reducción del caudal ni de los efectos del bombeo fuera del recinto. Las medidas de seguridad antes mencionadas fueron adoptadas, en Bruc y Padilla, dado que la construcción del túnel bajo la Basílica de la Sagrada Familia era un motivo de preocupación en la ciudad. De hecho, una comisión nombrada por la UNESCO actuó en calidad de observadores externos. Esa preocupación explica los bajos límites para los asientos permisibles establecidos por la Administración, en este caso en particular.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a ADIF (Administración), SACYR (empresa de construcción) y INTECSA-INARSA (Asistencia técnica), por su apoyo durante el seguimiento hidrogeológico de las obras. Los autores fueron designados por ADIF como asesores externos

durante la construcción del túnel. Igualmente este estudio está subvencionado por el Ministerio Español de Ciencia e Innovación (proyecto HEROS: CGL2007-66748 y el proyecto MEPONE: BIA2010-20244) y la Generalitat de Catalunya (Grup de Recerca CONSOLIDADO: Grup d'Hidrologia Subterrania, 2009-SGR-1057). E. Pujades y S. De Simone agradecen el apoyo financiero de la AGAUR (Generalitat de Catalunya) a través de "la beca para universidades y centros de investigación para la contratación de personal investigador novel (FI-DGR 2011 - FI-DGR 2012)".

Referencias

Allan, M., Kukacka, L., 1995. Analysis of core samples from jet grouted soil. Brookhave national laboratory – BNL-62357, Informal report, New York, United States of America.

Berry, G., Shiriaw, J., Hayata, K., Tan, S., 1988. A review of grouting techniques utilised for bored tunnelling with emphasis on the jet grouting method. Construction and Building Materials, 2 (1), 34-41.

Cashman, P.M., Preene, M., 2001. Groundwater lowering in construction – A practical guide. Spon press, London.

Davis, G. M., Horswill, P., 2002. Groundwater control and stability in an excavation in Magnesian Limestone near Sunderland, NE England. Engineering Geology, 66, 1-18.

Fang, Y. S., Liao, J.J., Sze, S. C., 1994. An empirical strength criterion for jet grouted soilcrete. Engineering Geology, 37, 285-293.

Forth, R.A., 2004. Groundwater and geotechnical aspects of deep excavations in Hong Kong. Engineering Geology, 72, 253–260.

Gue, S. S., Tan, Y. C., 2004. Two case histories of basement excavation with influence on groundwater. Keynote lecture, international conference on structural and foundation failures (ICSFF), Singapore, 2nd-4th August, 2004.

Hsi, J., Small, J., 1992. Ground settlements and drawdown of the water table around an excavation. Canadian Geotechnical Journal, 24, 740-756.

Jacob,C . E., 1950. Flow of groundw ater, in Rousep, H. (Eds.), EngineeringH ydraulics. John Wiley, New York, pp. 321-386.

Lancellotta, R., 1995. Geotechnical engineering, second ed. Taylor and Francis, Abingdon.

Medina A, Carrera J, 2003. Computational different type of dataGeostatistical inversion of coupled problems: dealing with computational burden and different types of data. Journal of Hydrology, 281 (4), 251-264.

Olivella S., Carrera J., Gens A. & Alonso E.E. (1994). Non-isothermal multiphase flow of brine and gas through saline media. Transport In Porous Media, 15, 271–93.

Olivella S., Gens A., Carrera J. & Alonso E.E. (1996). Numerical formulation for a simulator (CODE_BRIGHT) for the coupled analysis of saline media. Eng. Computations, 13, 87–112.

Powers, J. P., Corwin, A. B., Schmall, P. C., Kaeck, W. E., 2007. Construction dewatering and groundwater control - New methods and applications, third ed. John Wiley and Sons, United States of America.

Pujades, E., Carrera, J., Vázquez-Suñé, E., Jurado, A., Vilarrasa, V., Mascuñano-Salvador, E., 2012. Hydraulic characterization of diaphragm walls for cut and cover tunnelling. Engineering Geology, 125, 1-10.

Saurer, E., Lesnik, M., 2011. Grid space optimization of jet grouting columns, in: Anagnostopoulos, Pachakis and Tsatsanifos (Eds.), Proceedings of the 15th European conference on soil mechanics and geotechnical engineering, IOS Press, pp. 1055-1060. doi: 10.3233/978-1-60750-801-4-1055

Terzaghi, K., Peck, R.B., 1948. Soil mechanics in engineering practice, second ed. John Wiley and Sons, United States of America.

UPC (2003). Codigo Visual Transin 1.1 R65. Developed in the Department of Geotechnical Engineering and Geosciences (ETCG), UPC.

Vázquez-Suñé, E., Sánchez-Vila, X., Carrera, J., 2005. Introductory review of specific factors influencing urban groundwater, an emerging branch of hydrogeology, with reference to Barcelona, Spain. Hydrogeology Journal, 13, 522-533.

Vilarrasa, V., Carrera, J., Jurado, A., Pujades, E., Vazquez-Sune, E., 2012. A methodology for characterizing the hydraulic effectiveness of an annular low-permeability barrier. Engineering Geology, 120, 68–80.

Wong, L. W., Patron, B. C., 1993. Settlements induced by deep excavations in Taipei. Proceedings of 11th Southeast Asian Geotechnical Conference, Singapore, 787-791.

Xanthakos, P., Abramson, L., Bruce, D., 1994. Ground control and improvement. John Wiley and Sons, United States of America.

Tratamiento pasivo de aguas ácidas de mina con alta concentración de metales

Carlos Ayora[1], Manuel A. Caraballo[2], Francisco Macías[3], Tobias W. Rötting[4], Jesús Carrera[1] y José-Miguel Nieto[3]

[1] Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua, CSIC, Jordi Girona 18, 08024 Barcelona
[2] Dept. of Geosciences, Virginia Tech Blacksburg VA 24061, USA
[3] Dpto. de Geología, Universidad de Huelva, Campus El Carmen, 21071 Huelva, España
[4] Dpto. de Ingeniería del Terreno, UPC, Jordi Girona 1-3, 08024 Barcelona a.

Mail de contacto: caigeo@idaea.csic.es

RESUMEN

La Faja Pirítica Ibérica contiene alrededor de un centenar de focos de generación de drenaje ácido de mina (AMD). Los sistemas tradicionales de tratamiento pasivo son ineficientes para este tipo de AMD, ya que debido a su alta acidez y concentración de metales, tiene lugar una abundante precipitación de sólidos. Como consecuencia se produce una colmatación de la porosidad y/o un recubrimiento muy rápido de los granos de reactivo. Para resolver este problema se ha desarrollado un material reactivo nuevo consistente en una mezcla de arena de caliza y virutas de madera. El pequeño tamaño de los granos produce la disolución rápida antes de su recubrimiento. La alta porosidad de la viruta retrasa la colmatación de los poros. La disolución de calcita eleva el pH hasta valores de 6.5 y los hidróxidos de los metales trivalentes (Al, Fe(III)) precipitan, pero no consigue una remoción completa de los metales divalentes. La magnesia cáustica (MgO) mantiene el pH entre 8.5 y 10, permitiendo la eliminación completa de metales divalentes.
Palabras clave: Agua de mina, tratamiento pasivo. Substrato alcalino disperso, caliza, magnesia cáustica

ABSTRACT

The Iberian Pyrite Belt (IPB) contains about one hundred abandoned sources of acid mine drainage (AMD). Traditional remediation systems are inefficient to treat the IPB mine waters. Due to their high acidity and metal loads, large amount of solids precipitate and clogging of porosity or passivation (coating) of the reactive grains quickly occurs. A mixture of fine-grained limestone sand and wood shavings was developed to overcome these problems. The small grains provide a large reactive surface and dissolve almost completely before they get coated. The high porosity retards clogging. Calcite dissolution only raises pH to values around 6.5, at which the hydroxides of trivalent metals (Al, Fe) precipitate, but it is not high enough to remove divalent metals. Caustic magnesia (MgO) buffers the solution pH between 8.5 and 10, and is very efficient to remove divalent metals from the water previously treated with calcite.
Keywords: Mine water, passive treatment, disperse alkaline substrate, limestone, caustic magnesia

Introducción

La meteorización de los sulfuros produce drenajes extremadamente ácidos que contienen altos niveles de sulfatos, hierro y otros metales y metaloides (Al, Cu, Pb, Zn, As, Cd, etc…) denominados drenajes ácidos de minas (AMD). Estos drenajes constituyen uno de los principales problemas medioambientales asociados a la explotación de sulfuros, y pueden causar graves problemas eclógicos y de salud pública. La Franja Pirítica Ibérica (FPI) situada al suroeste de la Península Ibérica, con unas reservas estimadas de 1700 t (Sáez et al,.. 1999), es una de las mayores anomalías mundiales de sulfuros masivos. La explotación minera de la FPI a lo largo de milenios (Nocete et al, 2005) ha acumulado grandes cantidades de residuos en la zona. La gran cantidad de residuos y de galerías expuestos a la intemperie, así como la ausencia de rocas carbonatadas en la zona han generado una proliferación de AMD que degradan seriamente dos de las principales cuencas de la provincia de Huelva, las de los ríos Odiel y Tinto. Sarmiento et al. (2009) han estimado que la carga transportada por los dos ríos representa el 3% del flujo global de Cu y el 15% del de Zn.

El río Tinto es una zona protegida por contener formas de vida extremófilas. En

cambio, la cuenca del Odiel es más extensa, su caudal es diez veces mayor que la del río Tinto y se utiliza para la agricultura. Se ha previsto la construcción de un embalse en Alcolea en la confluencia de los ríos Odiel y Oraque, que tendría que suministrar agua para regar 20.000 ha, así como para abastecer a 20 poblaciones, con un coste estimado de unos 200 M€. Este embalse estaría ubicado por debajo de la confluencia de los ríos Odiel y Oraque, fuertemente contaminados ambos por drenajes ácidos de minas (Figura 1). Sin embargo, Olias et al.., 2007, en una estimación inicial consideran que, sin tratamiento, las aguas de este embalse serian ácidas, contendrían niveles altos de aluminio y otros elementos tóxicos y no serian aptas para los usos previstos a no ser que se aplicara un ambicioso plan de remediación. La mayoría de las fuentes contaminantes de AMD en la cuenca del Odiel (escombreras, cortas, galerías) están abandonadas y la dispersión y el abandono de estas fuentes de contaminación a largo plazo requieren soluciones sostenibles y prolongadas. Además, no resulta viable tratar grandes volúmenes de agua (p. e. de los ríos). Por tanto, la solución al problema hay que buscarla en la instalación de tratamientos pasivos en el lugar donde se originan los contaminantes.

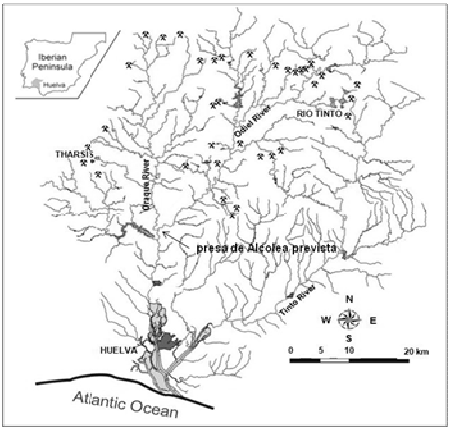


Figura 1.- Red fluvial y principales minas de la Cuenca del río Odiel

El objetivo de este artículo es describir las experiencias en remediación pasiva que se han llevado a cabo en la cuenca del Odiel a lo largo de los últimos diez años. El artículo incluye la aplicación de tratamientos convencionales y la discusión de las razones de su fracaso. Después se proponen algunas alternativas para tratar los problemas específicos de las aguas de mina de la FPI, y se describen los ensayos con los que se han obtenido mejores resultados.

Tratamientos pasivos convencionales

Los sistemas de remediación pasiva mejoran la calidad del agua utilizando únicamente fuentes energéticas naturales accesibles (el flujo natural del agua) y están diseñados para necesitar poco (aunque regular) mantenimiento para funcionar mientras dura su vida útil (PIRAMID Consortium, 2003). Es importante tener en cuenta que el substrato de relleno de utilizado en estos sistemas debe ser: 1) permeable, para facilitar el paso del agua, 2) reactivo, para permitir la interacción completa con el AMD durante el tiempo que el agua permanece para cada sistema específico, y 3) que no tenga un coste elevado.

En los últimos treinta años se han diseñado diversos sistemas para el tratamiento pasivo in-situ de AMD en distritos mineros de carbón. Entre ellos, la construcción de humedales es el más utilizado. Los humedales anaeróbicos (AnW) están constituidos por un substrato (≥ 0.3 m) compuesto por diversos tipos de materia orgánica, principalmente compost o estiércol. Estos substratos contienen bacterias que promueven la reducción de los sulfatos, lo cual genera alcalinidad y precipita los metales contaminantes como sulfuros (Walton-Day, 1999). En los humedales, la mayor parte del flujo es superficial y oxigenado, pero el flujo hiporréico y la difusión en el substrato promueven un ambiente reductor que transforma los solutos. El resultado es una reducción parcial del sulfato y la producción de alcalinidad. Sin embargo, el gran problema de estos humedales es su gran demanda de superficie, mientras que en la FPI los valles son estrechos y profundos. Otro sistema muy utilizado, que requiere menor superficie es el drenaje anóxico de caliza (ALD), consistente en una capa de caliza enterrada cuya disolución genera alcalinidad (Hedin et al., 1994). El aislamiento de la atmósfera mantiene el Fe y el Mn en estado reducido, y evita la precipitación de sus óxidos dentro el sistema. La oxidación del Fe (II) y el Mn(II) y la precipitación de sus óxidos se produce aguas abajo del sistema a expensas de la alcalinidad disuelta. Los principales problemas de los ALD surgen de las fases precipitadas. Así cuando el flujo de AMD que contiene O_2, Fe(III) y/o Al, circula a través se produce la precipitación: 1) en la superficie de los granos de calcita produciendo la "pasivación" o pérdida de reactividad y 2) en los poros produciendo 'colmatación' o perdida de

permeabilidad (Watzlaf et al., 2002; Cravotta, 2003). Para solucionar estos problemas se idearon los sistemas reductores productores de alcalinidad (RAPS) (Kepler and McCleary, 1994). Esencialmente un RAPS es un ALD recubierto por una capa de materia orgánica (compost, estiércol,…etc), que consume el O_2 disuelto y reduce el Fe(III) a Fe (II). Aunque originalmente no se había previsto en el diseño de los RAPS, se puede obtener una fuente adicional de alcalinidad mediante la reducción bacteriana del sulfato en la capa de materia orgánica. También, en la capa orgánica, se puede generar H_2S y la subsecuente precipitación de sulfuros metálicos insolubles. Este proceso depende sobre todo del tiempo de permanencia del agua en el sistema y no se tiene generalmente en cuenta en el diseño de los RAPS convencionales. Con estos sistemas se fuerza que todo el flujo de agua tenga que atravesar ambas capas, la orgánica y la de caliza, y su eficiencia mejora mucho respecto a los AnW, así como también disminuye la superficie necesaria.

La mayoría de experiencias que se han descrito anteriormente en relación a la remediación pasiva de aguas de minas, fueron diseñadas para funcionar en minas de carbón (Hedin et al., 1994; Rees et al., 2001; Younger et al., 2002; Ziemkiewcz et al., 2003; Watzlaf et al., 2004). La concentración de pirita presente en las escombreras y galerías de carbón es mucho menor que la que hay en los yacimientos de pirita masivos. Por lo tanto, los sistemas de tratamiento convencionales diseñados para los drenajes de minas de carbón generalmente tratan aguas con una acidez total de uno o dos órdenes de magnitud inferiores que las que se obtienen en la FPI (Figura 2). Por lo tanto, cuando aplicamos estos tratamientos convencionales a estas concentraciones de metales tan elevadas, se pierde rápidamente reactividad y permeabilidad del medio reactivo debido a la gran acumulación de precipitados alrededor de los granos de caliza y en los poros. Como consecuencia, solo se consume una pequeña parte del material reactivo antes que se produzca la pasivación o la colmatación.
Así, los tratamientos construidos por la Agencia del Medio Ambiente de Andalucía en 1993 resultaron ineficientes. El diseño de estos sistemas, que eran similares a los ALD, consistieron en unos fragmentos del tamaño grava de caliza rellenando pozos y galería. Se obtenían buenos resultados durante los primeros meses, pero pronto acababan perdiendo reactividad a causa de las precipitaciones de óxidos de hierro recubriendo los fragmentos de caliza (Lopez-Fernandez et al., 2003) En realidad, los valores de acidez de las aguas con DAM de la cuenca del Odiel están muy por encima del umbral del 2 mg/L Fe(III) y Al recomendado para el tratamiento con ALD (Younger et al, 2002).

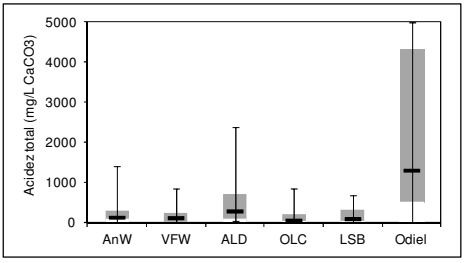


Figura 2.- Carga de acidez de los AMD de la cuenca del Odiel comparada con los drenajes de minas de carbón tratados mediante sistemas convencionales (datos de Ziemkiewcz et al., 2003).

Tratamiento pasivo de AMD con alta acidez

En todos los tratamientos pasivos de AMD se aprecian propiedades contradictorias referentes al tamaño de grano de reactivo: 1) los granos gruesos, tamaño grava, implican una mayor conductividad hidráulica y también poros grandes para contener los precipitados, pero menor superficie agua-solido, menor reactividad y además se recubren de precipitados impidiendo su disolución posterior (pasivación); 2) los granos finos, tamaño arena gruesa o menor, presentan mayor superficie y reactividad, pero menor conductividad hidráulica y poros pequeños donde alojar precipitados, y por lo tanto su colmatación temprana**.** Este dilema es mucho más acusado en las aguas con alta acidez y contenido en metales.

El Substrato Alcalino Disperso (DAS) fue ideado para solventar este aparente dilema sobre el tamaño de grano (Rötting et al., 2008a). Consiste en un reactivo de grano fino y alcalino (generalmente caliza) mezclado con un material inerte de grano grueso (generalmente virutas de madera), de manera que la superficie de esta matriz inerte está cubierta por el reactivo (Figura 3). El pequeño tamaño del material alcalino proporciona una mayor superficie reactiva que la que tendría la misma cantidad de material grueso, incrementando la disolución. También se puede disolver una mayor cantidad de cada grano antes de que el precipitado forme una gruesa costra sobre él, impidiendo que siga disolviéndose (pasivación). De esta manera se

aumenta la efectividad del reactivo consumido, que llega a consumirse en su práctica totalidad. Por otra parte, las partículas gruesas de la matriz inerte originan poros grandes y alta permeabilidad y separan individualmente los granos reactivos, así que los precipitados no encuentran grandes espacios entre los granos, con lo cual se retrasan los problemas de colmatación.

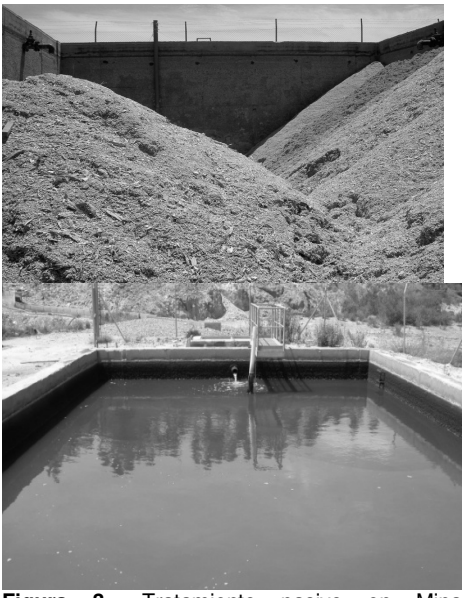


Figura 3.- Tratamiento pasivo en Mina Esperanza: material reactive y laguna de infiltración en funcionamiento

Se han realizado varios experimentos en columnas para comprobar la reactividad y la conductividad hidráulica del DAS (Rötting et al., 2008a). Posteriormente se ha probado la mezcla de DAS en una prueba piloto, a escala, en tanques de 3 m^3 (Rötting et al., 2008b), y finalmente se ha experimentado el sistema a escala real (Mina Esperanza, Caraballo et al., 2011). Aquí solo se describe brevemente el funcionamiento de la prueba a escala real. El tratamiento pasivo de Mina Esperanza estuvo activo desde marzo de 2007 hasta septiembre de 2008. El tanque reactivo, de 120 m^2 de superficie y 4 m de profundidad, se llenó con una capa de 2,5 m de profundidad de DAS-caliza (porosidad 50%). El flujo de agua a través del material reactivo se produjo por gravedad desde la superficie hasta el fondo de donde emergió mediante un pozo colector (sifón). Este sistema se inició con una lamina de agua sobrenadante de 25 cm (Figura 3). El tiempo de residencia del agua en el material reactivo fue de unos 3.5 días para un flujo entrante de 40 m^3/día. Finalmente, a la salida precipitan minerales de Fe(III) gracias a la oxidación y a la alcalinidad disuelta, que se depositan en balsas de sedimentación.

Para regular el flujo de agua y la conductividad hidráulica se usó la diferencia entre el nivel del agua libre en la balsa i el nivel del agua en la tubería de salida. La conductividad hidráulica fué decayendo en los 6 primeros meses para estabilizarse en unos valores cercanos a 0.001 cm/s, lo cual permite el funcionamiento hidráulico correcto del sistema durante el periodo de la prueba.

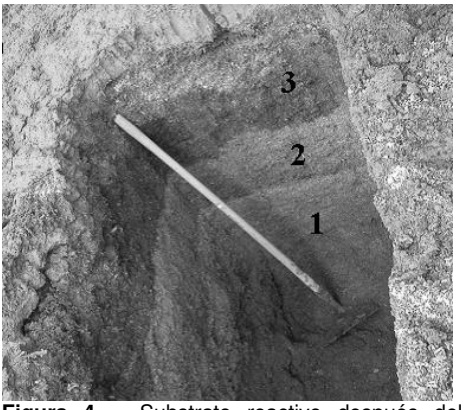


Figura 4.- Substrato reactivo después del desmantelamiento del tratamiento pasivo de Mina Esperanza: zonas de calcita y yeso (1), hidrobasaluminite (2) y schwertmannite (3)

Con respeto a las fases sólidas precipitadas en el material reactivo, la difracción de rayos X (DRX) revela la presencia de schwertmannita i goethita como únicos minerales de Fe a profundidades entre 0 y 20 cm (Figura 4, n.3). Aunque no se detectó con DRX, debido a su carácter amorfo, se puso en evidencia la presencia de hydrobasaluminita en las muestras de 20 a 35 cm de profundidad (Figura 4, n. 2), gracias al Al recuperado en el tercer estadio de la extracción secuencial (Caraballo et al., 2009).Yeso y calcita son las únicas fases detectadas en profundidades de 35 a 250 cm.

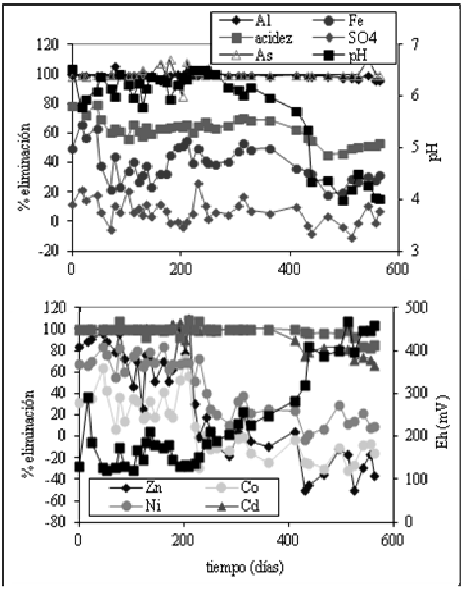


Figura 5.- Evolution de la remoción de metales, pH y Eh en la salida del tratamiento de Mina Esperanza

El comportamiento hidrogeoquímico del sistema permaneció estable después de más de un año de funcionamiento, y tan solo se observó una pequeña disminución de 6 a 5.1 del pH del agua durante los últimos meses del operativo (Fig. 5). El aluminio se eliminó completamente en forma de hydrobasaluminita en el tanque reactivo y solamente cuando el agua saliente alcanzo un pH cercano a 5 se observó un ligero incrementos en agua de salida. El Fe total se analizó sistemáticamente en el flujo saliente del sistema, dando porcentajes de alrededor del 30% de Fe, similares a la concentración que presentaba el Fe (III) en el flujo entrante, lo cual sugiere que todo el Fe (III) fue eliminado. De la misma forma que el Al y el Fe, el As también co-precipitó completamente con la schwertmannita. El sulfato también experimentó una reducción parcial en forma de yeso y en menor grado como componente de la schwertmannita y la hydrobasaluminita.

A diferencia de los metales trivalentes, los porcentajes de eliminación de los metales divalentes fueron muy variables. El cobre y el Cd siguieron comportamientos muy parecidos al Al, lo cual nos sugiere que se absorbieron o co-precipitaron con la hydrobasaluminita. Por otro lado, el Zn, Ni, Co y probablemente el Fe (II) mostraron porcentajes pequeños de eliminación. Además, los porcentajes de reducción para los tres primeros metales fueron negativos, lo cual nos sugiere que aquellas fases sólidas que primeramente precipitaron se re-disolvieron posteriormente. Este comportamiento puede relacionarse con la disminución del pH o/y con el aumento del Eh (Fig. 5). El Pb y el Mn son prácticamente inexistentes en el agua de la mina tratada.

Para la eliminación de metales divalentes se ha ensayado un sistema multi-escalones en la mina Monte Romero (Macías et al, 2012). Para el primer escalón del sistema se construyeron una serie de saltos de agua y lagunas para aumentar la oxidación natural del Fe (II) y eliminarlo. Después, el AMD se condujo por gravedad hacia un reactor de 3 m^3 de volumen (T1) que se había rellenado con DAS-caliza (80% (v/v) de virutas de madera de pino y un 20% (v/v) de arena calcárea) conectados en serie con dos balsas de decantación (D1, D2) de 6 m^3 de volumen cada una con saltos de aireación (Figura 6). Después el agua se hizo pasar a través de otro reactor DAS-caliza idéntico (T2) y otras dos balsas de decantación (D3 y D4). Finalmente, el AMD se condujo hasta un tanque reactivo de 1 m^3 de volumen (T3) lleno con una mezcla reactiva de DAS-MgO (80% (v/v) de virutas de madera de pino y un 20% (v/v) de polvo de magnesia cáustica).

Tal como se puede deducir a partir de las diferencias entre la galería de la mina y inicio del el tanque T1 (Figura 6), se produjo una importante disminución del Fe entre ambos debido a la precipitación de schwertmannita en el sistema de saltos y lagunas. También se ha observado una disminución del pH debido a la hidrólisis del Fe. Aunque no se observa en la figura, el 80% del As también se redujo en este estadio. A diferencia de los sistemas de remediación pasiva convencionales, en DAS se fomenta la oxidación del Fe (II) a Fe (III) y la disminución del pH previamente a la interacción con la calcita para aumentar la disolución de esta en el interior del tratamiento. En el primer tanque reactivo (T1) se pudo observar un incremento en el pH del agua hasta 6, aumento de la alcalinidad y concentración de Ca debidos a la disolución de la caliza. Estos cambios en la química del agua indujeron una importante precipitación de schwertmannita, goethita y hydrobasaluminita como la que se ha descrito anteriormente para la mina Esperanza. El As remanente así como el pequeño contenido de Cu (no representado) fueron eliminados en este estadio del tratamiento. En las siguientes balsas de decantación (D1 y D2) casi todo el Fe (II) que quedaba se oxidó y precipitó en forma de

schwertmannita, a expensas de la alcalinidad disuelta. En el segundo tanque DAS-caliza (T2) y en las balsas de decantación D3 y D4 se eliminó completamente todo el Fe y Al remanente.

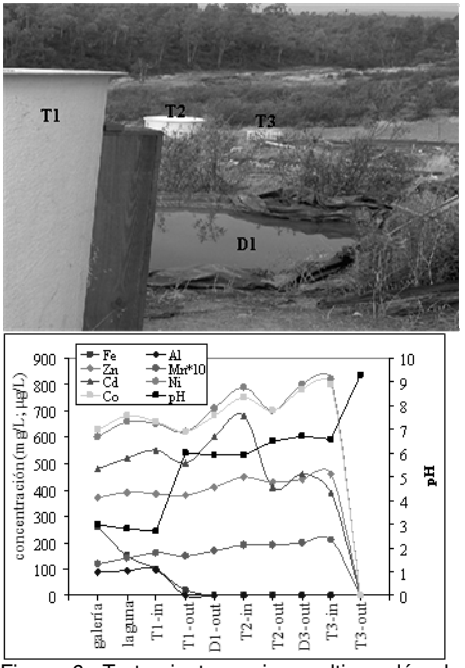


Figura 6- Tratamiento pasivo multi.escalón de Mina Monte Romero: T1 y T2= tanques de DAS-calcita, D= lagunas de decantación, T3= tanque DAS-MgO. Evolución del pH y la concentración de metales (Fe, Al, Zn, Mn in mg/L; Cd, Co, Ni in µg/L) en los diferentes escalones de tratamiento.

El aumento gradual en la concentración de metales divalentes, que se observó desde T1 a T3, se atribuye a la evaporación durante el recorrido. Finalmente en el tanque reactivo DAS-MgO (T3) se trata un flujo casi-neutro que no contiene metales trivalentes. Tal como muestra la Figura 4, el Zn, Mn, Cd, Co y el Ni fueron completamente eliminados en T3. Resultados de µ-XRD y µ-XRF, obtenidos mediante radiación sincrotrón han permitido identificar hydrozincita, $Zn_5(CO_3)_2(OH)_6$, y loseyita, $(Mn,Zn)_7(CO_3)_2(OH)_{10}$, como los únicos sumideros de Zn y Mn, y de pequeñas cantidades de Co y Ni (Pérez-López et al., 2011).

Conclusiones

Los tratamientos pasivos convencionales, tales como los humedales, ALD o RAPS han demostrado ser poco eficaces cuando se han aplicado a los drenajes tan ácidos de la FPI. Al cabo de unos meses de funcionamiento aparecen problemas importantes de colmatación y pasivación. Para solucionar estos problemas de funcionamiento, después de diez años de experimentos de campo y laboratorio, se ha diseñado y optimizado un nuevo tratamiento denominado Substrato Alcalino Disperso (DAS). En este sistema, los reactivos de grano fino se disuelven casi completamente antes de que la formación de los precipitados los recubra y pasive, mientras que los grandes poros de la matriz inerte retrasan los problemas de colmatación.

El diseño del DAS-caliza ha demostrado su eficiencia en el funcionamiento durante al menos 20 meses. Puede parecer un tiempo corto para un sistema pasivo, pero es el precio que se ha de pagar para tratar AMDs muy ácidos con un requerimiento pequeño de superficie. Se consumió más de la mitad del reactivo inicial sin ningún problema significativo de pasivación, consiguiéndose un descenso de la acidez total mucho mayor que en los otros sistemas de remediación pasiva (Figura 7). A diferencia de otros tratamientos de remediación pasiva, tales como ALD y RAPS, en los tratamientos basados en DAS se facilita la oxidación del Fe (II) a Fe (III). De este modo, la precipitación del Fe(III) y el Al dentro del sistema DAS-caliza proporciona una acidez adicional y aumenta todavía más la disolución de la calcita. Por lo tanto, para que funcione un sistema DAS es imprescindible una alta porosidad inicial.

El DAS-MgO (óxido de Mg de grano fino disperso en una matriz de virutas de madera) se ha probado en el laboratorio y en el campo para conseguir la eliminación completa de los metales divalentes. El Fe(III) y el Al tienen que ser previamente eliminados en su totalidad, para evitar que el reactivo se pasive rápidamente con óxidos de estos metales. Para conseguir una remediación completa de las altamente contaminadas aguas de los AMDs se ha diseñado un tratamiento piloto multi-pasos que consiste en una balsa inicial y varias barreras DAS-MgO. De este modo los metales divalentes presentes en las descargas (sobre todo por encima de 400 mg/L de Zn) precipitaron completamente como hidroxi-carbonatos. Estos prometedores resultados han

de ser confirmados en tratamientos a gran escala.

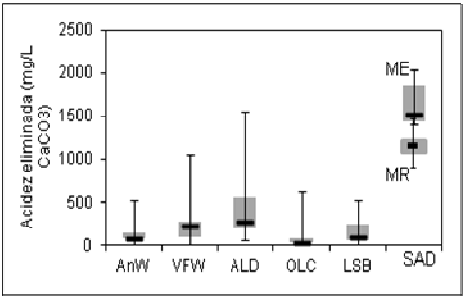


Figura 7.- Comparación entre la remoción de acidez (mg/L CaCO3) de tratamientos convencionales (datos de 80 muestras, Ziemkiewicz et al., 2003) y los sistemas DAS descritos aquí. ME= DAS-caliza de Mina Esperanza; MR= multi-escalón DAS-caliza y DAS-MgO de Monte Romero.

Agradecimientos

Este trabajo se ha financiado mediante los contraltos CTM2010-21956-C02 y ITC-20111083 del Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España.

Referencias

Caraballo M.A, Rötting T.S., Nieto J.M. y Ayora C. (2009) Sequential extraction and DXRD applicability to poorly crystalline Fe- and Al-phase characterization from an acid mine water passive remediation system. *American Mineralogist*, 94, 1029–1038.

Caraballo M.A, Rötting T.S. y Silva V. (2010) Implementation of an MgO-based metal removal step in the passive treatment system of Shilbottle, UK: Column experiments. *Journal of Hazardous Materials*, 181, 923-930.

Caraballo M.A, Macías F., Rötting T.S., Nieto J.M. y Ayora C. (2011) Long term remediation of highly polluted acid mine drainage: a sustainable approach to restore the environmental quality of the Odiel river basin. *Environmental Pollution*, 159, 3613–3619.

Cortina J.L., Lagreca I., De Pablo J., Cama J. y Ayora C. (2003) Passive in situ remediation of metal-polluted water with caustic magnesia: Evidence from column experiments. *Environmental Science & Technology*, 37, 1971–1977.

Cravotta C.A. (2003) Size and performance of anoxic limestone drains to neutralize acidic mine drainage. *Journal of Environmental Quality*, 32, 1277–1289.

Hedin R.S., Watzlaf G.R. y Nairn R.W. (1994) Passive treatment of acid-mine drainage with limestone. *Journal of Environmental Quality*, 23, 1338–1345.

Kepler DA, y McCleary EC (1994) Successive alkalinity producing systems (SAPS) for the treatment of acidic mine drainage. In: *International Land Reclamation and Mine Drainage Conference* U.S. Bureau of Mines SP 06A-94, Pittsburgh, PA, pp. 195–204.

Lopez-Fernandez A., Lopez-Montenegro G. y Romero Sousa J. (2003) Tratamiento de aguas de Mineria en el rio Odiel. *Medio Ambiente*, 44, 52–55.

Macías F., Caraballo M.A., Rötting T.S., Pérez-López R., Nieto J.M. y, Ayora C. (2012) From highly polluted Zn-rich acid mine drainage to non-metallic waters: Implementation of a multi-step alkaline passive treatment system to remediate metal pollution. *Science of Total Environment*, 433: 323-330.

Nocete F., Sáez R., Nieto J.M., Cruz-Aunon R., Cabrero R., Alex E. y Bayona M.R. (2005) Circulation of silicified oolitic limestone blades in South-Iberia (Spain-Portugal) during the third millennium B.C.: an expression of a core/periphery framework. Journal of *Anthropological Archaeology*, 24, 62–81.

Olías, M., Cánovas, C.R., Nieto, J.M. y Sarmiento, A.M. (2006) Evaluation of the dissolved contaminant load transported by the Tinto and Odiel rivers (South West Spain). *Applied Geochemistry*, 21, 1733-1749.

Olías, M., Nieto, J.M., Galván, L., Sarmiento, A.M. y Cánovas, C.R. (2007) Sobre la calidad del agua del futuro embalse de Alcolea (Cuenda del río Odiel, Huelva). *Geogaceta*, 42, 59-62.

Pérez-López R., Macías F., Caraballo M.A., Nieto J.M., Román-Ross G., Tucoulou R. y Ayora C. (2011) Mineralogy and geochemistry of Zn-rich mine-drainage precipitates from an MgO passive treatment system by synchrotron-based X-ray analysis. *Environmental Science & Technology*, 45, 7826–33.

PIRAMID Consortium (2003) Engineering guidelines for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters. European Commission 5th Framework RTD Project. Retrieved from http://www.imwa.info/piramid/files/PIRAMIDGuidelinesv10.pdf

Rees B., Bowell R., Dey M. y Williams K. (2001) Passive treatment: A walk away solution?, *Mining Environmental Management*, 21, 7-8.

Rötting T.S., Cama J., Ayora C., Cortina J.L. y De Pablo J. (2006) Use of caustic magnesia

to remove cadmium, nickel, and cobalt from water in passive treatment systems: Column experiments. *Environmental Science & Technology*, 40, 6438–6443.

Rötting T.S., Thomas R.C., Ayora C. y Carrera J. (2008a) Passive Treatment of Acid Mine Drainage with High Metal Concentrations Using Dispersed Alkaline Substrate. *Journal of Environmental Quality*, 37, 1741–1751.

Rötting T.S., Caraballo M.A., Serrano J.A., Ayora C. y Carrera J. (2008b) Field application of calcite Dispersed Alkaline Substrate (calcite-DAS) for passive treatment of acid mine drainage with high Al and metal concentrations. *Applied Geochemistry*, 23, 1660–1674.

Rötting T.S., Ayora C. y Carrera J. (2008c) Improved passive treatment of high Zn and Mn concentrations using caustic magnesia: particle size effects. *Environmental Science & Technology*, 42, 9370–9377.

Sáez R., Pascual E., Toscano M. y Almodóvar G.R. (1999) The Iberian type of volcano-sedimentary massive sulphide deposits. *Mineralium Deposita*, 34, 549–570.

Sarmiento A.M., Nieto J.M., Olías M. y Cánovas C.R. (2009) Hydrochemical characteristics and seasonal influence on the pollution by acid mine drainage in the Odiel river Basin (SW Spain). *Applied Geochemistry*, 24, 697–714.

Walton-Day K. (1999) Geochemistry of the processes that attenuate acid mine drainage in wetlands. In Plumlee GS, Logsdon MJ (eds): The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits. Part A: Processes, Techniques and Health Issues. *Reviews in Economic Geology Volume 6A*, pp. 215-228, Society of Economic Geologists, Inc., Colorado, USA.

Watzlaf G.R., Kairies C.L., Schroeder K.T., Danehy T. y Beam R. (2002) Quantitative results from the flushing of four reducing and alkalinity producing systems. West Virginia *Surface Mine Drainage Task Force*, Morgantown, WV.

Watzlaf G.R., Schroeder K.T., Kleinmann R.L.P., Kairies C.L. y Nairn R.W. (2004) The passive treatment of coal mine drainage. Laboratory report DOE/NETL-2004/1202, U.S. Department of Energy, National Energy Technology Laboratory, Pittsburgh, PA.

Younger P.L. (1997) The longevity of minewater pollution: a basis for decision-making. *Science of Total Environment*, 194-195: 457-466.

Younger P.L., Banwart S.A. y Hedin R.S. (2002) Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation. Kluwer Acad. Press, Dordrecht.

Ziemkiewicz P.F., Skousen J.G. y Simmons J. (2003) Long-term performance of passive acid mine drainage treatment systems. *Mine Water Environment*, 22: 118–129.

Agua subterránea y cambio climático

Josep Mas-Pla

Grup de Geologia Aplicada i Ambiental (GAiA), Centre de Recerca en Geologia i Cartografia Ambiental (Geocamb), Departament de Ciències Ambientals, Universitat de Girona; y Institut Català de Recerca de l'Aigua, Girona, España.

Mail de contacto: josep.mas@udg.edu

RESUMEN

El efecto del cambio climático en los recursos de agua subterránea es complejo y modifica cada uno de los componentes del ciclo hidrológico. Por esta razón, la variabilidad del balance hídrico debida al cambio climático debe incluirse en la planificación futura de los recursos hídricos. Sin embargo, esta tarea no es simple dado que se debe considerar 1) las fuentes de incertidumbre de las proyecciones climáticas, 2) determinados problemas de escala para adaptar los resultados de estas proyecciones a las necesidades precisas de los estudios hidrogeológicos, y 3) los requerimientos metodológicos para representar las variaciones de los componentes del ciclo hidrológico en los modelos de flujo subterráneo. En esta ponencia se abordan estos tres aspectos concretos con el objetivo de ilustrar la complejidad de las simulaciones de disponibilidad futura de recursos hidrogeológicos.

Palabras clave: agua subterránea, cambio climático, modelos de flujo.

ABSTRACT

Climate change effects on water resources are complex as they modify each of the hydrological cycle components. Given its occurrence, the variability of the water balance due to climate change must be included in all future efforts of water resources planning. However, this task must consider: 1) the sources of uncertainty of climate projections, 2) specific scale problems to adapt climate projections to the needs of the hydrogeological studies, and 3) some methodological requirements for groundwater flow models to deal with climate change effects. This contribution explores all this three aspects with the aim to point out the complexity of future groundwater availability assessment.

Keywords: groundwater, climate change, flow models.

Introducción

Actualmente, no hay duda que el cambio climático opera diversas modificaciones en el ciclo hidrológico las cuales, a distintas escalas, se manifiestan en todo el planeta: desde la transformación de la dinámico atmosférica, que determina la variabilidad meteorológica, hasta la alteración del caudal de los ríos y de la recarga de los acuíferos. Todas estas modificaciones afectan la disponibilidad de agua y hacen del ciclo hidrológico uno de los más vulnerables al cambio climático, lo cual requerirá un intenso esfuerzo de adaptación por parte de la sociedad (IPCC, 2001, 2007; EEA, 2008, 2012; Dragoni y Sukhija, 2008; Cooley, 2009). En este contexto, si la demanda hídrica para usos humanos marcada por el aumento demográfico y las necesidades establecidas por el desarrollo socio-económico aumenta, se pone en evidencia la dificultad de satisfacer las dos funciones principales del recurso agua: el abastecimiento humano y la preservación de las dinámicas ecológicas y geomorfológicas que sustenta (Sear et al., 1999; Hancock, 2002; Sophocleos, 2002).

Cuando en 2006, Al Gore utilizó el adjetivo "incómodo" para definir las alteraciones asociadas al calentamiento del planeta, lo hizo en el sentido de que nos obligaba a cambiar aquellos paradigmas en los que durante el siglo XX se había basado el conocimiento y la gestión de los recursos (Gore, 2006).

La hidrogeología y la gestión del agua no quedan exentas de este cambio de enfoque: obliga a hidrólogos e hidrogeólogos a modificar su percepción de los procesos que estudian, por la sencilla razón que el marco de referencia –el ciclo hidrológico– variará en magnitud y frecuencia durante las próximas décadas, debiendo incluirse esta variabilidad en los cálculos y previsiones en que se basará la gestión del agua en el futuro inmediato.

Las perspectivas de cambio hidrológico en los próximos 100 años son diversas a lo largo del planeta. Sin embargo, las estrategias para

incluirlas en los análisis de disponibilidad de agua son similares. Comprenden la definición de las tendencias de precipitación y temperatura a escala local a partir de los modelos climatológicos de circulación global, la consideración de la variabilidad de ambos parámetros y, finalmente, la modelización de estos efectos en el ciclo hidrológico, ya sea mediante la simulación de caudales o de niveles piezométricos en acuíferos, teniendo siempre presenta la relación entre todos los componentes del ciclo del agua.

En esta comunicación se describen brevemente las implicaciones entre cambio climático y aguas subterráneas, exponiendo algunos aspectos relacionados con la modelización de los efectos esperables. En concreto, se comenta la variabilidad de los parámetros climáticos en el futuro y la incertidumbre que conlleva, el concepto de escala (tanto espacial como temporal) y algunos requerimientos metodológicos para incluir el cambio climático en los modelos de simulación hidrogeológica.

Cambio climático y ciclo hidrológico

Consideremos dos ejemplos. Para el Mediterráneo occidental, las previsiones climáticas a escala mundial coinciden en un incremento general de la temperatura entre 3 y 4ºC, y una disminución de la precipitación alrededor de un 20%, especialmente en los meses estivales (IPCC, 2007). Utilizando diversas técnicas de regionalización (INM, 2007), éstas predicciones generales, desarrolladas en el contexto de los proyectos PRUDENCE (Christensen, 2005) y ENSEMBLE (Hewitt, 2005), se han adaptado a la idiosincrasia local pudiendo estimarse tendencias más detalladas a nivel local y estacional según los escenarios climáticos (Calbó, 2012). Ello permite obtener el detalle necesario para afrontar el cálculo del balance hídrico local.

En el contexto argentino, el volumen "*El cambio climático en Argentina*" (Castillo Marín et al., 2009, pp. 32-33) aporta la siguiente diagnosis: "Con respecto a los impactos del cambio climático a futuro, se espera un retroceso de los caudales de los ríos de la Cuenca del Plata debido a un considerable calentamiento y, por lo tanto, un incremento de la evaporación con una consiguiente reducción del escurrimiento superficial. Ésto traerá aparejado pérdidas en la generación hidroeléctrica regional, aumento de la concentración de contaminantes y dificultades en la navegación fluvial. Por la misma razón, se espera un aumento del estrés hídrico en todo el norte y parte del oeste del país lo que afectaría la producción agropecuaria y en algunas zonas comprometería el suministro de agua potable.

Los escenarios climáticos indican que continuará la persistencia de disminución de la precipitación nival en la Cordillera de los Andes por lo que se verá afectada en gran medida la generación hidroeléctrica en las provincias de Mendoza, Río Negro y Neuquén. Asimismo, el actual modelo productivo de las provincias de Mendoza y San Juan basado en el riego en los oasis de los ríos andinos, se verá severamente afectado.

Se estima, además, que continuará la alta frecuencia de precipitaciones intensas e inundaciones en las zonas actualmente afectadas, con los consiguientes impactos negativos. En la Patagonia y Cuyo continuará el retroceso de los glaciares y en algunos puntos del litoral marítimo y de la costa del Río de la Plata, las inundaciones por mareas de tormenta afectarán mayores superficies debido al aumento del nivel del mar.

En relación a los eventos extremos, el incremento de su frecuencia en el futuro ha sido documentado como uno los impactos principales del cambio climático a escala global. No obstante, en la escala local, las simulaciones de los modelos climáticos aún manejan un alto nivel de incertidumbre en la proyección de estos eventos".

El estudio dedicado al cambio climático en la cuenca del Río de la Plata (Barros et al., 2006) reconoce un aumento de las precipitaciones (+10%) desde la década de 1970 hasta la actualidad, especialmente en su zona nordeste. Ello ha conllevado un aumento porcentual de los caudales comparado con los valores medios en la cuenca, dado que la evaporación no muestra una tendencia positiva. Asimismo, se contempla la posibilidad que este aumento de caudal esté asimismo relacionado con la deforestación y los cambios agrícolas. También se ha registrado una mayor asiduidad de los episodios fuertes de lluvia, resultando en inundaciones más frecuentes.

Obviamente, en cada región del globo, la variación del contexto climático repercute en el balance hídrico de forma distinta y compleja. A grandes rasgos, la cantidad de recurso a nivel de cuenca se modificará tanto por la variación de la precipitación como de la evapotranspiración, dependiente tanto de la temperatura como de la cubierta forestal. La escorrentía superficial y la infiltración variarán en función de los parámetros anteriores, así como también según la distribución de intensidades de la precipitación y de la nivación en las cordilleras, aportando una variabilidad estacional distinta a

la actual. Consecuentemente, el flujo subterráneo variará al modificarse la recarga y, con él, la cantidad de agua almacenada en los acuíferos y su descarga natural a ríos y humedales, o bien a zonas de extracción (Figura 1). En las zonas costeras, las variaciones del nivel del mar supondrán un factor añadido en la cuantificación del balance hídrico y de la calidad del agua.

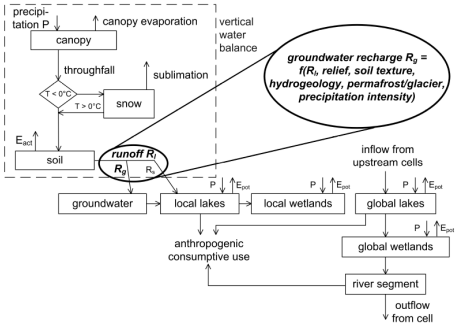


Figura 1. Complejidad de las relaciones entre los distintos componentes del ciclo hidrológico relacionados con el cálculo de la recarga de agua subterránea, según Döll y Fiedler (2008; *Hydrol. Earth Syst. Sci., 12*).

Existen todavía otros factores que deben considerarse en la evolución futura del ciclo hidrológico: las variaciones que el cambio climático comportará en la cubierta vegetal de las cuencas influirá tanto en la pérdida por evapotranspiración como en la generación de escorrentía o de recarga subterránea (Gràcia et al., 1999). En concreto, el cambio de usos del suelo en las cabeceras de las cuencas, por variación de la proporción entre zona forestal y zona agraria/pastoreo, es un factor antrópico relevante en la disponibilidad final de agua en ríos, suelo y acuíferos (Gallart y Llorens, 2001). En concreto, se reconoce que el impacto global de la intervención humana en el ciclo continental del agua, mediante el cambio de usos del suelo y la explotación de los recursos hidrológicos, será tanto o más intenso en la disponibilidad de agua que las presiones propiamente atribuibles al cambio climático (Vörösmarty et al., 2004). Adicionalmente, cabe resaltar los efectos indirectos sobre los recursos subterráneos asociados al cambio climático. En particular, la demanda asociada a la agricultura incrementará el uso de agua subterránea debido a la escasez prevista de agua superficial en amplias zonas del planeta; lo cual a su vez puede acarrear daños ecológicos al afectar a la relación río-acuífero o de otra índole (subsidencia, intrusión marina, …; Taylor et al., 2013).

Modelización de los procesos hidrogeológicos en el contexto de cambio climático

La simulación de los procesos hidrogeológicos; es decir, la evaluación del balance hídrico en un sistema acuífero mediante el cómputo de los flujos y la variación del recurso almacenado; se halla "incómodamente" afectada por la realidad del cambio climático. Ésta conlleva distintos de tipo de incertidumbre que limitan la capacidad predictiva de los modelos hidrogeológicos, a la vez que obliga a considerar con mayor atención las escalas espaciales y temporales del modelo y, finalmente, a evaluar con mayor criterio los resultados obtenidos destinados a la optimización de los recursos en el proceso de adaptación a condiciones ambientales cambiantes.

Fuentes de incertidumbre

Más allá de los errores en los detalles conceptuales de los propios modelos (que raramente se consideran; Refsgaard et al., 2006); existen distintos tipos de incertidumbre, especialmente en los parámetros que definen las condiciones de contorno y las fuentes o sumideros del modelo. Las más relevantes se hallan asociadas a las mismas previsiones futuras de precipitación y temperatura, en las que se basa la simulación. Los posibles escenarios de futuro basados en la emisión de gases de efecto invernadero y el desarrollo económico ya poseen por sí mismas un cierto grado de imprecisión y, por ello, dan lugar a distintas predicciones de ambas variables para una misma localidad (Portmann et al., 2013). Esta incertidumbre dificulta los análisis necesarios para obtener una posible serie climática fiable, además de los problemas de escala que se comentan a más adelante. Aceptemos pues que, actualmente, la hipótesis de estacionaridad de las series climáticas es errónea y que los valores medios, incluso con su nivel de confianza asociado, ya no son apropiados para sustentar simulaciones hidrológicas (Milly et al., 2008). Asimismo, las predicciones climáticas advierten del aumento de valores extremos poco habituales en las series históricas, siendo la propia modelización de estos valores el objetivo del modelo en múltiples ocasiones (Kidmose et al., 2012). Ello dificulta una apropiada calibración; lo cual, a su

vez, limita la confianza en el modelo matemático utilizado.

Adicionalmente, los modelos hidrogeológicos empleado para predecir la evolución de los recursos subterráneos en un plazo de décadas se enfrentan a la variabilidad de los escenarios socio-económicos. De la misma manera que aceptamos que el clima del futuro será distinto al actual, sería inadecuado pensar que los modelos de explotación territorial y de demanda de recursos hídricos permanecerán invariantes. La transformación en los usos del suelo, ya sea por incremento de la agricultura o cambio de cultivo, dependiente de las circunstancias del mercado, como de las masas forestales por abandono de las mismas, implican cambios en el balance hídrico ya sea por explotación de los recursos o por variación de los procesos naturales, en particular, la evapotranspiración. Añadamos a ello la variación de la demanda por conversión de los sectores económicos o, simplemente, por los cambios demográficos a corto y medio plazo. La predicción de esta transformación socio-económica es difícil, incorporando otra fuente de incertidumbre a las simulaciones hidrogeológicas. Asimismo, cabe esperar que para las predicciones a medio plazo se apliquen políticas de adaptación, en muchos casos actualmente sin definir, cuya eficacia hace aún más incierta la predicción de cambios en los recursos hídricos de una cuenca (Holman et al., 2012).

Escalas espaciales y temporales

La elección de la escala espacial del modelo depende, como es conocido, del objetivo del problema planteado. Evidentemente, el nivel de detalle será distinto para una cuenca de miles de kilómetros cuadrados que para una cuenca mucho menor. En el caso de la modelización de amplias extensiones, las predicciones climáticas derivadas de los modelos de circulación global servirán de referencia y, naturalmente, el nivel de precisión esperable será más relajado.

En cuencas menores, en las cuales la modelización tenga por objetivo la evaluación de los recursos y los límites de explotación apropiados, la inclusión de la perspectiva climática en el modelo requerirá un proceso de escalado o regionalización (en inglés, *downscaling;* Prudhomme et al., 2002). Esto se debe a que los modelos de predicción climática tienen habitualmente resoluciones de 10x10 km, muy superiores a las celdas habitualmente usadas en la modelización hidrogeológica (por ejemplo, Scibek et al., 2007). Determinados modelos de alta resolución espacial se hallan anidados en modelos a mayor escala y, por tanto, menor precisión, que permiten simular las condiciones de contorno que condicionan la zona interior de mayor interés (Keating et al., 2003). Sin embargo, los datos climáticos obtenidos mediante técnicas de regionalización deberían usarse con cautela, y aplicando las correcciones posteriores necesarias, en un modelo hidrogeológico dadas la esperable divergencia entre datos diarios reales y simulados y la discrepancia entre los modelos locales para una misma celda espacial.

Similarmente, la escala temporal es otra cuestión a resolver con anterioridad a la modelización. La resolución de los modelos climáticos puede llegar hasta escala diaria, lo cual puede llegar a ser un detalle restrictivo para la discretización temporal en modelos numéricos de flujo. Sin embargo, el uso de valores medios mensuales, como posible simplificación, es inadecuado para reproducir ciertos comportamientos hidrológicos (Mas-Pla et al., 2012).

Algunos requerimientos metodológicos

En el marco de la necesidad de predecir el comportamiento hidrogeológico en escenarios futuros, el uso de modelos es sin duda la herramienta más apropiada. Los modelos numéricos de flujo han sido utilizados con éxito durante más de 30 años para reproducir la dinámica de los sistemas hidrogeológicos y evaluar los límites de explotación de sus recursos hídricos. En general, interiorizando los inconvenientes derivados de la incertidumbre y de la escala de trabajo, los actuales modelos son adecuados para simular variaciones de los parámetros tales como cambios en la recarga, evapotranspiración o regímenes de bombeo. Quizás la parte que comporta mayores dificultades es la interacción entre los cursos fluviales y los acuíferos. La dependencia de muchos algoritmos del nivel de agua en el cauce (*stream/river stage*) para calcular la magnitud y sentido del flujo entre río y acuífero implica un buen conocimiento previo del régimen de caudales y de la morfología del cauce, ambas relacionadas con la distribución de la precipitación y de la generación de escorrentía en la cuenca, con el agravante que los valores extremos serán más frecuentes a causa del cambio climático.

Además, las relaciones entre variación de la precipitación y la escorrentía no son lineales. La evolución de los hidrogramas depende de la interrelación entre variables (por ejemplo, el grado de saturación de humedad en el suelo, entre otras) que no pueden resolverse satisfactoriamente mediante aproximaciones simplistas. Por ello, los modelos que acoplan

conjuntamente los procesos relacionados con el agua subterránea y la dinámica hidrológica superficial serán los idóneos para simular el efecto del cambio climático en los recursos de agua subterránea (Barron et al., 2011).

A escala regional, la recarga de aquellas zonas de los sistemas hidrogeológicos de mayor interés depende de los procesos en sus áreas circundantes, habitualmente montañosas, cuyos rasgos estructurales determinan flujos preferenciales de recarga a las zonas de bombeo (Folch y Mas-Pla, 2010). En estos entornos, los modelos deben considerar como la evolución de la recarga en zonas de montaña (dependiente de variables climáticas, usos del suelo y presiones antrópicas, conjuntamente) influencia la descarga hacia las zonas de interés. Ello conlleva una ampliación de los límites del modelo y la simulación de flujo en zonas habitualmente con escasos datos hidrogeológicos (por ejemplo, niveles piezométricos, conductividad hidráulica; entre otras variables) que dificultan la calibración de los resultados numéricos y, con ella, merman la credibilidad del modelo. La extensión de los contornos del modelo a las zonas más alejadas, y elevadas, de recarga implica otorgar una mayor atención a la caracterización geológica del sistema y extremar la simulación de los flujos verticales tanto de recarga como de descarga hacia las zonas de explotación donde se centra el interés del modelo.

Finalmente, la variación del nivel del mar en las zonas litorales afectará la disponibilidad de los recursos de agua dulce, especialmente en las costas donde se dé una disminución del flujo subterráneo, determinada por el crecimiento de la cuña salina y su interfase (Kruse y Mas-Pla, 2009; Oude Essink, et al., 2010). El uso de modelos para flujos en densidad variable será imprescindible para simular el efecto del ascenso de la cota del mar en la dinámica hidrogeológica.

Conclusiones

Los efectos del cambio climático, acrecentados por la actividad antrópica, en el balance hídrico son complejos y afectan a todos los componentes del ciclo hidrológico, incluida la recarga de los recursos subterráneos. Las proyecciones climáticas implican, en todos los casos, extremar los criterios y acciones de la gestión hidrológica, tanto para garantizar el abastecimiento y proteger las actividades humanas de los eventos extremos (sequías, inundaciones) como para preservar las funciones ecohidrológicas del agua.

La evaluación de estos efectos debe basarse en el monitoreo y control hidrológico de todos los componentes del ciclo en las zonas más vulnerables, así como en las áreas limítrofes donde se efectúa la recarga y, por tanto, regulan el flujo subterráneo hacia las zonas de explotación. La modelización de los sistemas hidrogeológicos requiere algunas reflexiones previas referentes a la incertidumbre asociada a las proyecciones climáticas, a las distintas escalas involucradas en predicción hidrológica (caudales y flujo subterráneo) y al acierto en el modelo conceptual empleado.

Todo ello refuerza la interdisciplinariedad de este tipo de estudios, requiriendo la colaboración de distintas especialidades científicas (climatólogos, ecólogos, edafólogos, economistas, sociólogos, …) en la investigación hidrogeológica.

Agradecimientos

El contenido de esta ponencia se enmarca en el contexto de sesiones y reflexiones sobre los efectos del cambio climático que realiza el Grup d'Experts en Canvi Climàtic de Catalunya (http://www.iec.cat/canviclimatic/; http://www.gencat.cat/cads/).

Referencias

Barron, O.V. et al. (2011). *Climate change impact on groundwater resources in Australia*. Waterlines Report Series, 67. National Water Commission, Canberra.

Barros, V., Clarke, R. y Silva Días, P. (2006). *El cambio climático en la Cuenca del Plata*. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas – CONICET.

Calbó, J. (2012). Possible climate change scenarios with specific reference to Mediterranean 20 regions. *En*: Sabater. S. y D. Barceló (eds.) *Water scarcity in the Mediterra-nean: perspectives 21 under global change.* Handbook of environmental chemistry. Springer-Verlag; pp. 1-13.

Castillo Marín, N., ed. (2009). *El cambio climático en Argentina.* Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Buenos Aires.

Christensen, J.H. (2005). *Prediction of regional scenarios and uncertainties for 35 defining European climate change risks and effects (PRUDENCE) final report*. 269 pp. Website: http://prudence.dmi.dk

Cooley, H. (2009). Water Management in a changing climate. *En*: Gleick, P. *The World's Water 2008-2009*. IslandPress, pp. 39-56.

Döll, P. y Fiedler K. (2008). Global-scale modeling of groundwater recharge. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 12, 863–885.

Dragoni, W. y Sukhila, B.S. (2008). Climate change and groundwater: a short review. *En*: Dragoni, W. y Sukhila, B.S. (eds.). *Climate Change and Groudwater*. Geological Society, London, Spetial Publications, 288, pp. 1-12.

EEA (2008). *Impacts of Europe's changing climate - 2008 indicator-based assessment*. Report 4/2008. European Environ. Agency.

EEA (2012). Climate change, impacts and vulnerability in Europe. Report 12/2012. European Environ. Agency.

Folch, A. y Mas-Pla, J. (2008). Hydrogeological interactions between fault zones and alluvial aquifers in regional flow systems. *Hydrol. Proc.,* 22: 3476-3487.

Gallart, F. y Llorens, P. (2001). Efectos de los cambios de uso y cubierta del suelo en los aportes del río Ebro y su evolución futura. *En*: Prat, N. y C. Ibáñez (eds.) *El curso inferior del Ebro y su delta*. Univ. de Cantabria–Univ. de Barcelona, p. 51-57.

Gore, A. (2006). *An Inconvenient Truth*. Rodale Press.

Gràcia, C. A., Tello, E., Sabaté, S. y Bellot J. (1999). "GOTILWA: An integrated model of water dynamics and forest growth. *Ecological Estudies*, 137: 163-179.

Hancock, P.J. (2002). Human impacts on the stream–groundwater exchange zone. *Environ. Management,* 29: 763–781.

Hewitt, C. (2005). *The ENSEMBLES Project: providing ensemble-based predictions of climate 15 changes and their impacts*. The EGGS, EGU newsletter, 13.

Holman, I.P. (2006). Climate change impacts on groundwater recharge-uncertainty, shortcomings, and the way forward? *Hydrogeol. J.*, 14: 637-647.

Holman, I.P., Allen, D.M., Cuthbert, M.O., Goderniaux, P. (2012). Towards best practice for assessing the impacts of climate change on groundwater. *Hydrogeol. J.*, 20: 1-4.

INM (2007). *Generación de escenarios regionalizados de cambio climático para España*. Instituto Nacional de Meteorología.

IPCC (2001). *Climate Change, 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Intergovernmental Pannel for Climate Change*, Contribution of WG- II to the 3rd Assessment Report. Cambridge University Press.

IPCC (2007). *Climate Change, 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Intergovernmental Pannel for Climate Change*, Contribution of WG-II, 4th Assessment Report. Cambridge University Press.

Keating, E.H. et al. (2003). Coupling basin- and site-scale inverse models of the Española aquifer. *Ground Water*, 41: 200-211.

Kidmose, J., Refsgaard, J.C., Troldborg, L., Seaby L.P. y Escrivà M.M. (2012). Climate change impact on groundwater levels: ensemble modelling of extreme values. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 9: 7835–7875.

Kruse, E. y Mas-Pla, J. (2009). Procesos hidrogeológicos y calidad del agua en acuíferos litorales. *En*: Mas-Pla, J. y G.M. Zuppi (eds.) *Gestión ambiental integrada de las zonas costeras*. Rubes Editorial, pp. 29-54.

Mas-Pla, J., Font E., Astui, O., Menció, A., Rodríguez-Florit, A., Folch, A., Brusi, D. y Pérez-Paricio, A. (2012). Development of a stream-aquifer numerical flow model to assess river water management under water scarcity in a Mediterranean basin. *Sci. of the Total Environ.*, 440: 204-218.

Milly, P.C.D. et al. (2008). Stationarity is dead: Whither water management?. *Science*, 319: 573-574.

Oude Essink, G.H.P., van Baaren, E.S. y de Louw, P.G.B. (2010). Effects of climate change on coastal groundwater systems: a modeling study in the Netherlands. *Water Resour. Res.*, 46, W00F04.

Portmann, F.T., Döll, P., Eisner, S. y Flörke, M. (2013). Impact of climate change on renewable groundwater resources: assessing the benefits of avoided greenhouse gas emissions using selected CMIP5 climate projections. *Environ. Res. Lett.,* 8 (024023).

Prudhomme, C., Reynald, N. y Crooks S. (2002). Downsacling of global climate models for flood frequency analysis: where are we now? *Hydrol. Proc.,* 16: 1137-1150.

Refsgaard, J.C. et al. (2006). A framework of dealing with uncertainty due to model structure. *Adv. Water Resour.,* 29:1586-1597.

Scibek, J., Allen, D.M., Cannon, A.J. y Whitfield P.H. (2007). Groundwater–surface water interaction under scenarios of climate change using a high-resolution transient groundwater model. *J. of Hydrol.,* 333: 165-181.

Sear, D.A., Armitage, P.D. y Dawson, F.H. (1999). Groundwater dominated rivers. *Hydrol. Proc.,* 13: 255-276.

Sophocleos, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology J.,* 10: 52-67.

Taylor, R.G., et al. (2013). Ground water and climate change. *Nature Climate Change*, 3: 322-329.

Vörösmarty, C., et al. (2004). Humans transforming the global water system. *Eos*, *AGU Transactions,* 85(48): 509-512.

Caracterización de Sistemas Hidrogeológicos Discontinuos del Uruguay.

***Jorge Montaño*[1]**

[1] Geoambiente SRL, Río Branco 1438 of. 101, Montevideo Uruguay

Mail de contacto: info@geoambiente-uruguay.com.

RESUMEN

La ocurrencia de aguas subterráneas en el sur Uruguay está representada por sistemas hidrogeológicos discontinuos en rocas precámbricas que ocupan un área del 30% (57.000km2). Aquí se concentra casi la mitad de la población (1.600.000hab) incluyendo su capital, la mayoría de las industrias, producción láctea y hortofrutícola. En primera instancia esta comunicación presenta una visión conceptual diferente a la tradicional de acuíferos fisurados reivindicando el concepto de conductor hidráulico donde queda mejor simbolizada la heterogeneidad de estos sistemas. Además se propone una caracterización basada en una detallada identificación geológica, tectónica e hidrogeológica del área en consideración. En este caso se observa que los mayores rendimientos de pozos están ligados a los grandes eventos tectónicos, con caudales que pueden ser mayores a 20m3/h, caudales específicos superiores a 1m3/h/m y profundidades menores a los 60m.
Palabras clave: acuífero, fisurado, conductor hidráulico

ABSTRACT

The occurrence of groundwater in southern Uruguay is represented by discontinuous hydrogeological systems in Precambrian rocks occupying an area of 30% (57.000km2). This accounts for almost half of the population (1.600.000hab) including its capital, most of the industries, dairy and horticulture. This paper presents a conceptual view, which differs from traditional fissured aquifer; vindicating hydraulic conductor concept which is best symbolized the heterogeneity of these systems. Also proposes detailed characterization identification based on geological, tectonic and hydrogeological of the area under consideration. In this case it is observed that the highest yields of wells are linked to major tectonic events, with flow rates that may be greater than 20m3 / h, specific flow rates over 1m3/h/m and depths less than 60m.
Keywords: aquifer, fissured, hydraulic conductor

Marco Conceptual

Una de las limitantes que se presenta en hidrogeología es la caracterización de los acuíferos fisurados o de rocas duras. En general se ha definido a los acuíferos fisurados, como cuerpos rocosos consistentes que acumulan agua en “rajaduras”, las cuales logran presentarse aisladas o conformando un conjunto (Sistema), y en su mayoría están comunicadas hidráulicamente.

Estas “rajaduras” son identificadas con fallas, diaclasas y fracturas de origen tectónico o no. Las primeras se forman a partir de esfuerzos que experimenta un subsuelo cristalino, generando estas macroestructuras con espacios suficiente que posibilitan el almacenamiento y circulación de agua subterránea. Las de origen no tectónico en general están representadas en su mayoría por fracturas y o diaclasas producidas por el alivio y/o descomprensión que se producen al erosionarse su cobertura.

En este tema coincidimos con la definición de Gustafson y Krásny (1994) quien denomina a los conductores hidráulicos como estructuras que permiten la acumulación y movimiento del agua en rocas cristalinas ígneas y metamórficas, a diferencia de los medios con porosidad primaria donde el término es acuífero. Por lo tanto la aplicación de este término es considerada impropia para un medio discontinuo, cuyas propiedades hidráulicas primarias se presentan como despreciables en relación a las secundarias.

En el caso de las rocas cristalinas fracturadas la capacidad de almacenar y transmitir agua está ligada a esas estructuras secundarias y no a la propia roca. Sus propiedades hidráulicas, dimensiones y límites son consideradas imprevisibles y en lo que se refiere a los parámetros hidráulicos, se caracterizan por una notable variabilidad debido

a la discontinuidad del medio. En este sentido, además del término acuífero, para cuya sustitución se propone el de conductor hidráulico, deberían adecuarse o reformularse respecto a los empleados para definir los parámetros hidráulicos típicos de medios continuos (permeabilidad, transmisividad, porosidad, almacenamiento y retención específica. Se entiende que en la mayoría de los casos la heterogeneidad y anisotropía de estos acuíferos impiden la utilización de estos parámetros. Además un ingrediente que agrega mayor complejidad a esta situación hidrogeológica, se presenta cuando se construye una perforación, la cual puede atravesar una o más fracturas en esta situación proponemos definir al pozo como conector hidráulico al sistema "pozo –fracturas atravesadas" donde el primero también resulta trascendente, pues no solo constituye una obra para captación, sino que puede conectar estructuras con potenciales hidráulicos diferentes o fracturas portadoras de agua con fracturas secas. Esto es frecuente en los medios discontinuos y por ello, aún sin bombeo, puede existir circulación vertical dentro del pozo que en algunas ocasiones determina la anulación de fracturas que se encuentran en una cota y potencial inferior a aportes de fracturas más superficiales.

Caracterización Hidrogeológica.

En esta situación, los resultados de los ensayos tenderán a la integración de las mismas. Por ello para obtener una caracterización de cada estructura, esta debe ser aislada del resto. La mayoría de las veces los parámetros del conector hidráulico deducidos del ensayo, tienen un significado que se restringe al ámbito del propio pozo.

El panorama presentado se debe tener presente principalmente en la caracterización y prospección de aguas subterráneas en este tipo de terreno, debe apuntar a tener un conocimiento detallado de las características geológicas y estructurales e hidrogeológicas como profundidad de captación, nivel estático, nivel dinámico, caudal y caudal específico. Seguidamente presentamos una caracterización hidrogeológica del basamento precámbrico uruguayo, para su elaboración se contó con los publicados en internet de la Dirección Nacional de Minería (DINAMIGE), del programa de riego PRENADER e información del programa para abastecimiento en zonas rurales (MEVIR) y de la Consultora Geoambiente. La información se incorporó a un SIG con la información geológica y estructural del área.

Presentamos a continuación la descripción de los resultados.

Geología

El precámbrico uruguayo está dividido en terrenos que según la definición de Harvé & Mpodosis (1990), es una entidad que presenta una asociación estratigráfica con historia geológica diferente de otros terrenos o áreas estables vecinas. Bossi et al (1998) propusieron que nuestro basamento cristalino estaba compuesto por tres terrenos: Terreno Piedra Alta (TPA), Terreno Nico Pérez (TNP) y Terreno Cuchilla Dionisio (TCD). (Fig 1).

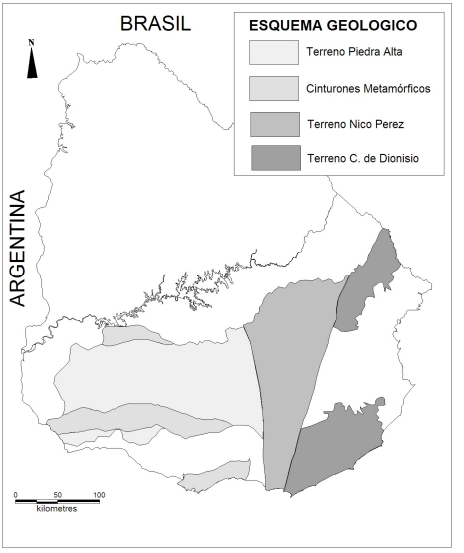


Fig.1. Esquema del Basamento Cristalino al Sur del Río Negro.

El TPA fue definido por BOSSI et al., (1993) comprende tres cinturones metamórficos groseramente subparalelos de rumbo E-W separados por áreas granito – gnéisicas. Las características del TPA está formado por gneises tonalíticos, granitos que cabalgan hacia el SE a un complejo metamórfico fuertemente plegado. El Terreno Cuchilla Dionisio, definido como Cinturón por BOSSI y CAMPAL (1992) agrupa un conjunto de asociaciones litológicas de distinto grado de metamorfismo dispuestas en varias estructuras groseramente paralelas de dirección general NNE.

Profundidad

Se analizó la información de 995 pozos, la mayoría se encuentra sobre el Terreno Piedra Alta y en las fajas metamórficas coincidiendo con las áreas de mayor densidad de población y de unidades productivas. Existe un 12% de pozos con profundidades que se encuentran entre 0m a 30m donde estarían representados los aportes de agua originados por alivio o descompresión es decir de origen no tectónico. Por otra parte la mayor frecuencia de fracturas portadoras se ubica entre 30m a 60m y a mayor profundidad de este intervalo la posibilidad de encontrar fracturas abiertas y portadoras de agua disminuye notablemente. (Fig. 2)

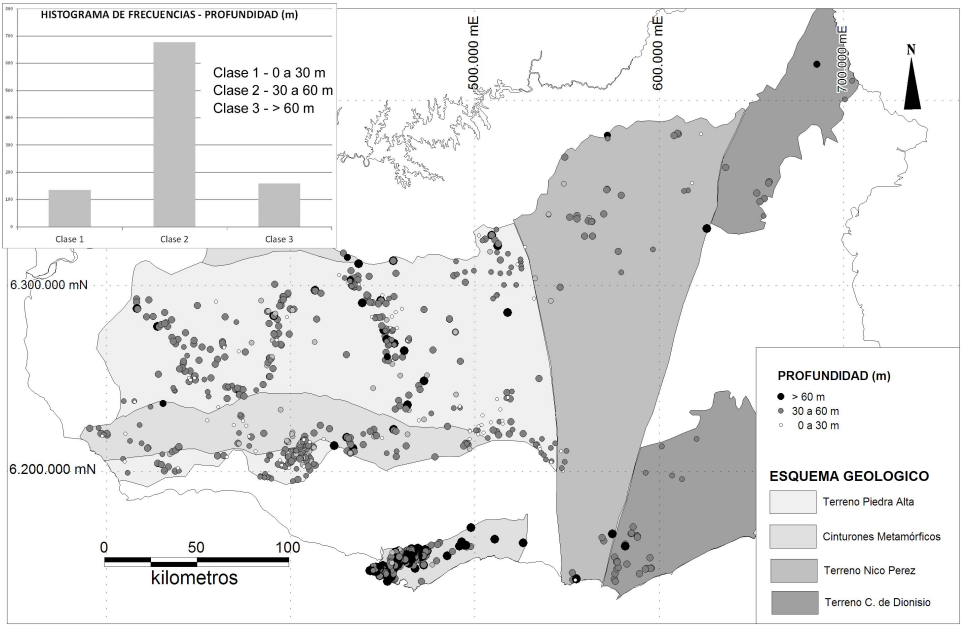


Fig.2. Profundidad

Caudal

Los muestreos de pozos utilizados comprende a obras precedidas a un estudio de prospección de aguas subterráneas realizados por un geólogo y en estas condiciones resalta que el 14% de los pozos tienen resultados negativos. Se destaca que los valores más frecuentes de caudal están entre 0,1 a 5 m3/h. Dentro de esta clase los identificados dentro del rango entre 0,1 a 1 m3/h son los que abastecen las viviendas rurales del programa MEVIR (Movimiento de Erradicación de la Vivienda Insalubre Rural), que abastece un promedio de cuatro personas por casa. En el intervalo entre 1 a 5 m3/h estos pozos cubren la demanda de tambos de la cuenca lechera igualmente en su mayoría en el Terreno Piedra Alta. La cantidad promedio de vacas es de 100 sea la demanda por animal entre 110 a 120 l/día. En el resto de las clases (entre 5 a 20 m3/h) principalmente abastecen el riego de minifundios de 5 a 10 hectáreas dedicadas a la producción de verduras y árboles frutales que cubre las necesidades estacionales de la capital, Montevideo. (Fig. 3)

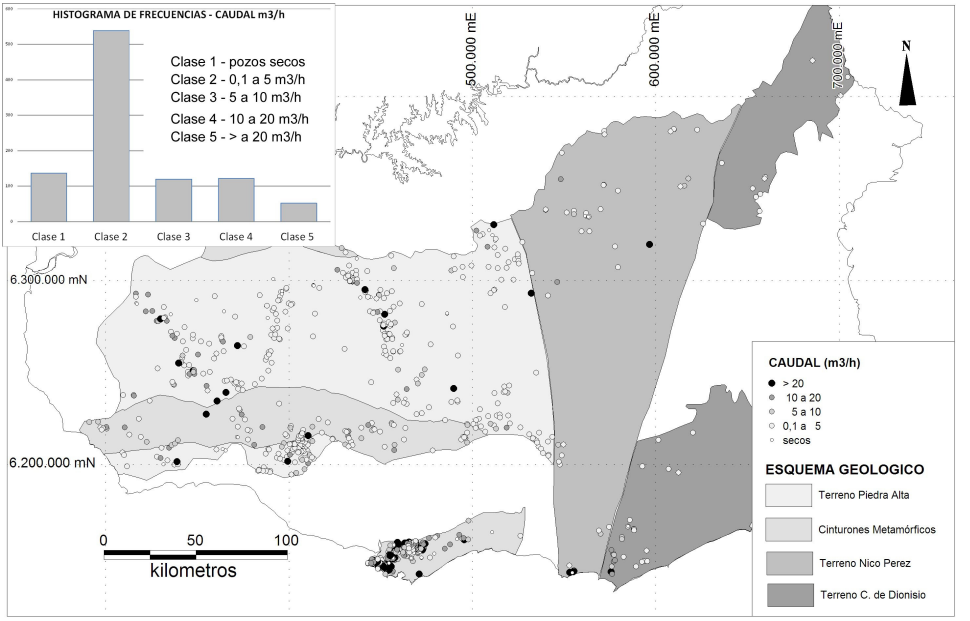


Fig. 3. Caudal

Caudal específico

Utilizamos el caudal específico como indicador de productividad, teniendo presente que su valor debe ser utilizado restringido a un evento tectónico evidente y comprobado, sabiendo que no se puede extrapolar a otros zonas con eventos similares. La mayor frecuencia de valores se encuentra entre 0,1 y 0,5 m3/h/m, típicos en este tipo de subsuelo.(Fig.4) Los valores mayores a 1 m3/h/m están localizados sobre fajas metamórficas intensamente fracturadas y al borde de la fosa tectónica de Santa Lucia. Es decir que los mejores conductores hidráulicos se originan como producto de eventos tectónicos considerables y en rocas con aptitudes para tener la mayor densidad de fracturas a partir de estos esfuerzos.

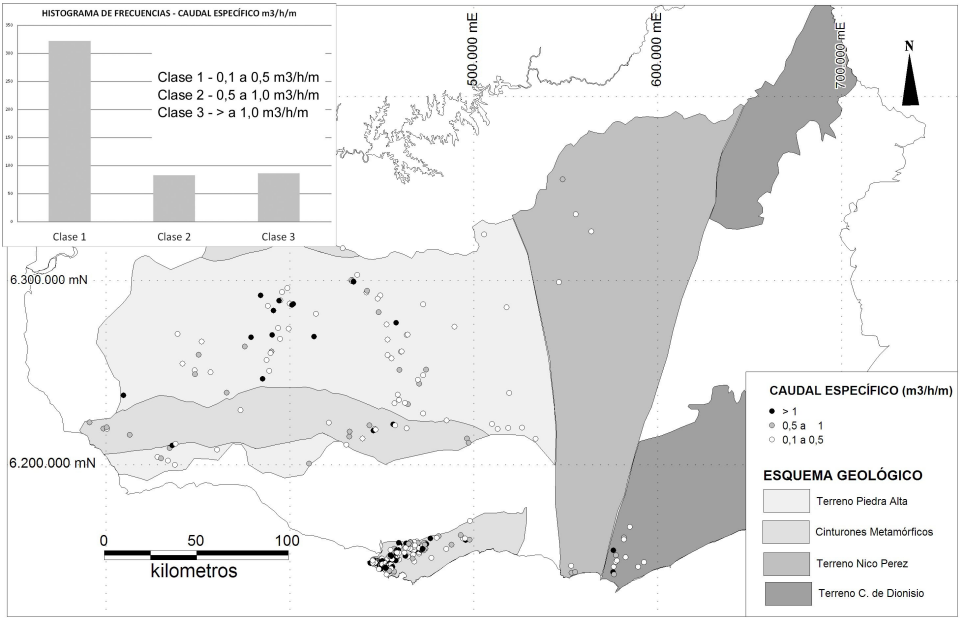


Fig. 4. Caudal Específico

Referencias

Banco de datos de DINAMIGE.MIE.

Banco de Datos de PRENADER.:M.G.A.P.

Bossi J. y Campal, N. 1993. El cinturón Cuchilla de Dionisio: Evento brasiliano en el Uruguay, 1er Simposio Internacional del Neoproterozoico – Cámbrico de la Cuenca del Plata.

Bossi, J y Navarro, R. 1991. Geología del Uruguay. Departamento de Publicaciones de la Universidad de la República, 966 p. Montevideo, Uruguay.

Hervé, F & Mpodosis C.,1990. Terrenos tectono-estratigráficos en la evolución de los Andes Chilenos, una revisión. Comunicaciones 41.67-72.

Iardino, G., Gonzalez, G., Montaño, J. 2010. Metodología para la estimación de la recarga directa del sistema acuífero fisurado por el método de fluctuaciones de la superficie libre (WTF) en la mina "Arenal", Departamento de Rivera. ROU. Congreso Uruguayo de Geología.

Montaño J. et al, 2000. Caracterización Hidrogeológica de Sistemas Fisurados. Punta Espinillo, Uruguay. Resumen del 1er. Congreso Mundial Integrado de Aguas Subterráneas. Fortaleza – Ceará, Brasil. 31/07-04/08/2000 p117. Editorial FINEP

Montaño, J. 1995. Metodología para la determinación de la Vulnerabilidad de acuíferos de la Cuenca del Aº Carrasco. Ministerio de Vivienda y Ordenamiento Territorial. Primeras Jornadas Científicas sobre Medio Ambiente. UDELAR. Pp III-30. Montevideo.

Montaño, J. et al. 1998. Importancia de la zona no saturada como amortiguación en los medios fisurados, 4º Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea. 16-20 de noviembre de 1998, Montevideo, Uruguay. Memorias – Vol 2:881-895. Editorial ALHSUD. Montevideo

Montaño, J. et al. 1992. Sobre-explotación de los Recursos Hídricos Subterráneos del Área Metropolitana de Montevideo. Actas del 1er Congreso Latinoamericano de Aguas Subterráneas. Mérida, Venezuela.

Montaño, J. 1989. Contaminación de los acuíferos de la Cuenca del Arroyo Pantanoso II. Conferencia Latinoamericana de Hidrogeología Urbana. ALHSUD. Buenos Aires. Argentina.

Gobernanza de aguas subterráneas

***Ofelia Tujchneider*[1]**

[1] Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas & CONICET. Universidad Nacional del Litoral. Ciudad Universitaria. Ruta Nacional 168 – Km472,4. S3000. Santa Fe. Argentina.
Tel: 54 342 3575233.Int150
Mail de contacto : pichy@fich.unl.edu.ar

RESUMEN

Dada la importancia de las aguas subterráneas en todas las actividades humanas y el hecho de constituir la mayor reserva de agua dulce del planeta, se plantea de modo prioritario la necesidad de su adecuada gestión y protección. En general y globalmente el recurso ha sido utilizado en función de las necesidades de los diversos requerimientos y no siempre se ha contado con el soporte del conocimiento y la planificación. La agricultura, el abastecimiento urbano, la minería entre otros, son los mayores consumidores. Se presenta la posibilidad de generación de conflictos entre usos y requerimientos y la necesidad de un ordenamiento que incluya la participación de la sociedad, tomadores de decisión, políticos, educadores, etc. Surge entonces el concepto de gobernanza de aguas subterráneas como la posibilidad de implementación de un concepto superador en la planificación para la protección y sustentabilidad del recurso.
Palabras clave: gestión, protección, gobernanza

ABSTRACT

Given the importance of groundwater in all human activities and the fact that it is the largest reservoir of fresh water on the planet, is that arises as a priority the need for proper management and protection. In general, globally, the resource has been used depending on the needs of the various requirements and that use has not always relied on the support of proper knowledge and planning. Agriculture, urban water supply, mining among others, are the largest consumers. Potential conflicts between uses and requirements and the need for management strategies that include the participation of society, decision makers, politicians, educators, etc., are basic aspects to take into account. This way raises the concept of groundwater governance as the possibility of implementing an improving concept in planning for the protection and sustainability of the resource.
Keywords: management, protection, governance

Introducción

Se considera que el agua subterránea representa alrededor del 97% de los recursos de agua dulce disponibles en el planeta. Estas estimaciones a nivel global son útiles para rescatar la importancia de los sistemas de aguas subterráneas, desde el punto de vista de los requerimientos de la actividad humana y los conceptos ambientales de sustentabilidad.

Las principales categorías de uso de las aguas subterráneas por la magnitud de los volúmenes extraídos,(Margat y van der Gun, 2013), son: 70% para irrigación (688km^3/año), 21% para uso doméstico (209km^3/año) y el 9% restante (85km^3/año) se destina a industria y minería. Esto es variable según los continentes y las situaciones particulares de las actividades de los países; así el detalle para Sud América indica que un 48.8% es dedicado a irrigación, 31,5% a uso doméstico y 19,7% a la actividad industrial y minera.

Otros usos también importantes pero con volúmenes menores son el aprovechamiento de energía geotermal, termas y recreación, agua mineral, además de las contribuciones al ambiente como soporte ecológico de humedales y mantenimiento del caudal de base de los cursos superficiales.

Lo aquí expresado constituye una aproximación valiosa para orientar la consideración de las necesidades de evaluación y protección del recurso.

Desarrollo

Lo expresado precedentemente lleva involucradas las implicancias socio-económicas que difieren según los sectores y modalidades de uso. Se genera entonces una red compleja de causas y efectos, relaciones e

interdependencias, con las cuales debe estar comprometida la sociedad toda.

El concepto que el agua dulce puede considerarse como un bien único, limitado y escaso para las necesidades del hombre y tiene un valor económico, social y ambiental, es de reciente percepción. En relación al agua subterránea, ésta ha sido utilizada desde la antigüedad y su calidad ó el condicionante tecnológico para la abstracción constituyeron el limitante del uso. Se vislumbra un escenario de escasez del recurso, con demandas crecientes e implicancias ambientales y ecológicas cada vez más severas.

La gestión de los recursos hídricos subterráneos puede definirse como "una actividad planeada para optimizar la explotación y el uso de los recursos de agua subterránea locales, regionales o nacionales, tomando en consideración la sustentabilidad del recurso, del ambiente y ecosistemas relacionados" (Groundwater Governance Project, 2013)

El enfoque de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos - proceso sistemático de la vinculación del agua con las políticas, objetivos y usos que permitan optimizar la toma de decisiones - se constituye en una estructura de coordinación para la integración de las necesidades sectoriales, las políticas del agua y la asignación de recursos, dentro del contexto de los objetivos sociales, económicos y de desarrollo ambiental.

Tomando en cuenta que se entiende por gobernanza al "ejercicio de la autoridad política, económica y administrativa en la gestión de los asuntos de estado en todos los niveles. Esto comprende los mecanismos, procesos e instituciones a través del cual los ciudadanos de una nación articulan sus intereses, median sus diferencias y cumplen sus derechos y obligaciones legales" (UNDP en Foster et al.,2010).

La rápida afectación de los recursos hídricos subterráneos en cantidad, manifestado en la disminución de volúmenes de reservas y la degradación de la calidad, es claro indicio de la necesidad de generar acciones tendientes a revertir, en lo posible, esta situación.

El concepto de "gobernanza de aguas subterráneas" es complejo, visualizado desde diferentes puntos de vista y varias acepciones pueden asumirse para su definición:

"un patrón global y conjunto de guías y principios que determinan y permiten la gestión sostenible de los recursos de aguas subterráneas y el uso de los acuíferos"

El Grupo de Trabajo del Proyecto Gobernanza de Aguas Subterráneas: Un Marco Global para Acciones Locales (FAO,GEF,IAH,UNESCO-PHI,BM) toma lo expresado por Sanier y Meganck indicando que: "es el proceso mediante el cual se gestiona el agua subterránea a través de la aplicación de la responsabilidad, la participación, la disponibilidad de la información, la transparencia, las prácticas consuetudinarias y las normas jurídicas. Es el arte de coordinarlas acciones administrativas y toma de decisiones entre y dentro de las diferentes instancias jurisdiccionales, una de las cuales puede ser global" (Da Franca, 2012).

Resulta adecuado referir la definición de Wijnen en Groundwater Governance Project (2013): "se entiende por gobernanza como la operación de reglas, instrumentos y organizaciones que pueden compatibilizar el comportamiento de los tomadores de decisión y los resultados actuales con los objetivos de las políticas".

Foster y Garduño (2013) expresan:"la gobernanza de aguas subterráneas comprende la promoción de acciones colectivas responsables para asegurar la utilización socialmente sustentable y la efectiva protección de los recursos de aguas subterráneas para el beneficio de la humanidad y los ecosistemas dependientes"

Tanto la gestión como la gobernanza están estrechamente relacionados y es muy sutil el límite entre ambas, lo cual está sujeto a intercambio de opiniones entre los especialistas. Es habitual que se muestren actividades de planificación y/o esbozos de gestión como resultados positivos de gobernanza.

En función de las definiciones propuestas, los aspectos más importantes a tener en cuenta, como ejes de las acciones son:

- **Aspectos de conocimiento técnico, métodos y herramientas científicas:** se requiere datos, información y conocimiento de calidad y accesible que permitan: definir la geometría del reservorio, los parámetros hidráulicos formacionales, relación recarga/descarga, calidad natural, vulnerabilidad, explotación intensiva y contaminación, escenarios de variabilidad y cambio climático, relación oferta/demanda etc.
  Todo ello involucra la utilización de procedimientos metodológicos y escala de trabajo, adecuados en un contexto ambiental holístico.
- **Aspectos legales e institucionales**: es sólo últimamente que la legislación se orienta a prestar atención a la

necesidad de gestionar y proteger las aguas subterráneas, dentro de la unicidad del ciclo hidrológico. Esto es el resultado de la búsqueda de la gestión eficiente y sostenible de los recursos hídricos y respondiendo a situaciones de cambio en el uso de la tierra, urbanización y necesidad de seguridad alimentaria y energética. Si bien han habido grandes avances al respecto, se requiere una adaptación de las políticas de las instituciones involucradas.

- **Aspectos sociales y culturales**: es importante abordar el tema de la percepción del agua subterránea en la sociedad toda. Ha habido una lenta evolución desde una situación de indiferencia a un interés creciente, según las necesidades sectoriales. Desde una componente espiritual y tradiciones religiosas hasta las cuestiones utilitarias de abastecimiento para diferentes usos, con los intereses inherentes involucrados.

- **Aspectos Económicos**: en la mayoría de los casos el agua subterránea es considerada como un recurso o "bien común", generalmente sujeta su utilización al otorgamiento por la autoridad competente de "derechos de uso" y consecuente cobro de servicios. Resulta así una relación de precio en un mercado cambiante que debería considerar las situaciones de escasez y almacenamiento, los impactos de la calidad, compatibilizar los roles de los sectores públicos y privados, las posibilidades de los usuarios para pagar y las externalidades, entre otros. El dinero obtenido debería ser reinvertido en actividades de gestión y protección.

- **Aspectos de comunicación y educación:** una cuestión importante es la implementación de modo habitual, de actividades de comunicación y concienciación sobre la importancia de las aguas subterráneas y las estrategias de planificación que se abordan para su gestión y protección. La educación en todos los niveles de la enseñanza permite una colaboración más activa de los usuarios.

- **Aspectos sobre el fortalecimiento de capacidades:** es necesario considerar que se necesita personal calificado, con conocimientos temáticos específicos y actualizados en todos los niveles de los organismos públicos y/o privados dedicados al tema. En muchos casos se trabaja por analogía con las aguas superficiales y se minimiza el riesgo de decisiones equivocadas.

- **Aspectos sobre la participación de actores:** lograr el empoderamiento de la sociedad en relación a la gestión y protección del recurso facilitará el logro de una buena gobernanza. La identificación de los actores y sus roles debe basarse en estudios sociales y ambientales, con enfoque multidisciplinario y en diferentes escalas geográficas. La implementación de programas de educación, sensibilización, audiencias públicas y encuestas, entre otros permitirá que los tomadores de decisiones obtengan el necesario consenso social que acompañe los procesos de planificación y su concreción.

Reflexiones

Figure 1.1 Groundwater circulation according to Athanasius Kircher. (Kircher, 1665)

Figura 1. En Margat y van der Gun 2013.

La figura 1 muestra un esquema de circulación del agua subterránea del año 1665, realizado por Athanasius Kircher. A través de los siglos se ha pasado de una percepción, respecto de la ocurrencia de las aguas

subterráneas, que va desde la imaginación, la mitología hasta la observación científica.

Para enfrentar el desafío de implementar acciones hacia una buena gobernanza de las aguas subterráneas el tema debe estar incluido en la agenda política de los países; hay que fortalecer los organismos gubernamentales para evitar discontinuidades administrativas que interrumpan la aplicación de las políticas; la cooperación en todos los niveles desde lo local a lo internacional favorecerá la coordinación de actividades y sistemas de comunicación eficientes facilitarán la transparencia.

El eje principal de todas las acciones tiene que estar basado sobre el derecho humano al agua segura y el acceso al saneamiento. El análisis costo-beneficio puede reducir la importancia conceptual y actual de la gestión y gobernanza de las aguas subterráneas. Esto se relaciona claramente con la necesidad de fondos suficientes que garanticen la provisión de los servicios de un modo sostenible y que todos los actores participen en roles definidos.

El conocimiento de la importancia ecológica del recurso tiene que ser profundizado, al igual que la comprensión holística del ciclo hidrológico, la relación agua superficial-subterránea y su contribución al mantenimiento de los humedales.

En la medida que los recursos hídricos subterráneos constituyen la mayor reserva de agua dulce del planeta, su gobernanza, gestión y protección será necesario se constituya en una prioridad a nivel global. El diálogo multilateral entre todos los actores involucrados es de fundamental importancia y la gobernanza de aguas subterráneas tiene que estar articulada en un contexto de gestión integrada de recursos hídricos.

Referencias

Da Franca Nelson 2012. Latin América and the Caribbean Regional Consultation. Final Report. Ground Water Governance Project. Pp:37.

Foster S, Garduño H, Tuinhof A & Tovey C 2010. Groundwater governance conceptual framework for assessment of provisions and needs. GW.MATE. Strategic Overview Series Number 1. Pp:16.

Groundwater Governance Project 2013. Synthesis Report. Pp:36.

Margat Jean & van der Gun Jac 2013. Groundwater around the World. A Geographic Synopsis. Taylor and Francis Group.ISBN978-1-138-00034-6.Pp:348.