

International Association of Hydrogeologists Spanish Chapter

Proceedings

Congress on Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean Granada 2017

Impacts of Global Change on Western Mediterranean Aquifers



UNIVERSIDAD DE GRANADA

María Luisa Calvache, Carlos Duque, David Pulido-Velázquez (eds.)

María Luisa Calvache Carlos Duque David Pulido-Velazquez (eds.)

IMPACTS OF GLOBAL CHANGE ON WESTERN MEDITERRANEAN AQUIFERS

Oral and posters presentations submitted to the International Congress on Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean Granada, 6-9 November 2017



Granada, 2017



© EDITORS: MARÍA LUISA CALVACHE CARLOS DUQUE DAVID PULIDO-VELAZQUEZ
© 2017 International Association of Hydrogeologists-Spanish Chapter and Digital Edition, November 2017: www.aih-ge.org ISBN: 978-84-338-6152-8
© UNIVERSIDAD DE GRANADA Campus Universitario de Cartuja Colegio Máximo, s.n., 18071, Granada Telf.: 958 243930-246220
Web: editorial.ugr.es
Edita: Editorial Universidad de Granada Campus Universitario de Cartuja. Granada
Fotocomposición: María José García Sanchis. Granada

Cualquier forma de reproducción, distribución, comunicación pública o transformación de esta obra sólo puede ser realizada con la autorización de sus titulares, salvo excepción prevista por la ley.

Preámbulo	11
1. CONTRIBUTIONS REVIEWED BY SCIENTIFIC COMMITTEE	
1.1. Protection and sustainable use of groundwater	
Evaluación económica de la aplicación del agua subterránea desalobrada para agricultura en el campo de Carta- gena Jesús Omar Aparicio, Lucila Candela, Oscar Alfranca	19
Assessing groundwater governance: Some lessons from the aquifers Huescar-Llano de la Puebla (southeastern Spain) J. BERBEL, A. EXPÓSITO, L. MATEOS	25
Concepts on groundwater resources	27
Etude hydrogeologique du champ captant tihli dans la plaine du Gharb (province de Sidi Kacem) pour une meilleure gestion du potentiel hydraulique (Maroc) A. El HAMDI, M. MORARECH, M. SAADI, I. KACIMI, T. BAHAJ	29
Groundwater Resources Scarcity in Souss-Massa Region	35
Características de algunas surgencias ácidas en acuíferos generados por la minería de sulfuros (SO España) M. Olías, F. Macías, C.R. Cánovas, R. Moreno	37
Uso sostenible de los recursos subterráneos del acuífero aluvial del río Manilva (Málaga)	43
Technical fact sheets on the relevance of industrial groundwater monitoring network: A tool for priority actions and pollution management	49
1.2. MONITORING AND MODELING APPROACHES FOR EVALUATING CHANGES IN GROUNDWATER QUALITY AND QUANTITY	
Groundwater as an useful resource in the adaptation to the climate change: the case of the sinclinal de Calasparra aquifer (Murcia, Spain)	55
Risque de pollution des eaux souterraines de la plaine de zana, est Algerien	57
Development of a GIS based procedure (BIGBANG 1.0) for evaluating groundwater balances at National scale and comparison with groundwater resources evaluation at local scale	67
Developement of "prk plus" multicriteri approach to evaluate the sensitivity of groundwater against pollution using gis and remote sensing application to the souss aquifer around south area(south of Morocco)	69
Assessing the uncertainties of the water budget in the torrevieja aquifer (southeast Spain)	75
Paleohydrogeological model of the groundwater salinity in the Motril-Salobreña aquifer	77

Hydrogéochimie des sources thermales du couloir sud-Rifain (Maroc) K. El Morabiti, M. Benmakhlouf, A. Pulido Bosch, J. Stitou Messari	79
Apport de l'hydrodynamique, et de l'hydrogeologique a la carcterisation du fonctionnement du systeme aquifere de taïcha (nappe de la maâmora-Maroc)	85
Geochemical and geophysical characterization of groundwater salinization in the ghis-nekor plain; nord of Mo- rocco	93
Investigation of the geochemical and geophysical evolution of groundwater under arid climate: A case study in Zima Lake, Bahira plain. Morocco	99
Caracterización de descargas subterráneas ocultas en el borde oriental de sierra Arana a partir de datos hidroquí- micos e isotópicos (Granada, sur de España)	105
Hydrogeochemical and isotopic investigations for evaluation of the impact of climate change on groundwater quality, a case study of the Plaine of Kasserine, Central Tunisia I. HASSEN, R. BOUHLILA, F. HAMZAOUI-AZAZA	113
Hydrogeochemical characterization of the Torreperogil and Sabiote active fault zone (province of Jaén, SE Spain): potential influence of earthquakes on aquifers R. JIMÉNEZ-ESPINOSA ROSARIO, P. HERNÁNDEZ-PUENTES	115
Flujos verticales en sondeos: relación entre testificaciones con flowmeter y perfiles de temperatura en el acuífero detrítico Motril-Salobreña (Granada, sur de España)	121
Gestión sostenible y planificación de los recursos hídricos del acuífero de los Rodeos (Tenerife) mediante el hospedaje del modelo numérico en una plataforma del cloud J. JÓDAR, A. BARRERA, M. ALMOLDA, F. BATLLE, M. IRIZAR, G. SERRA, A. CANTUDO, B. SALAS	127
Evolución de los niveles de inundación en dos cortas de las minas de Tharsis (Faja Pirítica Ibérica, España) R. Moreno, M. Olías	133
Chemical tracers and stable isotopes mixing models for the study of groundwater quality and recharge in the moroc- can high Atlas Mountains	139
Modeling soil transport of pesticides using different one-dimensional vadose zone numerical approximations J. Rodrigo-Ilarri, M.E. Rodrigo-Clavero, L. Ballesteros-Almonacid	141
Impact of rainfall structure on modelling solute leaching in soil and groundwater	147
Identifying trends in the water cycle of the "gave de pau" and "gave d'oloron" catchment areas in the northern Pyre- neesA. WUILLEUMIER, J-J. SEGUIN	153
Modeling of an amperometric biosensor response for the detection of pollutants in water samples	161
1.3.	

GROUNDWATER AND CLIMATE CHANGE

Influence des variations climatiques sur les réserves d'eau souterraine des plaines de Zana Chott Saboun et Gadaine (Nord-Est Algérien) H. BELALITE, M. R. MENANI	171
Assessing the impacts of climate change on groundwater recharge for the Chiba basin in Tunisia	177
Effects of climate variability on groundwater resources in coastal aquifers (case of Mitidja Plain in the north Algeria) BOUDERBALA	179
Escenarios futuros del cambio climático en el acuífero kárstico de la Sierra de las Nieves (Málaga) a partir de proyecciones de temperatura y precipitación generadas por modelos climáticos regionales	181
Quantitative Impact of Climate Variations on Groundwater in southern Italy D. Ducci, M. Poleмio	189
Effect of past wetter periods on current conditions in arid zone aquifers	191
The seasonal carbon dioxide budget from a Mediterranean mountain watershed in Corsica (implications from ground and surface waters)	197
Impacts of global changes on groundwater resources in north-east Tunisia: The case of the Grombalia phreatic aquifer	201
Hydrogeological model of Mijas mountain aquifers under different climate conditions (Malaga, Spain) J. MARTÍN-ARIAS (&) B. ANDREO, P. MARTÍNEZ-SANTOS	203
Qualitative evaluation of climate change effects on nitrate occurrence at several aquifers in the Catalonia inner basin J. MAS-PLA, L. PORTELL, A. MENCIÓ	205
Groundwater responses to climate change in a coastal semi-arid area from Morocco; case of Essaouira basin S. OUHAMDOUCH (&) M. BAHIR, P.M. CARREIRA, K. ZOUARI	207
Future effects of climate change on the dynamics of the Sierra Nevada snowpack: conclusions from cellular automata models	209
Modelo matemático distribuido de un acuífero kárstico mediterráneo para el estudio de los efectos del cambio climá- tico: el caso de la Sierra de las Nieves (Málaga, España) E. Pardo-Igúzquiza, A. Pulido-Bosch, J.A. Luque-Espinar, J. Heredia, J.J. Durán	211
Estimación preliminar de la recarga en las peridotitas de Sierra Bermeja (provincia de Málaga, España): sensibi- lidad al cambio climático	217
Impact of climate change on the leachate production of a bioreactor Landfill	225
Consideration about water level and salinity of two groundwater dependent wetland in the campo de Dalías (Al- mería) F. SÁNCHEZ-MARTOS, J.L. LÓPEZ-MARTOS, L. MOLINA SÁNCHEZ, F. NAVARRO-MARTÍNEZ	233
Estimación del balance hídrico y la recarga en el acuífero de la Sierra De Las Águilas bajo diferentes escenarios de cambio climático	239

1.4.

IMPACT OF GROWING POPULATION AND LAND USE CHANGE ON GROUNDWATER RESOURCES AND WETLANDS

Impacts of the water resources variability on cereal yields in the region of Souss-Massa Southern Morocco H. Abahous, L. Bouchaou, J. Ronchail, A. Sifeddine, L. Kenny	247
Groundwater salinity and environmental change over the last 20,000 years: isotopic evidences in the Lower Sado aquifer recharge, Portugal	249
Vulnerabilite et evolution des hydrosystemes cotiers de l'est algerien: l'aquifere de Teleza	251
Delineating the aquifer role in the anthropogenic fingerprint on the groundwater-dependent ecosystem of the Biguglia Lagoon (Corsica, France)	257
Change in the hydrological functioning of sand dune ponds in Doñana National Park (southern Andalusia, Spain)A. Fernández-Ayuso, M. Rodríguez-Rodríguez, J. Benavente	259
Impact des changements climatiques et des activites anthropiques sur les eaux souterraines dans les perimetres irrigues des Doukkala, Maroc	261
H. Jamaa, A. El Achheb, K. Ibno Namr, Y. Echelfi, T. Hamdouni	
Changement global et ressources en eau souterraines dans la region de Kairouan (Tunisie centrale): evolutions rapides et a long terme C. LEDUC, S. MASSUEL, J. RIAUX, R. CALVEZ, A. OGILVIE, N. BENAÏSSA, F. LACHAAL, Z. JENHAOUI	269
Assessment of water requirements of olive and apricots trees in Tinibaouine region (north-eastern of Algeria) Z. MANSOURI, R. MENANI	277
The first hydraulic culture in Europe: the bronze age Motillas of la Mancha (Spain)	283
Preliminary study of the impact of Guadalhorce river mouth channeling (málaga, Spain) on groundwater and related wetlands	289
Isotopic and chemical tracers for the sustainable management of water resources in semi-arid area: case of Massa catchment, Morocco	291
Calidad del agua subterránea y su relación con la actividad humana. Montánchez, un caso de estudio A. Romero, A. Romero, S. Rodríguez, A. de la Losa, E. Jiménez, J. Heredia	293
1.5. WATER MANAGEMENT CHALLENGES AND CASE STUDIES IN MEDITERRANEAN COASTAL AQUIFERS	
Modalités de gestion des aquifères de la Jeffara de Gabès en lien avec les écosystèmes oasiens J.F. Vernoux, F. Horriche, R. Ghoudi, S. Abdedaiem, M. Hamza	301
Consequences of seawater intrusion in Mediterranean Spain. Project SASMIE E. CUSTODIO	309
The estimation of aquifer hydrodynamic parameters using piezometric continuous measurement and tidal effect in Sidi Moussa coastal aquifer, Morocco	311
Numerical groundwater modelling as an effective tool for management of the deep aquifer at the Dakhla Bay (south of Morocco)	317

Evaluación del origen de la salinidad en el acuífero Plioceno Aloha en Marbella (Málaga)	319
Caracterización de la recarga en un episodio de precipitación excepcional e implicaciones sobre un lagoon costero asociado (campo de Cartagena-Mar Menor, SE España)	325
Application of galdit index to assess the intrinsic vulnerability of coastal aquifer to seawater intrusion case of the Ghiss-Nekor aquifer (North East of Morocco) T. KOUZ, H. CHERKAOUI DEKKAKI, S. MANSOUR, M. HASSANI ZERROUK, T. MOURABIT	331
Electrical resistivity tomography of freshwater-saltwater mixing zone applied to the study of a highly anthropized detrital coastal aquifer (Carchuna-Calahonda, Betic Cordillera, Spain)	333
1D and quasi-2D joint inversion of Tdem and Dcr Data to evaluate seawater intrusion in coastal areas: A case of study in Algarve (South of Portugal)	339
Métodos de suministro de agua de mar para desaladoras y su problemática	345
Approche multi-traceurs des eaux souterraines pour une meilleure gestion de la ressource dans les zones côtières: casde l'aquifère de Bou-Areg (Nador, Maroc).V. Re, N. El Amrani Paaza	351
Numerical modeling of groundwater age distribution in Motril-Salobreña Coastal aquifer (SE Spain) J. P. Sánchez-Úbeda, M. L. Calvache, M. López-Chicano, P. Engesgaard, C. Duque, R. Purts- chert	357
Groundwater age dating in Motril-Salobreña Coastal aquifer with environmental tracers (δ180/δ2H, 3H/3He, 4He, 85Kr, and 39Ar) J. P. Sánchez-Úbeda, M. L. Calvache, M. López-Chicano, R. Purtschert, P. Engesgaard, C. Martín-Montañés, J. Sültenfub, C. Duque	359
Multi-tracers strategy to define a conceptual model for the coastal aquifers of Mediterranean islands, case study of the Bonifacio aquifer (Corsica, France)	361
1.6. TECHNICAL AND INNOVATIVE SOLUTIONS AND GROUNDWATER MANAGEMENT FOR ADAPTATION TO GLOBAL CHANGE	
Multicriteria decision aid for choosing groundwater artificial recharge sites with treated wastewater: case study of mornag aquifer	365
Sowing water in Monchique Mountain: a Multidisciplinary MAR Project for climate change adaptation	371
Reactive transport modelling for the study of geochemical impacts induced by shallow geothermal exploitation García-Gil, Garrido Schneider, Sánchez Navarro, Vázquez-Suñé, Marazuela Calvo, Muela Maya	373
Usefulness of a groundwater temperature baseline monitoring network for the identification of thermal interferences among shallow geothermal exploitation systems in urban environments E. GARRIDO SCHNEIDER, A. GARCÍA-GIL, C. ARRAZOLA MARTÍNEZ, O. ESCAYOLA CALVO, J. A. SÁNCHEZ NAVARRO	381
Groundwater recharge assessment using wetspass: Case study of the Sidi Marzoug-Sbiba aquifer (Tunisia) F. JARRAYA HORRICHE, N. GHOUILI, N. MGAIDI, N. GHOUILI M. ZAMMOURI	387

Investigating the impact of climate change on groundwater recharge using a high precision meteo lysimeter in a dune belt of the Doñana National Park	389
Cuantificación mediante teledetección de las extracciones de agua subterránea en el acuífero de Aguascalientes (México)	391
Development of a new methodology of characterization of unconfined aquifers' ability to artificial recharge (ran- s2o) application on the Marrakech-Haouz aquifer. Morocco A. SINAN, B. OUTBOURAHTE, K. OUYAHIA, B. LEKHLIF, H.O. JARAR	397
Assessment of artificial recharge efficiency against groundwater stress in the El Khairat aquifer	405
2.	
OTHER CONTRIBUTIONS	
L'aquifère karstique du lias du saïs au Maroc à l'épreuve du changement climatique. Etat des lieux et adaptation F. AMRAOUI	409
2D Electrical resistivity tomography survey for shallow environmental study: case study of Oued Tahouna Grombalia Tunisia	411
The impact of drought on groundwater quality: case of Essaouira syncline, Morocco	413
Iwrm agreement: The case of el Haouz-Mejjat basin, Morocco	415
El método de las imágenes: una herramienta necesaria en los modelos de flujo de campos de bombeo J. Heredia, J. Gomes do Santos, P. Martínez Santos	417
El consumo responsable y la adecuación en la satisfacción de la demanda: elementos básicos en la adaptación al cambio global. El caso de la Sierra de Humilladero (Málaga, España) J. HEREDIA, S. MARTOS ROSILLO, A. GONZÁLEZ-RAMÓN, A. PEDRERA	419
Procesos climáticos que influyen en la recarga de acuíferos. Caso de la provincia de Granada J.A. Luque-Espinar, D. Pulido-Velázquez, E. Pardo-Igúzquiza, F. Fernández-Chacón	421
Do we know all about Doñana aquifer model? Naturalizing the behavior of a mathematical model through hydro- facies	423

N. NARANJO-FERNÁNDEZ, C. GUARDIOLA-ALBERT, C. SERRANO-HIDALGO

PREFACE

The Spanish Chapter of the International Association of Hydrogeologist is composed by 256 partners and represents and coordinates the activities of the IAH in Spain. It also collaborates for the development of international tasks together with the chapters of other countries.

During the last decades, it has promoted and organized national and international meetings focuse don multiple topics connected with the protection, management and know ledge of groundwater. This is reflected in a longlist of publications such as La Contaminación de las Aguas Subterráneas (Barcelona, 1981, Alcalá de Henares, 1994 y Valencia, 1998), La Sobreexplotación de Acuíferos (Almería, 1989, Puerto de la Cruz, 1991), La Ley de Aguas y las Aguas Subterráneas (Zaragoza, 1988 y Murcia, 1995), Las Aguas Subterráneas en la Planificación Hidrológica de diversas cuencas españolas (Lleida, 1996; Las Palmas de Gran Canaria, 1997), las Técnicas de Perforación de Pozos (Madrid, 1994), los Perímetros de Protección de las Aguas Subterráneas (Barcelona, 1994), la Evaluación de la Recarga de los Acuíferos en la Planificación Hidrológica (Las Palmas de Gran Canaria, 1997), las Aguas Subterráneas en el Noroeste de la Península Ibérica (A Coruña 2000), Las Aguas Subterráneas en el Plan Hidrológico Nacional (Madrid 2001), Presente y Futuro del Agua Subterránea en España y la Directiva Marco Europea (Zaragoza, 2002), El Agua y la Ciudad Sostenible: Hidrogeología urbana (Barcelona, 2003), Las Aguas Subterráneas en España ante las Directivas Europeas: retos y perspectivas (Santiago de Compostela, 2007), El Agua y las Infraestructuras en el Medio Subterráneo (Barcelona, 2008), El papel del Agua Subterránea en el funcionamiento de los Humedales (Zaragoza, 2009), Las Aguas Subterráneas: desafíos de la gestión para el siglo XXI (Zaragoza, 2011), Las Aguas Subterráneas y la Planificación Hidrológica (Madrid, 2016).

One issue that is increasingly concerning groundwater specialists is the impact of global change. New challenges in the world as population growth and migration, climate change, urbanization and expansion of infrastructures, and changes in land use and pollution may produce important impacts on groundwater quantity and quality, that will require the definition of sustainable strategies to manage water resources systems. In this context the Spanish Chapter together with French, Italian, Moroccan, Portuguese and Tunisian IAH Chapters and the Algerian Group organize the congress on Groundwater and Global Change Western Mediterranean (GWM-CHANGE).

The Spanish Chapter of the IAH and the University of Granada managed the organization of the congress in Granada, Spain, in November of 2017 to create a forum for discussion and exchange of the perspectives and ideas about groundwater for a group of countries that share climate and water issues. This book collects the 92 scientific contributions presented either orally or as posters in the congress showing studies based on Algeria, France, Italy, Morocco, Portugal, Spain and Tunisia.

The manuscripts reviewed by the scientific committee have been divided in the following six categories based on the topic considered:

- -Protection and sustainable use of groundwater
- -Protection and sustainable use of groundwater
- -Groundwater and climate change
- --Impact of growing population and land use change on groundwater resources and wetlands
- -Water management challenges and case studies in Mediterranean coastal aquifers
- -Technical and innovative solutions and groundwater management for adaptation to global change

Acknowledgments: The expenses of the edition of this book were funded by the IMPADAPT project CGL2013-48424-C2-2-R of the National Research Plan (Plan Estatal I+D+I 2013-2016), funded by the Spanish Ministry MINECO (Ministerio de Economía y Competitividad). One of the editors has received funding from the European Union Seventh Framework Programme (FP7/2007-2013) under grant agreement núm 604496.

HONOR COMMITTEE CHAIRED BY THE KING OF SPAIN

ORGANIZING COMMITTEE

María Luisa Calvache	Congress Chair, University of Granada
Antonio Chambel	President of IAH
Bartolomé Andreo	President of Spanish IAH Chapter
Ammar Maoui	Head of the Algerian Group
Michel Bakalowicz	President of French IAH Chapter
Bouabid El Mansouri	President of Moroccan IAH Chapter
Marco Petitta	Vice President - Europe (West & Central)
Daniela Ducci	President of Italian Chapter
Raquel Sousa	President of Portuguese IAH Chapter
Faten Jarraya Horriche	President of Tunisian IAH Chapter

MANAGING COMMITTEE

José Benavente University of Granada María Luisa Calvache University of Granada Carlos Duque Aarhus University, Denmark Juan José Durán Spanish Geological Survey Francisco Javier García Provincial Government of Granada Antonio González-Ramón Spanish Geological Survey Manuel López-Chicano University of Granada Manuel López-Rodríguez Regional Gov. Junta Andalucía Sergio Martos Spanish Geological Survey Joaquín Navarro Guadalquivir Basin Authority David Pulido Spanish Geological Survey

Scientific Committee

Boudoukha Abderrahmane University of Batna, Algeria Carlos Costa Almeida University of Lisboa, Portugal Bartolomé Andreo University of Málaga, Spain José Miguel Andreu Rodes University of Alicante, Spain Alice Aureli UNESCO Michel Bakalowicz University of Montpelier, France Lahcen Benaabidate University Moulay Abdellah, Morocco José Benavente Herrera University of Granada, Spain Abderrazak Bouanani University of Tlemcen, Algeria Rachida Bouhlila National School of Engineering, Tunisia Irene Bustamante Gutiérrez Complutense University of Alcalá, Spain María Luisa Calvache Quesada University of Granada, Spain María del Carmen Cabrera Santana University of LPGC, Spain Lucila Candela Lledó Technical University of Cataluña, Spain Fernando Delgado University of Granada, Spain Daniela Ducci University of Napoli, Italy Carlos Duque Calvache Aarhus University, Denmark Bouabid El Mansouri University Ibn Tofail, Morocco

Jamal Eddine Stitou El Messari University Abdelmalek Essaadi, Morocco Francisco Javier Elorza Tenreiro Technical University of Madrid, Spain Paolo Fabbri Study University of Padova, Italy Ahmed Fekri University Hassan II, Casablanca, Morocco José Luis García Aróstegui Spanish Geological Survey, Spain Antonio González Ramón Spanish Geological Survey, Spain Fadoua Hamzaoui Science Faculty of Tunisia, Tunisia Lahoucine Hanich University Cadi Ayyad, Morocco María del Carmen Hidalgo Estévez University of Jaén, Spain Faten Jarraya Horriche Centre of Water Research and Technology, Tunisia Slimane Kachi University of Guelma, Algeria Manuel López Chicano University of Granada, Spain Gil Mahé University of Montpellier II, France Marisol Manzano Arellano Technical University of Cartagena, Spain Ammar Maoui University of Guelma, Algeria Jean-Christophe Maréchal French Geological Survey, France Wenceslao Martín Rosales University of Granada, Spain Jose Martins Carvalho ISE of Porto, Portugal Sergio Martos Spanish Geological Survey, Spain Marco Masetti Study University of Milano, Italy Nicolas Masséi University of Rouen, France Rosario Melo da Costa Univ. of Tras-os-Montes e Alto Douro, Portugal Redha Menani University of Algeria Ignacio Morell Evangelista University Jaume I, Spain Jacques Mudry University Franche Compté, France Manuel Oliveira National Laboratory of Civil Engineering, Portugal Marco Petitta Sapienza Univesity of Roma, Italy Vincenzo Piscopo Tuscia University of Viterbo, Italy Séverin Pistre University of Montpellier II, France Maurizio Polemio National Research Council, Italy Antonio Pulido Bosch University of Almería, Spain David Pulido Velázquez Spanish Geological Survey, Spain Miguel Rodríguez Rodríguez University of Pablo de Olavide, Spain Juan Carlos Rubio Campos IGME, Spain Jesús Sánchez Vizcaíno University of Castilla-La Mancha, Spain Fairouz Slama Engineering National School of Tunisia, Tunisia Raquel Sousa Nova University of Lisboa, Portugal Iñaki Vadillo Pérez University of Spain Fermín Villarroya University of Madrid Mounira Zammouri University of Tunisia, Tunisia

1. CONTRIBUTIONS REVIEWED BY SCIENTIFIC COMMITTEE

1.1. PROTECTION AND SUSTAINABLE USE OF GROUNDWATER

EVALUACIÓN ECONÓMICA DE LA APLICACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA DESALOBRADA PARA AGRICULTURA EN EL CAMPO DE CARTAGENA

JESÚS OMAR APARICIO

Departamento de Ingeniería Agroalimentaria y Biotecnología, ESAB, UPC 08860 Castelldefels, Barcelona, España. jesus.omar.aparicio@estudiant.upc.edu

LUCILA CANDELA Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, UPC. Jordi Girona, 1-3 08034 Barcelona, España. lucila.candela@upc.edu

OSCAR ALFRANCA

Departamento de Ingeniería Agroalimentaria y Biotecnología, ESAB, UPC 08860 Castelldefels, Barcelona, España. oscar.alfranca@upc.edu

Abstract: In the Campo de Cartagena region, the low precipitation (300 mm/yr) and high evapotranspiration (1200 mm/year) leads to an important limitation of available water resources. Agriculture is a strategic sector of the regional economy and its total contribution to the GNP, including agro-food industry, is estimated at 1015 M€, generating a direct employment of 41500 people. As available water resources are not enough to ensure the existing demand in the agricultural sector, farmers have install Reverse Osmosis (RO) small desalination plants (≤ 2200 m³/day). During last years, the technological improvements and low cost of the materials has allowed to take advantage of using the existing brackish groundwater (2000-6000 mg/L) in the agricultural production. It is estimated that more than 1000 small desalination plants exist in the region and it is still unknown the groundwater volume to supply agricultural demand. Measures taken by the administration, do not consider small desalination plants contribution in this plan. The final price found for m³ for desalination plants of 500 m³/day is €0.29, this price is highly profitable for agricultural use. Considering that plants were fully operational the groundwater exploitation would be an average estimation of in 197 hm³ year, which covers the agricultural demand.

Key words: Campo de Cartagena, continental brackish aquifers, economic assessment

1. Introdución

La creciente demanda de agua a nivel global, y como consecuencia, la fiabilidad de suministro de los recursos constituye una prioridad mundial (FAO, 2013), especialmente en zonas con climas semiáridos, como lo es la zona del Campo de Cartagena (SE, España). La región cuenta con condiciones naturales para actividades turísticas o la agricultura, dos sectores característicos del litoral mediterráneo.

En el Campo de Cartagena el aporte de agua mediante el trasvase Tajo-Segura, el bombeo de agua subterránea y la substitución de cultivos tradicionales de secano, o de regadío irregular, por un policultivo intensivo ha transformado la agricultura tradicional en una agricultura intensiva integrada en los mercados europeos (Pérez-Parra *et al*, 2002; Prieto-Prieto, 2009) de la que depende en gran parte la economía de la región (Romero-Díaz, *et al*. 2011).

Si bien las aguas subterráneas han contribuido de un modo fundamental al sostenimiento de la actividad agraria de la zona (Gil-Meseguer y Gómez-Espín, 2014), la continua explotación de los acuíferos y la degradación de su calidad ha conducido a que algunos no sean directamente aprovechables en la agricultura. En este contexto, el uso de recursos "no convencionales", como los procedentes de desalación de agua de mar/salobre y de regeneración de aguas residuales (Pulido y Estrella, 2007; Sanz, 2011) es de vital importancia. Actualmente el aumento de la capa-

cidad de instalaciones de ósmosis inversa, junto con la reducción del consumo energético hace que la incorporación de aguas no convencionales (marina/salobre desaladas) en la planificación hidrológica constituyan un aporte importante a los recursos hídricos disponibles (MMA, 2005; SCRATS, Com. Personal; SCRATS, 2017).

Para satisfacer la demanda, los agricultores han optado por la instalación de pequeñas plantas desalobradoras de agua subterránea salobre ($\leq 2200 \text{ m}^3/\text{dia}$) especialmente para regadio (Valdés-Abellan *et al.* 2013; Aparicio, *et al.* 2017). El agua desalobrada se mezcla con agua procedente del trasvase o del mismo acuífero para obtener una salinidad adecuada para sus cultivos. Actualmente no existe un inventario (se calcula en más de 1000 en la zona, diferentes en tamaño y producción), por ello se desconoce la extracción anual de agua subterránea en la región y las consecuencias que puede conllevar esta práctica a un futuro cercano.

En Este trabajo pretende realizar una estimación del volumen total de agua subterránea desalobrada en las pequeñas plantas y su coste por m³. La estimación se basa en el supuesto de la existencia de 1000 desalobradoras en funcionamiento.

2. Área de estudio

El Campo de Cartagena, SE de España (figura 1), es una llanura de 1.440 km² con elevaciones que oscilan entre nivel de mar y 1.065 msnm. Al sur y al este, la zona está limitada por el mar Mediterráneo, y por las sierras bajas al norte y al oeste. No existen cursos de agua permanente y el área es drenada por ramblas efímeras hacia el Mar Menor, laguna hipersalina incluida en la lista RAMSAR. La región se caracteriza por un clima mediterráneo semiárido, con una temperatura media de 18°C y 300 mm de precipitación anual distribuida de manera desigual en unos pocos eventos intensos, muy variables en el espacio y tiempo (Jiménez-Martínez, 2016). El principal uso del suelo es para agricultura. El riego por goteo es ampliamente utilizado en la región debido a los escasos recursos hídricos y la necesidad de conservación del agua (Soto-García, 2013). La distribución del uso del suelo en Campo de Cartagena es heterogénea, con cultivos leñosos (limón, naranja, mandarina, olivo, viñedos) y herbáceos (principalmente hortalizas).

Geológicamente está constituido por sedimentos neógenos y cuaternarios de la Cordillera Bética, situados de manera discordante sobre rocas metamórficas muy fracturadas de edad triásica.



Figura 1. Situación del Campo de Cartagena

Los recursos hídricos de la zona son fundamentalmente de origen subterráneo y del trasvase Tajo-Segura (inaugurado en 1980). Los recursos hídricos procedentes de las plantas desalinizadoras (agua de mar) y las pequeñas desalobradoras (agua subterránea) han aumentado notablemente desde 2005 (CHS, 2014). La hidrología subterránea del Campo de Cartagena es compleja y constituida por acuíferos sedimentarios, compuestos principalmente por margas, calizas, areniscas y conglomerados de edad tortoniense, mesiniense, plioceno y cuaternario (Jiménez-Martínez, 2016). Debido al incremento de la demanda de agua para riego, a la escasez hídrica de la región y la baja calidad del agua subterránea, los agricultores han optado por instalar pequeñas plantas desalobradoras mediante financiación privada para aprovechamiento de los acuíferos de la región, cuya salinidad oscila entre 2000-6000 µS/cm. En la zona el caudal de las plantas desalobradoras oscila entre 120 a 2200 m³/día, aunque las más utilizadas por los agricultores están entre 400 y 500 m³/día. El volumen asignado para riego agrícola del Trasvase Tajo-Segura es de 400 hm³/año, sin embargo, nunca se ha alcanzado el volumen previsto. Ello ha originado que la demanda hídrica agrícola sea cubierta a partir de extracción de agua subterránea y su desalobración. Las salinidades adecuadas para riego de los cultivos se obtienen a partir de la mezcla de agua desalobrada con agua de los acuíferos, agua procedente del Trasvase y en algunas ocasiones con agua de las grandes desalinizadoras de agua de mar. La proporción de los diversos orígenes es muy variable en función del año hidrológico.

En toda la zona regable las actividades relacionadas con la agricultura aportan 2364 M€al PIB y sostienen más de 100,000 empleos. De las ha regables 40,000 se sitúan en la zona del Campo de Cartagena.

3. Metodología

Los datos de explotación de las plantas se obtuvieron mediante tres campañas de campo (noviembre, 2014, mayo, 2015 y marzo 2016). Los valores fueron proporcionados por agricultores y empresas dedicadas a la instalación de estas plantas. Para la estimación se ha supuesto una producción promedio 500 m³/día de permeado (agua desalobrada) a partir de un bombeo de agua salobre y basado en la existencia de 1000 pequeñas plantas. El volumen desalobrado final es el 75% del total de agua bombeada que se estima en 666 m³/día (100%, valor medio).

El cálculo del coste unitario de agua se definió de acuerdo a las fórmulas clásicas de amortización y costes de explotación reflejados en la tabla 1, donde además se especifican los costes fijos y variables considerados en el estudio.

COSTES FIJOS						
a) Inversión inicial: $I = (A)$	I= Inversión inicial A= Coste desalobradora					
b) Amortización: $a = I. \frac{i.(1+i)^n}{i.(1+i)^n - 1}$	I= Inversión n= n° de años vida de la inversión i= Tanto por uno de interés					
COSTES VARIABLES						
	P= Personal M= Mantenimiento					
d) Costes de explotación anual:	MB= reposición de membranas					
CE = P + M + MB + RC + RQ + E	RC= Reposición de cartuchos de filtro RQ= Productos químicos E= Coste energético					

Tabla 1. Parámetros utilizados para el cálculo del coste del agua (m³/día)

El coste energético se calculó a partir de la suma de la extracción, procesos y transporte final. El coste de personal suele ser compartido; por lo general una sola persona puede gestionar la planta y la misma realiza diversas tareas en la finca. El mantenimiento se estima en 1-1.5% del total anual de la inversión, (Aparicio *et al.* 2017).

Para calcular el agua subterránea aplicada, se utilizaron datos de cultivos para 2015 procedentes de la Comunidad autónoma de la región de Murcia (CARM, 2017) (Tabla 2). Se realizó una estimación promedio de aplicación de riego según hectáreas, producción y cultivos de la región.

CULTIVO	ha				
HERBÁCEOS					
Cereales para grano	1540				
Cultivos forrajeros	86				
Cultivos industriales	64				
Flores	65				
Hortalizas	17641				
Leguminosas para grano	10				
Tubérculos consumo humano	3872				
Total, Cultivos Herbáceos	23278				
LEÑOSOS					
Cítricos	8036				
Frutales no cítricos	5395				
Olivar	689				
Otros cultivos leñosos	692				
Viñedo	50				
Viveros	98				
Total, Cultivos Leñosos	14963				
SUPERFICIE EN INVERNADERO					
Flores	55				
Hortalizas	1249				
Cítricos	4				
Viñedo	5				
Viveros	75				
Total, cultivos bajo invernadero	1388				
TOTAL, CULTIVOS	39629				

De acuerdo con los datos de la tabla 2, los cultivos predominantes en la zona regable, por orden de importancia, son los hortícolas (lechuga, melón, alcachofa y brócoli), y cítricos (limonero y naranjo).

Tabla 2. Distribución de cultivos de secano, regadío e invernadero
en el Campo de Cartagena (ha). Datos de 2015

4. Resultados y discusión

4.1. Costos fijos y variables

Si bien en pequeñas desalobradoras el periodo de vida útil puede llegar hasta 25 años según la calidad de los materiales empleados, para las plantas analizadas en la región la vida útil oscila entre 10 y 15 años.

Prod	ucción	Invers	sión	IVA 21%	Inversión + IVA	Anualidad de la amortización	Anualidad de la amortización +IVA	€/m³	€/m³ + IVA
m³/día	m³/año	€/m³/día	€	€	€	€	€		
500	180000	120	60000	12600	72600	5396.47	6529.72	0.02998	0.0363

Tabla 3. Coste del m³ para una planta de 500 m³/día, un periodo de amortización de 15 años y un 4% de interés

Costes variables					
Coste de Inversión (€)	72600				
Precio Energético (€/kwh)	0.048				
Consumo Energético (kwh/m ³)	2-2.5				
Precio de la energía (€/m ³)					
Personal (ϵ/m^3)	0.01				
Productos químicos (€/m ³)	0.01				
Mantenimiento y otros (€/m ³)	0.12				
Remplazamiento de membranas (€/m ³)	0.013				
Costo de Variables (€/m ³)	0.26				

Tabla 4. Estimación de los costes variables para una planta de 500 m³/día, un periodode depreciación de 15 años e interés del 4%. Valor promedio

De acuerdo con los resultados de la tabla 3 y 4 el coste promedio para plantas de 500 m³/día es 0.29 €/m³ incluidos costes fijos y variables. El precio obtenido es un valor medio pues depende de las características particulares de cada planta. Se observa que el mayor coste está asociado a la inversión inicial para la construcción de la planta y la energía consumida. Se debe destacar que el agua procedente del trasvase Tajo-Segura tiene un coste menor, 0.09 €/m³, (variable anualmente) respecto al agua desalobrada.

La demanda de riego para los cultivos cítricos es de 3940 m³/ha/año, y requieren un total de 31 hm³ para las 8036 ha existentes en la región. Para los cultivos hortícolas (17641 ha), son necesarios 104 hm³/año. En total, la necesidad hídrica total para los cultivos es de 136 hm³/año, C.R.C.C. (2017).

El proceso de desalobración por OI produce un permeado (agua desalobrada) que depende de cada instalación. Para las pequeñas plantas el volumen final procedente del tratamiento es del 75% del valor bombeado. Para las 1000 plantas desalobradoras consideradas en este estudio se obtiene un total de 206 hm³/año de agua para uso agrícola (incluye agua desalobrada y posterior mezcla con agua del acuífero). Este volumen, que cubre la necesidad hídrica de los cultivos se obtiene tiene tomando en cuenta que las plantas desalobradoras estén en continuo funcionamiento.

5. Conclusiones

La metodología económica aquí presentada es estimativa y tiene como objetivo mostrar la situación actual en el Campo de Cartagena. Si bien los datos utilizados son específicos de la zona de estudio, la metodología empleada es extrapolable a otras zonas con gestión similar.

Es necesario indicar que realizar una correcta estimación de la explotación y costos para las más de 1000 pequeñas plantas desalobradoras que se estima existen en la zona es una tarea difícil al no disponer de un inventario. Si bien no todas las plantas funcionan al máximo rendimiento y muchas no operan de forma continua, se puede asumir que el volumen de agua subterránea salobre explotada es de unos 242 hm³/año. Este volumen corresponde a situaciones derivadas de la ausencia de otros recursos hídricos alternativos, como el agua del trasvase.

Para este estudio específico, si el origen del agua de riego procediera solo de los acuíferos existentes, cubrir la demanda hídrica de los cultivos (136 hm³) supondría un costo superior a 39 M€, (al considerar la extracción y posterior mezcla con agua del acuífero). Este coste sería inferior si para la mezcla final se utilizara agua proveniente del Trasvase por tener una tarifa baja. Se debe destacar la imposibilidad de realizar un cálculo exacto del coste que supone cubrir la demanda hídrica mediante estos recursos debido a que los volúmenes trasvasados y su precio por m³ varían constantemente. El coste obtenido de $0.29 €/m^3$ de las pequeñas desalobradoras es altamente competitivo, aunque, una posible disminución de la calidad del agua del acuífero (debido al impacto de los retornos de riego, vertido poco controlado de la salmuera, características naturales de los propios acuíferos), y la continua extracción sin control, puede contribuir a un aumento del coste final.

Agradecimientos

Este estudio se enmarca en un proyecto de investigación más amplio (EUNCEM, CGL2013-48802-C3) financiado por el MICON (España). Asimismo, se agradece al Sr. A. Marín por su colaboración en la obtención de datos.

Referencias

- Aparicio, J.O., Candela, L., Alfranca, O., García-Aróstegui, J. (2017). Economic evaluation of small desalination plants from brackish aquifers. Application to Campo de Cartagena (SE Spain). Desalination, 411, p. 38-44.
- CARM, (2017). Comunidad autónoma de la región de Murcia http://www.carm.es/web/pagina?IDCONTENIDO=1&IDTIPO=180. Acceso mayo 2017.
- CHS. (2014). Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura 2009/2015, Murcia, España.
- C.R.C.C. (2017). Comunidad de regantes del Campo de Cartagena http://www.crcc.es/. Acceso mayo 17.
- FAO, (2013). Climate-Smart Agriculture Source book. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Gil-Meseguer, E. y Gómez-Espín, J. M. (2011). Cultivos bajo cubierta en el Sureste de España. Papeles de Geografía, 53-54, pp. 155-170.
- Jiménez-Martínez, J.L., García-Aróstegui, J.E., Hunink, S. Contreras, P. Baudron, L. Candela. (2016). The role of groundwater in highly human-modified hydrosystems: a review of impacts and mitigation options in the Campo de Cartagena-Mar Menor coastal plain (SE Spain). Environ. Rev. 00: 1–16 (0000) dx.doi.org/10.1139/er-2015-0089.
- MMA. (2005). Programa AGUA: Actuaciones para la Gestión y la Utilización del Agua. Ministerio de Medio Ambiente.
- Pérez-Parra, J., López, J. C. y Fernández, M. D. (2002). La agricultura del Sureste: situación actual y tendencias de las estructuras de producción en la horticultura almeriense, en J. M. García Álvarez-Coque (ed): La Agricultura Mediterránea en el siglo XXI. Mediterráneo Económico, 2, pp. 262-282.
- Prieto-Prieto, J. A. (2009). Agricultura y ganadería en el Campo de Cartagena como modelo de los cambios recientes que ha experimentado el sector primario de la Región de Murcia, en: 3.ª Edición de premios a la elaboración de materiales curriculares sobre la identidad de la Región de Murcia. Murcia, Consejería de Educación, Formación y Empleo, pp. 11 62.
- Pulido, A., y Estrella, T. R. (2007). Los acuíferos costeros y el suministro de agua de mar a las plantas desaladoras. Enseñanza de las Ciencias de la Tierra, vol. 15 (3), 274-279.
- Romero Díaz, A. y Belmonte Serrato, F. (2011): El Campo de Cartagena una visión global, en J. Hernández Bastida (coord.): Recorridos por el Campo de Cartagena. Control de la degradación y uso sostenible del suelo. Murcia, Instituto Mediterráneo del Agua, pp. 17-48.
- Sanz, B. M. (2011). Análisis económico de la desalinización. San Vicente del Raispeg.
- SCRATS, (2017). Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura. http://www.scrats. com/. Acceso Mayo 2017.
- Valdés-Abellan, J., J. Jiménez-Martínez, y L. Candela, (2013). HYDRUS application to assess possible impacts of non-conventional water irrigation under two different vadose zone monitoring strategies.

ASSESSING GROUNDWATER GOVERNANCE: SOME LESSONS FROM THE AQUIFERS HUESCAR- LLANO DE LA PUEBLA (SOUTHEASTERN SPAIN)

J. BERBEL University of Cordoba, Spain. e-mail: julio.berbel@gmail.com

A. Expósito University of Sevilla, Spain

L. MATEOS CSIC-IAA, Cordoba, Spain

Abstract: Groundwater governance has acquired relevant economic, social and political importance in the last decades, especially for developing countries where groundwater abstractions have become critical to sustain its growth. Nowadays there are few examples of effective groundwater governance. Despite the fact that most water policies target sustainability in the use of groundwater, a majority of aquifers are still overdraft as it is the case in the Mediterranean region and elsewhere. Good governance of groundwater resources should be capable to offer effective responses to achieve stated goals as well as to solve conflicts and avoid the "tragedy of the commons". This paper discusses effective governance of groundwater including the description of the recent evolution in the governance of two specific neighboring aquifers located in the North of Granada province (Andalusia, southeastern Spain). Both aquifers are representative of a semi-arid geographical context with Mediterranean climatic conditions and an intense irrigated agricultural development occurred in last decades based on groundwater abstractions. The aquifers are contiguous and share similar socioeconomic and natural characteristics, although both aquifers have developed different governance models and thus have achieved different sustainability results, what makes this case study of special interest.

Key words: Groundwater Governance, Andalusia, Horticulture, Groundwater Monitoring, Economic Instruments.

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds.) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

CONCEPTS ON GROUNDWATER RESOURCES

E. Custodio

Royal Academy of Sciences of Spain. Emeritus Prof. at the Civil and Environmental Engineering Department, Technical University of Catalonia. C/. Jordi Girona 1-3, 08034 Barcelona e-mail: Emilio.custodio@upc.edu

Abstract: When dealing with groundwater and water resources in general, various conceptual terms are used by different persons, experts and organizations. They are often applied without a clear–cut definition. This produces poor precision in the language, misinterpretations and uncertain evaluations that make figures difficult to be compared. Proposing a terminology is not a simple task if it has to agree to hydrogeological processes and the related environmental ones. However, this is a task that has to be done. Lack of precise definition of terms can be found in the Water Plans performed by the different water districts in Spain, as well as in the legal norms. Here, a synthetic proposal is done, following the sequence of hydrological–hydrogeological processes, pointing out some of the used terms. Part of them may coexist but the others should be discarded. Some of the terms to be considered when referring to groundwater are: use, demand, consumption, recharge, resource, exploitation, intensive exploitation, water mining, and recovery time. The English, Spanish and Catalan terms are given.

Key words: Groundwater, terms, resources, reserves, processes

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C., Pulido-Velazquez D. (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

ETUDE HYDROGEOLOGIQUE DU CHAMP CAPTANT TIHLI DANS LA PLAINE DU GHARB (PROVINCE DE SIDI KACEM) POUR UNE MEILLEURE GESTION DU POTENTIEL HYDRAULIQUE (MAROC)

A. El Hamdi M. Morarech M. Saadi I. Kacimi T. Bahaj

Laboratoire D°Océanologie-Géologie-Génie Géologique Faculté des Sciences, Université Mohammed V de Rabat (Maroc) Correspondant: amalgoaea@gmail.com

Abstract: This work aims to achieve a hydrogeological study an analysis of pumping tests data based on different drilling water of the area "Tihli". Located in the eastern part of the Gharb basin, this area is characterized by a very strong heterogeneity of aquifers. These are represented by two main aquifers of the Plio-Quaternary with not well know configuration: a water table and a deepwater. The Analysis of a large volume of data from water catchment and their compilation using the Geographic information system (GIS) tool, the model Rockworks 15 and the interpretation of pumping tests enabled: making cross-section of correlation, and a map of the piezometric level. As well as determination of hydrodynamic parameters on the one hand, and clarify the geometric and the hydrogeological structure of the catchment area Tihli on the other hand. The cross-section which is already made show an architecture of deposits channels type. For a better productivity to Sidi Kacem city, the favorable field extension should be located in the North of Tihli catchment area.

Key words: Hydrogeology, Hydrodynamics, Drinking water, Productivity, GIS

1. INTRODUCTION

La nappe du Gharb constitue l'un des principales systèmes aquifères du Royaume avec une superficie de 4000 km² située dans la zone littorale atlantique du bassin de Sebou, elle constituée d'un aquifère supérieur et d'un aquifère profond. Cette nappe est caractérisée par une bonne qualité des eaux souterraines, surtout qu'elle est accessible aux usagers (Cirac, 1985, Aberkan 1989, Belghyti 2014, El Mourabet, 1996). Et des productivités du captage généralement bonnes. La zone étudiée (Fig.1) est caractérisée par des systèmes aquifères d'âge Plio-quaternaire, la configuration géométrique et structurale de ces derniers restes mal connue. L'évolution géologique, au cours du cénozoïque des deux domaines structuraux mésetien et rifain, est à l'origine du développement du bassin du Gharb; cette dépression subsidente dissymétrique fait partie du grand sillon sud rifain. Ce bassin est subsident depuis le Vindobonien Moyen (Combe, 1975. Kili, 2007, Kacimi, 2004, El Mansouri, 1999. Flinch, 1996). (Flinch, 1993) a montré l'existence de bassins satellites qui ont largement contrôlé la mise en place ultérieure des aquifères au cours du Plio-quaternaire.

L'objectif de ce travail vise à préciser l'architecture des dépôts plio-quaternaires dans leur contexte hydrogéologique et hydrodynamique du champ captant Tihli.



Figure 1. Localisation du secteur d'étude

2. Methodes

Pour répondre aux objectifs de cette étude, nous nous sommes basés sur l'analyse des données fournies par les différents forages de l'Office Nationale de l'Eau et Electricité - Branche Eau (ONEE- BE) de la zone d'étude et des essais de pompage. Ainsi que les travaux de la géologie structurale qui proposent des modèles structuraux du bassin de Gharb [3].Nous avons utilisé également le model Rockworks15. L'ensemble de ces données sont intégrées dans un SIG et ont permis de réaliser:

- -La Cartographie des données (piézométrie, profondeur)
- -Les coupes lithologiques
- -L'analyse géostatistique et statistique des données hydrogéologique
- -Les paramètres hydrodynamiques

3. Resultats et discussion

La topographie profonde du bassin du Gharb se matérialise par des dépressions et des hauts fonds. Le secteur d'étude se situe au centre de la dépression Sidi Kacem– Nouirat, lieu de dépôts détritiques grossiers. Cette géométrie semble être responsable de l'épaississement des dépôts Plio-Quaternaires.

3.1. Contexte hydrogéologique

Les forages du champ captant Tihli alimentant la ville de Sidi Kacem et centre de Zirara, se situent dans le contexte hydrogéologique de la partie SE de la nappe du Gharb (Fig.2).

Les données des coupes lithologiques des forages, montrent une lithologie très variable. A l'Est, le substratum est matérialisé par les marnes bleues du Mio-Pliocènes.

La formation plio-quaternaire renferme une nappe qui circule principalement dans des niveaux grossiers formés par des galets et graviers (fig. 3, coupe 1 et 2) et des niveaux gréso-sableux avec une intercalation argilo- marneuse donne le caractère multicouche à l'aquifère plio-quaternaire du champ captant Tihli (fig. 3, coupe 1 et 2). Les coupes de corrélation établies montrent une architecture des dépôts type chenaux. (Fig.3).

L'analyse de la carte piézométrique montre un écoulement NE-SW avec un important gradient hydraulique, et un écoulement SW-NE avec un gradient hydraulique faible (fig.4). L'écoulement de la nappe est clairement guidé par la géométrie du réservoir, il se fait des bordures vers le centre (zone de stockage des eaux souterraines).



Figure 2: Situation des forages et les coupes de la zone d'étude



Figure 3: Coupes synthétiques de la lithologie du réservoir SUD-EST de Gharb



Figure 4 : Carte piézométrique du champ captant Tihli 2016

3.2. Contexte hydrodynamique

La fonction d'un aquifère est d'emmagasiner les eaux souterraines, en régulant le stockage et la libération de l'eau. Les paramètres hydrodynamiques sont des indices qui définissent l'aptitude de l'aquifère à récupérer et à délivrer l'eau. Ils sont indispensables pour connaître l'aquifère et ses volumes d'eau exploitables par un forage.

3.2.1. Interprétation d'essais de pompage (long durée) selon la méthode de Theis

Un pompage d'essai de 72h, du 11/10/2015 au 14/10/2015, avec la pompe d'exploitation qui fournit un débit maximal de 50 l/s. l'exploitation du forage a été arrêté pendant 4h pour permettre à la nappe de revenir à son niveau statique (12.5m). Après le pompage, la remontée du niveau d'eau a été suivie pendant 4 h.

Les variations du niveau d'eau sont observées dans le forage lui-même N°IRE 8/415 (Tihli I). Les observations au cours du pompage et pendant la remontée de la nappe sont présentées dans les figures 5 et 6.

La courbe de descente:

L'allure des courbes de rabattement obtenues lors du pompage d'essai et de la remontée (Fig. 5 et 6), permet de nous guider sur le choix de méthode d'interprétation.

L'alignement non-linéaire des points observés en début de pompage (fig. 5), qui s'atténue rapidement après 1200 secondes, traduit l'effet de capacité de l'ouvrage et/ ou l'établissement du régime transitoire pur.

Les rabattements reprennent leur progression, avec un certain décalage. Ce phénomène est assez difficile à interpréter. Il pourrait s'agir des influences successives et complexes de limites perméables et imperméables, liées à une forte hétérogénéité lithologique.

Par la suite, l'aquifère a tendance à se comporter comme un milieu infini, jusqu'à une stabilisation de rabattement, Ceci correspondrait au phénomène de drainance, qui peut être interprété, à tort, comme l'obtention d'un régime permanent lié à une limite perméable.

Diminution graduelle du rabattement : elle provient du fait que l'aquifère reçoit de l'eau d'une autre source, ou parce que le cône de dépression en expansion a intercepté une source de recharge. C'est un signe encourageant pour que ce forage soit une source d'eau durable.

La courbe de remonté:

Elles montrent une évolution régulière. On peut constater toutefois (fig. 6), sur la courbe une pente de plus en plus forte à partir de 1min à 60min de l'arrêt de pompage Ceci peut être du à la réalimentation de la nappe en forte recharge. Ce qui rend le rendement de ce forage optimal au future.



Fig 5: Variation du rabattement en fonction du temps au niveau du forage 8/415



Figure 6: Variation du rabattement en fonction du temps après l'arrêt du pompage au niveau du forage 8/415

A partir des courbes de rabattement obtenues lors du pompage d'essai et de la remontée (Fig 5 et 6), on a pu déterminer les paramètres hydrodynamiques de la zone d'étude : Transmissivité : T= 9.03 10-2 m2/s ; Coefficient d'emmagasinement : S = 1.10-12 ; Perméabilité : K= 1.29 10-3 m/s.

Le secteur d'extension favorable pour le centre de Sidi kacem pour une meilleure productivité, devrait se situer au Nord du Champ captant Tihli actuel suivant le tracé d'Oued Sebou.

4. CONCLUSION

Ce travail a permis d'illustrer l'apport d'une approche multicritères moyennant l'outil SIG à l'étude des aquifères Plio-quaternaires du champ captant Tihli. Cette dernière correspondant à une zone de subsidence entre deux grands domaines différents tant par la nature et l'âge des terrains que par le style tectonique (le Rif au Nord et la Meseta et le moyen Atlas au Sud). Du point de vue hydrogéologique, Les coupes de corrélation établies montrent une architecture des dépôts type chenaux. Ainsi que L'écoulement de la nappe est clairement guidé par la géométrie du réservoir, il se fait des bordures vers le centre.

Donc pour une meilleure productivité, le secteur d'extension favorable pour la ville de Sidi Kacem devrait se situer au Nord du champ captant Tihli actuel suivant le tracé d'Oued Sebou.

Remerciements

Nous remercions l'Office Nationale de l'Eau et Electricité - Branche Eau (ONEE-BE) d'avoir mis a notre disposition les données utilisées dans cet article.

References

- Aberkan M. (1989). Etudes des formations quaternaires des marges du bassin du Gharb (Maroc nord-occidental). Thèse de doctorat d'état, université de Bordeaux 1, núm. 964, 290p.
- Belghyti D. (2014) : Evaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique de la Nappe Maâmora (Kenitra-Maroc). Science Lib Editions Mersenne: Volume 6, núm. 140902.
- Cirac, P., (1985). Le bassin sud-rifain occidental au Néogène supérieur. Evolution de la dynamique sédimentaire et de la paléogéographie au cours d'une phase de comblement, thèse d'Etat, Univ, Bordeaux 1, France, 283p.
- Combe M (1975), Le bassin Rharb-Mamora et les petits bassins septentrionaux des oueds Dradère et Soueire, in: Ressources en eaux du Maroc. T2. Plaines et bassins du Maroc atlantique, Éd. Serv. Géol. Maroc, pp. 93-128.
- El Mansouri B (1999), Développement d'outils et concepts pour la gestion des eaux souterraines. Application à l'aquifère côtier du Rharb, thèse d'État, université Ibn-Tofail, Kenitra, Maroc, (142 p.).
- El Mourabet, M. (1996). Evolution structurale du Prérif occidental et des bassins du Saiss et du Rharb du Trias au Néogène, basée sue les données de subsurface (sismique réflexion et Gravimétrie). Thèse d'études supérieures de troisième cycle. Univ Mohammed V. Rabat. 191p.
- Flinch, J.F., (1993). Tectonic evolution of the Gibraltar Arc, Ph.D. Thesis, Rice Université, Houston, Texas, USA, 212.
- Flinch, F.J., (1996). Accretion and extensional collapse of the external Western Rif (Northen Morocco). In: Ziegler, P. A & Horvath, F. (eds): Peri-Tethys Memoir 2: Structure and prospects of Alpine basins and Forelands. Mém. Mus. Natn. Hist. Nat., 170, 61-85.
- Kacimi I., 2004. Modélisation hydrodynamique et hydrochimique de la nappe cotiére Gharb-Maamora. Maroc. Thése d'Etat Es –Sciences, Univ.Mohammed V, Rabat, 213p.
- Kili M. (2007). Les aquifères profonds du bassin du Gharb (Maroc). Géometrie, Bilan et Modélisation. Thèse d'Etat Es sciences, faculté des Sciences de Kénitra; 193p.

GROUNDWATER RESOURCES SCARCITY IN SOUSS-MASSA REGION AND ALTERNATIVE SOLUTIONS FOR SUSTAINABLE AGRICULTURAL DEVELOPMENT

I. MANSIR (&) B. CHEBLI

Laboratory of Mechanics, Processes Energy and Environment, National School of Applied Sciences, BP 1136, Agadir, Morocco e-mail: iman.mansir@gmail.com

L. BOUCHAOU

Laboratory of Geology and Geo-Environment, Faculty of Sciences, Ibn Zohr University, BP 8106, Agadir, Morocco

R. Choukr-Allah, M. El Otmani

Laboratory of Salinity and Plant Nutrition, Hassan II Institute of Agronomy and Veterinary Medicine, BP 773, Agadir, Morocco

Abstract: The Souss-Massa region, located in the south-west of Morocco, is among the regions that suffer the most from water stress. It's characterized by an arid climate with low and irregular rainfall in time and space. Consequently, there's a considerable rainfall deficit which negatively affects the water resources in the region. Moreover, the economy of the region is mainly based on agriculture which consumes more than 90% of the region's total water resources. As a result, surface water resources have become increasingly insufficient with regard to the demand. Use of groundwater resources has always been a secular practice in the area. In recent years, groundwater overexploitation has exceeded the renewable resources and has led to the depletion of the different aquifers of Souss-Massa region. In addition, high population growth, degradation of water quality, expansion of agricultural and industrial activity negatively affected water availability. Furthermore, a significant proportion of raw industrial and urban water rejections are released directly into nature, and excessive use of pesticides in agriculture and marine intrusion cause pollution and salinity of the groundwater.

This study focuses on the vulnerability of groundwater resources and alternative solutions for agricultural development. This thematic allows the use of unconventional waters to test new techniques for the treatment and recycling of wastewater. Treated wastewater will be reused for irrigation in the Souss-Massa region, in order to reduce the vulnerability of water resources scarcity, to improve economic growth, to promote sustainable use of treated wastewater in agriculture and to produce good quality agricultural products.

Key words: Groundwater, Overexploitation, Pollution, Vulnerability, Wastewater

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.
CARACTERÍSTICAS DE ALGUNAS SURGENCIAS ÁCIDAS EN ACUÍFEROS GENERADOS POR LA MINERÍA DE SULFUROS (SO ESPAÑA)

M. Olías F. Macías C.R. Cánovas

R. Moreno

Departamento de Ciencias de la Tierra, Centro de Investigación sobre Recursos Naturales, Salud y Medio Ambiente (RENSMA), Universidad de Huelva, Campus 'El Carmen' s/n 21071 Huelva (España). manuel.olias@dgyp.uhu.es

Abstract: The Iberian Pyrite Belt (IPB) is rich in massive sulphide deposits which have been intensely exploited since the second part of the 19th century. Sulphide minerals undergo an oxidation reaction in presence of water and atmospheric oxygen, releasing metals and generating acidity, a process known as acid mine drainage (AMD). The acidic leachates from the numerous abandoned mines existing in the IPB produce a huge impact on the water resources of the zone. In this work the characteristics of four acidic springs from adits of anthropic aquifers generated by sulphide mining are studied. In all of them it is observed a thermal character linked to the exothermic nature of the pyrite oxidation reaction. Although the discharges are moderate (usually between 0.2 and 1.5 L/s) the released leachates have a very high polluting potential, with average concentrations between 1.7 and 2.4 g/L of Fe, 227 to 351 mg/L of Al, 1.2 to 3.2 mg/L of As, etc. These discharges will continue during hundreds or thousands of years due to the longevity of the AMD processes. Some of these systems, as Poderosa and San Platón, show a behaviour similar to dual-porosity karstic aquifers, with a sharp and rapid response to intense rainfalls. At the other end, the Perrunal adit presents a high inertia and a slow response to rainfall events while La Sabina adit would have an intermediate behavior between both types of hydrogeological functioning.

Key words: mining, sulphides, acid mine drainage, anthropic aquifer, water pollution

1. Introducción

La Faja Pirítica Ibérica (FPI) contiene numerosos yacimientos de sulfuros masivos. Cuando estos minerales entran en contacto con oxígeno y agua sufren reacciones de oxidación liberando acidez, sulfatos y altas concentraciones de metales como Fe, Cu, As, Pb, Cd, Zn, etc., proceso conocido como drenaje ácido de minas (AMD por sus iniciales en inglés). La intensidad de las actividades mineras en la FPI (sobre todo desde la segunda mitad del siglo XIX y durante todo el siglo XX) junto con la escasa capacidad de neutralización de los materiales que la componen, originan lixiviados ácidos muy contaminantes que producen un gran impacto en la red fluvial de los ríos Tinto y Odiel (Sarmiento *et al.*, 2009; Olías y Nieto, 2015). Este trabajo se centra en la cuenca del Odiel, existen muchos focos contaminantes repartidos a lo largo y ancho de la cuenca, aunque las minas que generan un mayor impacto son las de Ríotinto (Fig. 1).

Las rocas que constituyen la FPI tienen una baja permeabilidad de forma que no existen acuíferos importantes. Los manantiales naturales tienen caudales muy bajos (habitualmente <0.1 L/s) y están ligados a flujos locales por la fracturación y alteración que afecta los primeros metros por debajo de la superficie del terreno. La mayor parte de estas surgencias se seca durante el verano, así como la mayoría de los ríos de la zona. Sin embargo, como consecuencia de las actividades mineras se perforan kilómetros de galerías y pozos mineros, se aumenta la fracturación de las rocas, se generan grandes escombreras de materiales gruesos muy permeables, etc. Todo ello hace que se aumente la permeabilidad de los materiales, de forma que se generan acuíferos antrópicos ligados a la minería. Una vez que cesan los trabajos mineros y las labores de desagüe,

el nivel piezométrico se recupera hasta alcanzar frecuentemente la cota de una antigua galería (Robles-Arenas y Candela, 2010), generándose una nueva surgencia que suele ser permanente y, en el caso de la minería de sulfuros, presenta condiciones ácidas y concentraciones altísimas de metales tóxicos (Caraballo *et al.*, 2015; Cánovas *et al.*, 2016). Estas surgencias producen un gran impacto en el medio hídrico, sobre todo durante la época seca cuando los caudales de los ríos de la zona son muy bajos o incluso nulos. Debido a la longevidad de la contaminación por drenaje ácido de minas, la contaminación emitida por estos manantiales artificiales continuará durante centenares e incluso miles de año (Younger *et al.*, 1997). En el futuro la situación incluso puede empeorar debido al efecto del cambio climático, que podría causar picos de concentraciones de elementos tóxicos más elevados (Nordstrom, 1999; Foulds *et al.*, 2014).



Figura 1. Cuenca del río Odiel mostrando la localización de las galerías estudiadas, las principales minas y los cursos fluviales afectados por AMD

Es imprescindible una adecuada caracterización hidrogeológica de estos sistemas para el diseño de medidas de remediación adecuadas. El objetivo de este trabajo es analizar las características de varios manantiales ácidos ligados a galerías de antiguas explotaciones mineras de la FPI en la cuenca del río Odiel.

2. Metodología

2.1. Zona de estudio

La FPI se extiende por el suroeste de la Península Ibérica desde la provincia de Sevilla hasta la costa portuguesa, con unas dimensiones aproximadas de 200 km de longitud por 40 km de anchura. Está constituida por tres formaciones que van del Devónico superior al Carbonífero: el grupo PQ formado por una alternancia de pizarras y cuarcitas, el complejo Vulcano-Sedimentario (CVS) formado por materiales volcánicos (principalmente dacitas y riolitas) intercalados en un secuencia sedimentaria (principalmente pizarras) y el grupo Culm, constituido por un potente paquete de pizarras y conglomerados. Asociados al CVS existen numerosos yacimientos de sulfuros masivos constituidos principalmente por pirita con cantidades menores de calcopirita, esfalerita, galena, etc. La zona tiene un clima mediterráneo con temperaturas medias próximas a 16.5° y precipitaciones en torno a 600-700 mm/año.

Todos los puntos seleccionados (Fig.1) corresponden a la salida de antiguas galerías mineras, aunque en el caso de San Platón la galería no es visible y el agua surge junto al talud de un camino. Aunque existen indicios de explotación romana y prerromana, las extracciones mineras a gran escala se iniciaron a partir de la segunda mitad del siglo XIX. Así, mina Poderosa se explotó por minería de interior y a cielo abierto desde 1864 a 1924 para la extracción de cobre. A finales de los años 90 fue de nuevo explotada a cielo abierto para la extracción del Au y Ag del gossan, existiendo una corta reciente y otra antigua (esta última rellena parcialmente con los materiales extraídos en la minería moderna). La explotación en San Platón se realizó entre 1906 y 1934 y en Perrunal entre 1901 y 1968. Por último, la galería la Sabina en las minas de Tharsis se excavó hacia 1860 (Pinedo Vara, 1963). Esta galería fue fallida pues pasó por debajo del mineral, que se explotó posteriormente en la zona de Filón Sur hacia donde se dirige (Pinedo Vara, 1963).

2.2. Muestreos y análisis de laboratorio

En diciembre de 2015 se instalaron aforadores Parshall en los vertidos de las minas Poderosa, San Platón y La Sabina para una determinación precisa del caudal, mientras que en la salida de la galería de Perrunal se instaló un vertedero triangular. Hay que señalar que el aforador de San Platón recoge también en parte la escorrentía superficial que se genera en la zona de la mina durante las precipitaciones intensas. En este trabajo se presentan los resultados del primer año de muestreo, con una periodicidad aproximadamente mensual (12 muestras en La Sabina y Perrunal, 15 en San Platón y 16 en Poderosa). Además del caudal, se midieron in situ la temperatura del agua, pH, conductividad eléctrica y potencial redox. Las muestras fueron filtradas (0.45 µm), acidificadas y conservadas en frío hasta su análisis. En laboratorio se determinaron mediante ICP-OES las concentraciones de Al, As, Ca, Co, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, S, Si y Zn.

3. Resultados y discusión

En la tabla 1 se muestra un resumen de los resultados obtenidos. En todas las galerías se tienen condiciones muy ácidas durante todo el año, con valores medios de pH ente 1.95 (Poderosa) y 3.04 (Perrunal). Por el contrario, los valores de Eh son mayores en Poderosa (media de 598 mV) y La Sabina (603 mV) mientras que en Perrunal se tienen las condiciones menos oxidantes (475 mV). Debido a estas condiciones, todas las aguas tienen inicialmente en la salida de las galerías un color verdoso ya que la mayor parte del hierro disuelto se encuentra en forma de Fe²⁺, pero que se torna rápidamente en rojizo en unas decenas de metros aguas abajo de las surgencias por la rápida oxidación del Fe²⁺ catalizada por bacterias ferro-oxidantes en contacto con el oxígeno atmosférico.

Los valores de conductividad eléctrica son elevados en todos los puntos, con medias entre 6.1 mS/cm (La Sabina) y 11.0 mS/cm (Poderosa). Destaca la escasa variación de la conductividad eléctrica de la galería La Sabina (Tabla 1, Fig. 2). Otra característica de estas surgencias antrópicas es su carácter termal, con temperaturas por encima de la media de la zona (16.5 °C), debido al carácter exotérmico de la reacción de oxidación de la pirita. Las temperaturas más elevadas se observan en la galería de Perrunal (media de 27.6 °C), aunque en este caso puede estar ligado a un incendio que se produjo en el año 1949 y que obligo al abandono de un sector de las galerías subterráneas (Cánovas *et al.*, 2016).

En cuanto a los elementos disueltos, los resultados muestran las características extremas de este tipo de aguas, con concentraciones elevadísimas de sulfatos (medias entre 4.4 y 7.3 g/L), Fe (1.3 a 2.4 g/L), Al (0.23 aa0.35 g/L) y valores también muy importantes de otros elementos tóxicos (e.g. As de 1.2 a 3.2 mg/L). Las mayores concentraciones de Fe se observan en la galería de Perrunal, mientras que La Sabina muestra los valores más bajos. La galería de San Platón destaca por su alto contenido en Zn (media de 186 mg/L), la de La Sabina por el Cu (117 mg/L) y

		San Platón			Poderosa			Perrunal				La Sabina			
			Media	Min.	Max.	Media	Min.	Max.	Media	Min.	Max.		Media	Min.	Max.
Temp	°C		21.1	16.8	25.5	19.3	15.6	23.6	27.6	25.1	30.5		19.6	17.1	21.7
pН			2.73	2.23	3.13	1.95	1.5	2.26	3.04	2.72	3.35		2.33	2.11	2.45
CE	mS/cm		7.16	6.26	8.26	11.0	8.65	14.3	8.12	6.52	9.9		6.11	5.6	6.61
Eh	mV		565	542	598	598	579	635	475	446	505		603	549	624
Q	L/s		2.1	0.2	21.0	1.6	0.5	11.0	1.1	0.6	1.7		0.6	0.2	1.4
AI	mg/L		227	163	295	351	259	410	296	230	389		243	215	272
As	mg/L		1.19	0.92	2.01	3.05	2.34	4.99	1.96	1.44	2.44		3.21	2.57	3.96
Са	mg/L		189	152	233	123	71	151	238	212	304		28	20	34
Со	mg/L		1.00	0.54	1.33	1.31	0.81	1.83	1.05	0.96	1.21		2.57	2.31	2.75
Cu	mg/L		25	6	40	106	82	136	18	11	36		117	92	129
Fe	mg/L		1694	1415	2036	1758	1435	2294	2445	1903	2961		1346	1113	1522
К	mg/L		2.6	0.6	5.8	16.8	9.9	27.0	6.7	3.4	16.0		7.2	3.2	14.0
Mg	mg/L		288	202	367	153	94	177	340	301	404		46	28	58
Mn	mg/L		12	8	15	6	3	6	58	52	67		5	3	6
Na	mg/L		26	15	31	19	11	22	29	26	32		14	10	18
SO_4	mg/L		5981	5268	6666	7199	6375	8932	7348	6416	8472		4431	3843	4915
Si	mg/L		56	48	65	38	31	43	50	45	59		40	33	44
Zn	mg/L		186	147	217	82	61	92	44	38	53		5	3	7

Poderosa por las mayores concentraciones de Al (351 mg/L). Todos estos valores ponen de manifiesto el alto poder contaminante de este tipo de vertidos que, a pesar de su moderado caudal, producen un gran impacto en la red fluvial.

Tabla 1. Resumen de los resultados obtenidos

Desde diciembre de 2015 a noviembre de 2016 las precipitaciones en la zona fueron próximas a la media, aunque su distribución no fue habitual ya que las lluvias más importantes (cerca de 200 mm) se produjeron en la primera quincena de mayo de 2016. La galería de La Sabina presentó el caudal medio más bajo (0,6 L/s) y San Platón el más elevado (2.1 L/s, Tabla 1). Los caudales se mantuvieron habitualmente entre 0.2 y 1.5 L/s (Fig. 2), aunque en Poderosa y San Platón se registraron picos de 11 y 21 L/s, respectivamente, mostrando una rápida respuesta a las intensas precipitaciones de mayo de 2016. Asimismo destaca la escasa variación en la galería de Perrunal (rango de 0.6 a 1.7 L/s), donde los caudales se mantuvieron relativamente elevados durante el verano, indicando una respuesta muy lenta frente a las precipitaciones de mayo. La galería de La Sabina también muestra un comportamiento parecido a Perrunal, aunque en este caso la respuesta es más rápida y la variación de caudales mayor (Fig. 2).

En resumen, se observan comportamientos diferentes frente a las precipitaciones en las galerías estudiadas, con una mayor inercia y laminación de la señal de entrada en Perrunal mientras que en San Platón y Poderosa se produce una rápida respuesta y en La Sabina se tendrían condiciones intermedias. En la galería de Poderosa la recarga debe provenir fundamentalmente de la infiltración del agua de las precipitaciones caídas directamente sobre las cortas (situadas aproximadamente a 1 km de la boca de la galería) y de las aguas de escorrentía superficial que se dirigen hacia ambas cortas. Debido a la minería se ha creado una zona endorreica que produce una recarga localizada. El agua de infiltración se conduce por los pozos y túneles mineros subterráneos, que funcionan a modo de grandes conductos kársticos, surgiendo de una forma rápida por la boca de la galería. Asociado al aumento de caudal se produce también un pico de conductividad eléctrica (Fig. 2) y contaminantes que podría deberse al desplazamiento de aguas acumuladas en la zona minera, con mayor tiempo de residencia en contacto con los sulfuros. Una vez que los conductos mayores se vacían, los caudales se mantienen durante el verano, indicando un sistema de doble porosidad de forma similar al que se observan en muchos acuíferos kársticos. La galería de San Platón, también parece ajustarse a este esquema de funcionamiento, aunque en este caso el flujo a través de la matriz parece tener un menor desarrollo provocando un mayor descenso de los caudales que en Poderosa. Por otro lado, la galería de Perrunal responde a un funcionamiento típico de flujo difuso a través de pequeñas discontinuidades en la matriz de la roca, que pueden ser debidas a una fracturación de pequeña escala y/o a la disolución de los sulfuros por las labores mineras.



Figura 2. Evolución del caudal y la conductividad eléctrica en las galerías estudiadas

4. Conclusiones

Las intensas labores de minería de sulfuros desarrolladas en la FPI han producido un aumento de la permeabilidad en las zonas explotadas, generado la creación de acuíferos antrópicos con surgencias permanentes una vez que cesan los bombeos de desagüe, a menudo ligadas a antiguas galerías de drenaje o extracción. Una característica común de estos sistemas es su carácter termal, especialmente la galería de Perrunal (temperatura media 27.6 °C). A pesar de su pequeña descarga (caudales medios entre 0.6 y 2.1 L/s), estas surgencias tienen un enorme poder contaminante debido a que presentan bajos valores de pH (aproximadamente entre 2 y 3) y enormes concentraciones de elementos tóxicos (hasta 3 g/L de Fe, 410 mg/L de Al, 217 mg/L de Zn, 3.96 mg/L de As, etc.). Estos manantiales artificiales continuarán emitiendo contaminantes durante centenares o miles de años debido a la longevidad de los procesos de AMD (Younger, 1997). Los resultados preliminares del control de los caudales de estas surgencias ponen de manifiesto diferentes comportamientos. Las surgencias de Poderosa y San Platón tienen un comportamiento parecido al de acuíferos kársticos de doble porosidad, con una rápida y acusada respuesta a las precipitaciones. Por el contrario, las galerías de La Sabina y, sobre todo, Perrunal presentan

una gran inercia y una lenta respuesta a la recarga. Es necesario continuar los estudios para una adecuada caracterización hidrodinámica e hidrogeoquímica de estos manantiales antrópicos.

Agradecimientos

La instalación de los canales Parshall en los vertidos mineros se realizó por medio de un contrato de investigación con la Agencia de Medio Ambiente y Agua de la Junta de Andalucía. Este trabajo se ha realizado gracias a los proyectos de investigación CGL2016-78783-C2-1-R, ERAMIN PCIN2015-242 y LIFE-ETAD ENV/ES/000250.

Referencias

- Cánovas C.R., Macías, F., Pérez-López, R. (2016): Metal and acidity fluxes controlled by precipitation/dissolution cycles of sulfate salts in an anthropogenic mine aquifer. *Journal of Contaminant Hydrology*, 188: 29-43.
- Caraballo, M.A., Macías, F., Nieto, J.M., Ayora, C. (2016): Long term fluctuations of groundwater mine pollution in a sulfide mining district with dry Mediterranean climate: Implications for water resources management and remediation. *Science of the Total Environment*, 539:427-435.
- Foulds, S.A., Brewer, P.A., Macklin, M.G., Haresign, W., Betson, R.E. and Rassner, S.M.E. (2014): Flood-related contamination in catchments affected by historical metal mining: An unexpected and emerging hazard of climate change. *Science of the Total Environment* 476-477: 165-180.
- Nordstrom, D.K. (2009): Acid rock drainage and climate change. *Journal of Geochemical Exploration*, 100(2–3): 97–104.
- Olías, M., Nieto, J.M. (2015): Background Conditions and Mining Pollution throughout History in the Río Tinto (SW Spain). *Environments* 2: 295-316.
- Pinedo Vara, I. (1963): Piritas de Huelva. Su historia, minería y aprovechamiento. Ed. Summa, Madrid, 1003 p.
- Robles-Arena, V.M., Candela, L. (2010): Hydrological conceptual model characterisation of an abandoned mine site in semiarid climate. The Sierra de Cartagena-La Unión (SE Spain). *Geologica Acta*, 8; 235-248.
- Sarmiento, A.M., Nieto, J.M., Olías, M., 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.
- Younger, P. (1997): The longevity of mine water pollution: a basis for decision making. *Science of the Total Environment* 194/195:457-466.

USO SOSTENIBLE DE LOS RECURSOS SUBTERRÁNEOS DEL ACUÍFERO ALUVIAL DEL RÍO MANILVA (MÁLAGA)

A. ORTUÑO AQUATEC, Proyectos para el Sector Agua, S.A.U. aortunom@aquatec.es C. PÉREZ AQUATEC, Proyectos para el Sector Agua, S.A.U. cperezan@aquatec.es S. BUESO AQUATEC, Proyectos para el Sector Agua, S.A.U. sbueso@aquatec.es, E. LUPIANI AQUATEC, Proyectos para el Sector Agua, S.A.U.elupiani@aquatec.es C. CORRAL HIDRALIA, Gestión Integral de Aguas de Andalucía, S.A.ccorral@hidralia-sa.es

Abstract: Manilva is a township from the western area of Málaga province which requires a significant water supply supported by wells located in the alluvial aquifer of the Manilva River, which has renewable resources flowing out to the sea. Moderate transmissivity and limited reserves condition the management of the aquifer, which has an operation similar to a river with availability of resources during the rainy season.

The growing of incrustation in the water wells has affected groundwater pumping and use of renewable resources of the aquifer.

The wells were regenerated with liquid carbon dioxide to improve the well efficiency and to avoid the lose of groundwater to the sea. At first, the treatment was strong using a remedy called Aqua Freed[©], then the water wells were installed with an infrastructure that allowed the periodic treatments of CO₉ (Aqua Gard[©]) without having to uninstall the wells.

The maintenance treatment technique using carbon dioxide provided the improvement of well production, taking advantage of the renewable resources, cutting down the overflow into the sea and helping to ensure the water supply allowed the sustainable use of groundwater during periods of high population demand.

Key words: Manilva river, groundwater pumping, Aqua Freed©, Aqua Gard©, sustainable use

1. Introducción

El abastecimiento de agua potable de Manilva se satisface mediante agua procedente del embalse de la Concepción y aguas subterráneas captadas del acuífero detrítico de Manilva de carácter costero. Actualmente, el suministro de recursos subterráneos supone el 55% del total de la demanda requerida por el abastecimiento.

El acuífero está constituido por materiales detríticos de origen aluvial (Fig. 1), tiene una extensión de 0,63 km², un espesor medio de 26 m, unos recursos renovables anuales evaluados en 1,69 hm³ y unas salidas por bombeo y descarga al mar de 1,13 y 0,56 hm³, respectivamente. Su transmisividad ronda los 1.500 m²/día y su porosidad se ha estimado en 0,22.

En la actualidad, la extracción de agua subterránea destinada al abastecimiento de Manilva se efectúa a través de tres pozos, denominados Pueblo Nuevo Largo, Ferial 1 y Ferial 2, de 30 m de profundidad, revestidos con tubería metálica de entre 350 y 450 mm de diámetro, que se encuentran acondicionados con tramos de tubería filtrante enfrentados a las formaciones permeables.

A lo largo de la vida operativa de los sondeos, se ha detectado un deterioro progresivo de sus características hidráulicas por el desarrollo de incrustaciones, que dificultan la entrada de agua al interior de los pozos durante el bombeo, incrementan la velocidad de flujo, fomentan la aparición de arrastres y, en definitiva, reducen su caudal instantáneo de bombeo. Esta pérdida de capacidad productiva y eficiencia hidráulica (Mansuy, N. y Layne Geosciences Inc, 1999) supone un impedimento para el aprovechamiento de los recursos renovables del acuífero que, en el caso del detrítico de Manilva, se drenan al mar si no son previamente extraídos mediante bombeo.



Fig. 1. Ubicación de las captaciones sobre el acuífero detrítico de Manilva

En esta comunicación se describen los trabajos de rehabilitación/regeneración mediante la inyección de CO_2 líquido, efectuados en dos de estos dos pozos. En Pueblo Nuevo Largo, consistente en un tratamiento de choque y en Ferial 1 de mantenimiento preventivo recurrente. Asimismo, se presentan los resultados obtenidos con estos tratamientos.

2. Incrustaciones de los pozos del abastecimiento de Manilva

La pérdida de capacidad productiva y eficiencia hidráulica en captaciones de agua subterránea es una problemática habitual y recurrente que, en la mayoría de los casos, suele ser consecuencia de la formación de precipitados minerales de origen biológico depositados tanto en el interior de la tubería como en su exterior y en el empaque de gravas y en el acuífero, que reducen la permeabilidad del medio (Lupiani *et al.*, 2013).



Fig. 2. Imágenes del interior del pozo Pueblo Nuevo Largo antes de su rehabilitación. Detalle de grado de incrustación del revestimiento y los filtros

Como indicador del grado de incrustación y colmatación de los pozos Pueblo Nuevo Largo y Ferial 1 y su entorno próximo, se ha establecido un caudal específico crítico a partir del cual se considera la situación insostenible, siendo necesario en esos casos la limpieza (Mansuy y Miller, 2007).

Tras detectar la pérdida de rendimiento en los pozos, como protocolo de actuación y para verificar su origen, se efectuaron sendos reconocimientos videográficos que confirmaron un severo desarrollo de colmataciones de las ranuras de los tramos de tubería filtrante (Fig. 2).

3. Descripción de actuaciones

3.1. Pozo Pueblo Largo

El pozo Pueblo Nuevo Largo se incorpora al abastecimiento de Manilva en febrero de 2007, fecha en la que se procede a su puesta en marcha presentando un caudal específico de 4,2 l/s/m para un caudal instantáneo de bombeo de 20 l/s.

Durante los primeros meses de explotación se aprecia una reducción progresiva de su caudal específico hasta registros de 3,0 l/s/m para un caudal de bombeo de 12,0 l/s. Cuando se alcanzan esas cifras (noviembre de 2009 y noviembre de 2014) el pozo se somete a sendos tratamientos de rehabilitación mediante la inyección de ácido sulfámico y agitación mediante dispositivo *air-lift*, volviendo a obtener valores de caudal específico que no se registraban desde 2007.

En noviembre de 2015, tan sólo un año después de la última limpieza con ácido sulfámico, el caudal específico del sondeo se reduce nuevamente a 2,8 l/s/m, por lo que se decide plantear un tratamiento de rehabilitación, en este caso mediante la aplicación CO₉ líquido (Aqua Freed©).

El tratamiento de limpieza y desarrollo de pozos Aqua Freed© se fundamenta en la inyección de CO_2 en fase líquida, y conjuga en una sola operación tres efectos diferentes: de tipo mecánico, asociado a pulsos de energía por paso de fase líquida a gas; efecto químico, por la formación de ácido carbónico, y efecto bacteriostático, por el contraste térmico y de pH al que es sometido el pozo y su entorno (Lupiani *et al.*, 2014).

A diferencia de los métodos de rehabilitación que emplean ácidos, el cambio de pH que experimenta el agua del pozo tras la inyección de CO_2 líquido, no es elevado, quedando en todo momento entre 5,5 y 6,0, similar al pH del agua de lluvia, por lo que no supone riesgo para la integridad física del entubado del pozo, ni inconveniente alguno de vertido al terreno o al cauce público previa decantación de los arrastres sólidos.

La rehabilitación del pozo Pueblo Nuevo Largo se efectúa entre los días 25 y 28 de octubre de 2016. Las etapas de ejecución fueron las siguientes:

- **—Cepillado intensivo:** se efectúa una limpieza mecánica de la tubería mediante cepillo con cerdas metálicas ajustadas al diámetro del pozo (450 mm), El movimiento vertical del cepillo provoca un efecto abrasivo que permite eliminar la pátina de incrustaciones superficial de la tubería de revestimiento, y facilitar la posterior penetración del CO₂ líquido en el empaque de gravas y el acuífero.
- -Inyección de CO₂ líquido: se inyecta un volumen de CO₂ en fase líquida y gaseosa, calculado en función del tipo de acuífero y geometría del pozo, a 29 m de profundidad, coincidiendo con la base inferior del tramo de tubería filtrante. A fin de favorecer la acción desincrustante del CO₂, se instala un cabezal de presurización en cabeza de pozo y un obturador por encima del primer tramo de rejillas, controlando en todo momento las presiones generadas tanto en cabeza como por debajo del obturador. Se obtiene un ritmo medio de inyección de 1,9 Tm/h, siendo éste ligeramente superior en las últimas horas de operación, en las que el acuífero ya permite mayor admisión de CO₂.
- **—Desarrollo mediante** *swabbing*: consistente en el desarrollo intensivo y purga de las incrustaciones eliminadas mediante una técnica combinada de *air-lift* y pistoneo con doble obturador de un metro de longitud entre extremos. El tiempo necesario para que el agua aclarara fue de entre 45 y 75 minutos en función del tramo de filtros sobre el que se actuaba.



Fig. 3. Cabezal de presurización (izquierda) y doble obturador (derecha), utilizados en el tratamiento Aqua Freed© aplicado en el pozo Pueblo Nuevo Largo

Tras la ejecución de los trabajos de rehabilitación se procede a realizar un reconocimiento videográfico y una prueba de bombeo para verificar los resultados. Las imágenes obtenidas muestran una reducción drástica de la cantidad de las incrustaciones del interior de la tubería de revestimiento del pozo (Fig. 4).



Fig. 4. Imágenes del interior del pozo Pueblo Largo antes (izquierda) y después de su rehabilitación (derecha)

En el aforo posterior, efectuado con el equipo de bombeo habitual de la captación, se obtiene un caudal específico de 6,5 l/s/m para un caudal instantáneo de bombeo de 14,9 l/s, lo que supuso una mejora superior al 200% respecto a los valores previos al tratamiento.

3.2. Pozo Ferial 1

El pozo Ferial 1 es una captación de más de 30 años de antigüedad que pasa a formar parte del abastecimiento en el año 2005. Cuando se incorpora presentaba un caudal específico de 4,7 l/s/m para un caudal instantáneo de bombeo de 30 l/s.

Al igual que en el caso del pozo Pueblo Nuevo Largo, entre los años 2005 y 2015 el sondeo experimenta problemas de incrustación y colmatación de rejillas que son puntualmente tratados mediante la inyección de ácido sulfámico. Estos permiten incrementar el caudal específico de 2,0 l/s/m a 4,2 l/s/m para un caudal instantáneo de bombeo próximo a 20 l/s.

En noviembre de 2015 se propone un plan de mantenimiento preventivo recurrente basado en la inyección de CO_2 líquido mediante el método Aqua Gard©, aplicación basada en la inyección periódica de pequeñas dosis de CO_2 durante fases tempranas del proceso de colmatación, que limita y previene la aparición de incrustaciones (Lupiani *et al.*, 2014). El método no precisa la intervención intensiva con equipos y medios que exige un tratamiento de choque clásico, y permite su aplicación sin necesidad de desmontar el equipamiento de bombeo instalado en el interior del pozo. A esta simplificación operativa se le une el reducido tiempo de intervención empleado, inferior a 24 horas, lo que permitió una mínima interrupción del suministro al abastecimiento.

Para aplicar el método fue necesario realizar una pequeña modificación en las instalaciones para adecuarlas al proceso de inyección, concretamente se instaló un cabezal de presurización, que además actúa como precinto sanitario, y una tubería de acero de 1" de diámetro con el borde inferior situado frente a ranuras más profundas, que sustituyó al tubo guía instalado para medida de niveles.



Fig. 5. Equipo de inyección de CO_2 (izquierda) y detalle de cabezal de presurización del pozo Ferial 1 (derecha)

Hasta la fecha se han realizado dos aplicaciones anuales de Aqua Gard©, en octubre de 2015 y noviembre de 2016, durante las que se inyectaron en cada caso 2 Tm de CO₉ líquido.

La primera aplicación de CO_2 líquido permitió incrementar el caudal específico de 2,0 a 3,6 l/s/m. En la segunda aplicación, el incremento es incluso mayor, alcanzándose valores de 6,5 l/s/m tras una única jornada de parada del equipo de bombeo.

4. DISCUSIÓN

Los sondeos afectados por procesos de colmatación e incrustación pueden recuperar la eficiencia perdida sometiéndolos a tratamientos de limpieza y desarrollo. El mercado ofrece una extensa variedad de técnicas de rehabilitación, que pueden agruparse en dos grandes grupos: métodos mecánicos y métodos químicos, los primeros orientados a la movilización física de elementos y los segundos a su disolución y eliminación (Stuart A. Smith, 1995).

Entre los más frecuentes destacan el cepillado de la entubación, pistoneo, desarrollo con aire comprimido, y tratamientos químicos con ácidos, bactericidas, dispersantes, emulsionantes, etc., en tratamientos combinados o simples.

La rehabilitación clásica de pozos se enfrenta a problemas de difícil solución, como son:

- -Agresión física al entubado, por generación de esfuerzos y presiones de difícil control.
- —Agresión química y pérdida de espesor del entubado por ataque de ácidos concentrados utilizados en la disolución de incrustaciones.
- -Gestión de aguas de purga, que presentan elevada turbidez y pH muy bajos e incumplen la normativa ambiental para su vertido a cauces y suelos.

La aplicación estricta de esta última normativa invalida la aplicación de tratamientos químicos en la mayor parte de casos, salvo su combinación con sistemas de neutralización, lo cual no siempre es fácil ni económicamente viable.

5. Conclusiones

La experiencia obtenida tras la aplicación de tratamientos basados en la inyección de CO_2 líquido en los pozos pertenecientes al acuífero detrítico de Manilva ha resultado muy positiva, consiguiendo unas mejoras de eficiencia hidráulica superiores a las obtenidas mediante la aplicación de tratamientos clásicos, sin los inconvenientes provocados por la adición de medios ácidos tanto en la integridad física del pozo como en las aguas subterráneas.

Además, los resultados obtenidos han permitido recuperar la capacidad productiva de las captaciones del abastecimiento de Manilva y el aprovechamiento de los recursos renovables del acuífero, garantizándose el suministro del abastecimiento en los periodos de máxima demanda.

Agradecimientos

El Departamento de Hidrogeología y Captaciones Subterráneas de Aquatec agradece la ayuda recibida del Servicio de Abastecimiento de Agua Potable de Manilva, gestionado por la empresa Hidralia Gestión Integral de Aguas de Andalucía, S.A. y del Ayuntamiento de Manilva.

Referencias

- Lupiani, E., Cantudo, A. y Bueso, S. (2013). Recuperación y mantenimiento de rendimiento hidráulico de sondeos tratados con CO₉ líquido. X Simposio Hidrogeología, Granada.
- Lupiani, E., Bueso, S. y Pérez, C. (2014). Mantenimiento de capacidad productiva de sondeos de bombeo y recarga con CO₂ líquido. Sistemas Aqua Freed® y Aqua Gard®. II Congreso Ibérico de las Aguas Subterráneas, CIAS2014, Valencia, septiembre de 2014.
- Mansuy, N. y Layne Geosciences Inc. (1999). Water Well Rehabilitation. A Comprehensive Guide to Understanding Problems and Solutions. CRC Press (Lewis Publishers).
- Mansuy, N. y Gregory P. Miller. (2007). Treatment Approach to Reduce Well Maintenance Costs. ULTRAPURE WATER July/August.
- Stuart A. Smith. (1995). Monitoring and Remediation Wells: Problem Prevention, Maintenance and Rehabilitation. CRR Press.

TECHNICAL FACT SHEETS ON THE RELEVANCE OF INDUSTRIAL GROUNDWATER MONITORING NETWORK: A TOOL FOR PRIORITY ACTIONS AND POLLUTION MANAGEMENT

S. Schomburgk

BRGM, 3, av. C. Guillemin, 45060 Orléans Cedex 2, France. S.Schomburgk@brgm.Fr

H. Leprond

BRGM, 3, av. C. Guillemin, 45060 Orléans Cedex 2, France. H.Leprond@brgm.Fr

Abstract: The French Mediterranean coastline with a length of 1000 km includes about 120 environmentally-sensitive industrial facilities. More than a half of these facilities are responsible for soil or groundwater contamination; with a groundwater monitoring network of nearly 1000 points, a high quality monitoring should be expected.

The water department of the French geological survey (BRGM) supports the local authorities to control groundwater quality in environmentally-sensitive facilities, supervised by the French regional directorate for environment. A global perspective on good chemical status can only be obtained if monitoring is based on the local environment and the expected contamination.

The BRGM developed a technical fact sheet on the relevance of the industrial groundwater monitoring network, designed for the regional authorities to define further priority actions with environmentally-sensitive facilities.

A fact sheet presents environmental information in a standardised manner: industrial background information, local hydrogeology, and the availability of analyses data as well as the cartography of the monitoring network distribution. The relevance of specific groundwater monitoring network is given as well as the adequacy of the monitoring frequency and the prescribed substances. Data statistics enable to highlight missing data or a lack of available data.

The crossed viewpoints of hydrogeology and contaminated sites provide fact sheets with an indicator of monitoring relevance, quality and comprehensiveness, to define further priority actions. They can also provide inputs for the environmental monitoring that is required for any new facility applying for a permit. A majority of test facilities presented lacks of monitoring in terms of evaluation of contamination extension and evolution, responsible for organic micro-pollutants close to drinking water supplies.

Key words: environmentally-sensitive industrial facilities, industrial groundwater monitoring, contamination extension, organic micro-pollutants

1. INTRODUCTION

Contamination of groundwater bodies by environmentally-sensitive industrial facilities is one of the principal causes of degradation of water resources close to industrial areas. This phenomenon is a major drawback for water use for drinking water supply in regions where water quality degradation superpose to a general quantitative limitation of freshwater availability, notably in coastal aquifers.

A national wide project has been undertaken in 2007 for the French Ministry in charge of the environment, permitting to better control groundwater quality in environmentally-sensitive facilities (*Koch-Mathian and Chery, 2013*). The types of contamination are diverse and complex situations with multiple substances from different facilities are frequently encountered.

The water department of the French geological survey (Bureau de recherche géologique et minière, BRGM) supports the local authorities with advices, local studies and tools in order to

control groundwater quality in environmentally-sensitive facilities. Environmental permits (Prefectoral order in France) for which the industrial facility has to apply (under the IPPC directive), regulate the industrial groundwater monitoring network, the frequency and the list of substances and types of analyses (supervised by the French regional directorate for environment, DREAL). Nevertheless, a frequent supervision is asked by the numerous analyses reports. To take into account a global perspective on groundwater good chemical status, we need to answer the question: Is the actual monitoring based on the environment and the present or former contamination? In order to find an efficient answer to this question, the DREAL of Alsace and the BRGM water division decided to develop a technical fact sheet on the relevance of industrial groundwater monitoring network.

2. State of groundwater monitoring and industrial contamination on the french mediterranean coastline

The Mediterranean coastline with a length of 1000 km includes about 120 environmentally-sensitive facilities in a coastal width of 10 km; more than half of these facilities are known for soil or groundwater pollution. With a groundwater monitoring network of nearly 1000 points, a high quality monitoring should be expected.

Figure 1 is based on recent data (2006-2016) on the water quality in environmentally-sensitive facilities, extracted from the national groundwater database ADES (http://www.ades.eaufrance. fr) and integrated in a GIS. For a better presentation of monitoring of the presented zone, a classification of facilities was undertaken based on the number of observation points and the presence of chlorinated volatile organic compounds (CVOC, concentrations above 3 microg/L).



Figure 1: Groundwater monitoring of environmentally-sensitive facilities on the French Mediterranean coastline and facilities with contamination, i.e. chlorinated volatile organic compounds (CVOC)

The first statistical analysis demonstrates that more than 15 % of the facilities present less than the minimum of 3 monitoring wells on their site according to groundwater monitoring standards. The national data base shows for half of the monitoring wells very few analyses, more than 80 % of the monitoring wells indicate a frequency of 1 analysis per year.

3. Technical fact sheets on the relevance of industrial groundwater monitoring network

The technical fact sheets have been established with environmentally-sensitive facilities of different environments and monitoring networks in the Alsace region (*Schomburgk S., 2016*). They gather environmental information including industrial background information, local hy-

drogeology, environmental issues and the availability of analyses data as well as the cartography of the monitoring network distribution. Long term monitoring with an appropriate monitoring network highlight the evolution of contamination in space and time by means of the national groundwater database supplying water quality data of various data providers in France.

This data gathering enables the view on:

- —the relevance of the specific groundwater monitoring network like the well depth, its screened portion in comparison with the local aquifer system, the position of the observation well with respect to the local groundwater flow direction, often influenced by pumping stations or changing surface water levels;
- —the adequacy of the actual monitoring frequency, in order to represent high and low groundwater levels and its chemical evolution according to the density and the solubility of pollutants;
- —the adequacy of the interpretation of water quality evolution in relation with natural and anthropic impacts like groundwater recharge, its changing level and pumping;
- —the adequacy of the actual prescribed substances with the facility activities and possible related pollutants.

Data statistics of monitored substances and their frequency highlight on more than half of the investigated facilities that data was missing or that there was a lack of data which should be available by the facility due to the prescriptions of the DREAL (*Blanc et al., 2014*).

For a large number of investigated facilities, the monitoring network was not sufficient in terms of screening depth, number of observation wells and their position downstream of potential contamination flags.

The fact sheet (Figure 2) permitted also to highlight the sites for which the local authorities needed to actualise the prescription in order to be in consistency with the new standards of well installation (*Lemière et al. (2001*), *Guerin and Quiot (2016*).



Figure 2: Main information of a technical fact sheets on the relevance of industrial groundwater monitoring network: A tool for priority actions and pollution management

4. CONCLUSION

The crossed viewpoints of hydrogeology and contaminated sites provide fact sheets with an indicator of monitoring relevance, quality and comprehensiveness. It is designed for the regional authorities to define further priority actions in collaboration with the environmentally-sensitive facilities in terms of new environmental permits and to prioritize the monitoring of environmentally-sensitive facilities with environmental issues.

The fact sheets of the test facilities in the Alsace region showed a high interest for the decision makers and the investigation is ongoing in 2017. In regions where water quality degradation superposes to a general quantitative limitation of freshwater availability, notably in coastal aquifers, this fact sheet evaluation can be a tool for priority actions and pollution management.

Acknowledgements

The presented work has been developed in the framework of BRGM's Public Service activities and has received financial support from the French Ministry's environmental departments (DREAL of the Alsace region).

References

- Blanc C., Leprond, H., Gay G., Hulot C. (2014): Guide de l'auditeur pour la certification des prestataires dans le domaine des sites et sols pollués. Report BRGM RP-59968-FR, 118 p.
- Guerin V., Quiot F. (2016): Le suivi des eaux souterraines dans le domaine des sites et sols pollués, Journée technique d'information et de retour d'expérience de la gestion des sites et sols pollués, Mardi 15 novembre 2016, Update of the French Standard NF X31-614 et 615 (in progress by BRGM, INERIS).
- Koch-Mathian J.-Y., Chery L. (2013): Bancarisation des données de qualité des eaux souterraines relatives aux installations classes et sites pollués. Bilan du programme national 2006-2012 de rattrapage des données. Report BRGM RP-62288-FR, 107 p.
- Lemière B., Seguin J.J., Le Guern C., Guyonnet D., Baranger P., Darmendrail D., Conil P. (2001): Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes. Application dans un contexte de gestion des impacts sur les eaux souterraines. Report BRGM RP-50662-FR, 103 p.
- Schomburgk, S. (2016): Suivi de la qualité des eaux souterraines en aval des installations classées en Alsace. Avis sur les réseaux et les suivis de surveillance de 10 sites (méthodologie et test). Report BRGM RP-65262-FR, 39 p.

MONITORING AND MODELING APPROACHES FOR EVALUATING CHANGES IN GROUNDWATER QUALITY AND QUANTITY

1.2.

GROUNDWATER AS AN USEFUL RESOURCE IN THE ADAPTATION TO THE CLIMATE CHANGE: THE CASE OF THE SINCLINAL DE CALASPARRA AQUIFER (MURCIA, SPAIN)

I. Alhama, G. García Universidad Politécnica de Cartagena. Departamento de Ingeniería Civil. Paseo Alfonso XIII, 52. 30203 (Cartagena, Spain). e-mail: ivan.alhama@upct.es

T. Rodríguez

Universidad Politécnica de Cartagena. Departamento de Ingeniería Minera, Geológica y Cartográfica. Paseo Alfonso XIII, 52. 30203 (Cartagena, Spain)

Abstract: The limestone aquifer of the Sinclinal de Calasparra, with an extension of 332 km², is located in the Basin of the Segura River which extends partially in the north-northeast quadrant of the Region of Murcia. This groundwater mass has a total resource of 12 hm3/ yr and is of strategic importance for two reasons: i) its relationship with the surface waters of the Segura river and the maintenance of its ecological flow and ii) the use as underground storage for agricultural and human consumption purposes. The first numerical model of the aquifer, which has been in operation since the end of the 20th century, was developed by the IGME in 1985. After successive actions carried out on the aquifer in the wake of drought declarations, the most important in the periods 2003-2008 and 2015-2017, several numerical models were made using for the calibration the more and more extensive information available on its hydrogeology, piezometry and exploitation regime. The mathematical models have been used to evaluate the behavior of the aquifer during these periods and its subsequent recovery. This work presents the results of one of the numerical models that have been used in the management of this aquifer after declaring the drought situation in the territorial scope of the Confederación Hidrográfica del Segura in 2015-2017. In this model, the discharge of the Gorgotón spring, which plays a determining role in the river-aquifer relationship, has been used as an indicator of the aquifer recovery.

Key words: Numerical model, groundwater, Sinclinal de Calasparra, aquifer recovery

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

RISQUE DE POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES DE LA PLAINE DE ZANA, EST ALGERIEN

A. ATHAMENA Faculté de Technologie, Département d'Hydraulique, laboratoire MGRE, Univ Batna 2

> M.R. MENNANI Laboratoire MGRE, Univ Batna 2

> > M. ATHAMENA Université Batna 2

H. BELALITE Laboratoire MGRE, Univ Batna 2 aliaures@yahoo.fr

Abstract: We tried, by this work, to contribute a share to study it the aquifers of the plain of Zana, and to evaluate the risks of pollution related to nitrogenized flow. The plain of Zana belongs to the catchment area of the high plateaus constantinois and more precisely of under rea catchment Merdja Zana, which extends on a surface of approximately 369 Km². The study of geology with the data of geophysics highlights the existence of two formations. First formation, of Mio-Plio-Quaternary surface of age formed by levels of sand, gravel, water limestone and argillaceous intercalations. The second formation, it is carbonated and formed primarily by limestones of the lower Cretaceous and Jurassic superior of the southern unit sétifien and parautochtone aurésien. The covering of surface reaches in certain places the 150m thickness in particular in the medium of the plain and a low thickness in the vicinity of the solid masses. As for the carbonated formations they have 350m thickness. The geomorphology, shows that our basin is lengthened, it has an average altitude of 935m and it is characterized by a moderate relief and of soft slope. The hydrographic network is fart to develop and of endoreic type with a temporary flow. The climatological study showed that the area of study has an arid semi climate with an overdrawn hydrological assessment. The outline hydrogeologic of the plain shows that the trainings of the lower Cretaceous and the Jurassic superior can offer very interesting aquiferous possibilities just as the surface formation, it presents considerable aquiferous potentialities. Piezometry shows a convergence towards the depressions of Merdja de Zana and Chott Saboun, which represent natural discharge system of the tablecloth.

The hydrochimic study made it possible to allot the evaporitic origin to the elements Na ⁺, Mg ⁺⁺, K ⁺, Cl ⁻, SO₄ ⁻, as for element HCO₃ ⁻, it results from the carbonated formations The two partners of analyses carried out show that water resulting from the aquifer surface and the karstic aquifer has the same facies hydrochimic which of magnesian type is chlorinated and sulphated, which testifies to the existence of a probable interaction between the two aquifers. Nitric pollution is not visible although the area is with agricultural vocation.

Key words: nitrogenizes, plain of Zana, pollution

1. INTRODUCTION

Le développement agricole, entraîne souvent une pollution rapide des eaux souterraines par les composés azotés, surtout celle des nitrates, en raison de leur grande solubilité et leur faible affinité aux échanges ioniques. La présence de ces éléments dans les eaux souterraines est souvent liée à l'utilisation parfois abusive des engrais chimiques et naturels dans l'agriculture vue la faible épaisseur de la couche pédologique. On sait que tout changement de l'occupation du sol peut venir perturber le cycle naturel de l'azote et engendré immanquablement une augmentation du flux de nitrates vers les nappes, car le stock de matière organique se décompose et s'oxyde plus vite, libérant ainsi des nitrates. De nombreuses études ont montré l'influence de l'occupation du sol sur les teneurs en nitrate dans les eaux de surface des bassins versants (Neill, 1989; Worrall and Burt, 1999; Berka et al. 2001; Olivier Montreuil, 2008). Le changement d'occupation des sols peut être une source d'origine anthropique des nitrates dans les eaux souterraines, mais la source majeure est l'apport d'engrais azotés. La majorité de cet azote est consommé par les plantes. Cependant, comme pour les nitrates d'origine naturelle, une fraction des nitrates présents dans les sols est lessivée par l'eau de pluie et peut rejoindre soit directement les cours d'eau, s'ils existent soit s'infiltrer vers les nappes notamment en hiver.

2. Moyens et methodes

2.1. Contexte naturel

La plaine de Zana située au nord-ouest de la wilaya de Batna, Algérie, s'étend sur une superficie de 369 km², fait partie du bassin versant des hauts plateaux Constantinois (Fig. 1). Elle est caractérisée par une morphologie à faible altitude dans la plaine et accentuée pour les massifs, ce qui donne l'impression que la plaine est une dépression plane fermée par ces massifs. La morphologie de cuvette à fond plat, a permis l'installation d'un faible réseau hydrographique endoréique drainé par le Chott Saboun, qui ne fonctionne que pendant les fortes pluies.



Figure 1: Carte de situation de la plaine de Zana

On distingue deux ensembles structuraux, le secteur des massifs qui présente des caractéristiques morphométriques favorables à la genèse et à la propagation des crues; et le secteur de plaine qui est le siège d'une accumulation des dépôts détritiques et l'infiltration des eaux ruisselées. L'étude des indices climatiques a confirmé l'appartenance de la zone d'étude au climat semi-aride caractérisé par une période estivale sèche allant du mois de mai au mois d'août caractérisée par des précipitations mensuelles qui oscillent entre 07 et 29 mm et une température moyenne mensuelle élevée oscillante entre 19 et 27 °C (O.N.M, Station Aéroport Batna). La période pluvieuse qui s'étale du mois de septembre au mois d'avril est caractérisée par des précipitations moyennes mensuelles qui varient entre 19 et 30 mm et une température moyenne mensuelle allant de 7 à 22 °C. Les précipitations moyennes annuelles sont de l'ordre de 267 mm alors que la température moyenne annuelle est de 16 °C (Station pluviométrique d'Ain Djasser). Généralement le couvert végétal est maigre, et laisse l'écoulement superficiel converger vers les zones basses (Merdja et le Chott) avec un apport peu important en débit solide lors des averses importantes. Les reliefs carbonatés de la région sont pratiquement nus et présente une rare couverture végétal qui se résume en quelques genévriers et de pin d'Alep dans le Mestaoua (Athamena, 2010)

2.2. Cadre Socio-économique

La plaine de Zana est à vocation agricole, la surface totale agricole est estimée à 13637 ha soit 63.27 % de la superficie totale de la plaine. La surface agricole utile (SAU) représente 12137 ha (direction des services agricoles de la wilaya de Batna). L'assolement biennal céréale-jachère, légumes et élevage bovins, ovins, caprins et production avicole sont les pratiques culturales dominantes dans la région. La prédominance des cultures céréalière est nettement visible, pratiquée en extensive au niveau de la plaine et occupe 5700 hectares irrigués par des forages. La culture des fourrages vient en seconde position et occupe une surface de 3100 hectares. La filière des maraichages s'étend sur une superficie de 840 hectares et l'arboriculture commence à se développée, on enregistre 150 hectares utilisés par ce genre de culture sur tout le territoire de la plaine. L'élevage ovin, bovin, caprin et production avicole bien pratiqué et bien développé dans cette région constitue un support à l'agriculture et un moyen de revenu aux habitants, (Athamena, 2010). Cette activité agricole n'est rendue possible que grâce aux formations du sous-sol qui offrent des possibilités aquifères très intéressantes de même que la formation superficielle, elle présente des potentialités aquifères non négligeables. En générale, les rendements moyens en céréales dans la région, en culture irriguée, ont tourné autour de 6 à 10 q/ha (direction des services agricoles de la wilaya de Batna). Les besoins d'intensification de la production poussent à la recherche des moyens d'augmentation de ces rendements. C'est ainsi qu'on a introduit des intrants (fumure minérale, chimique et les produits phytosanitaires) et la mécanisation complète de la culture. Les entrants minéraux généralement utilisés dans la région pour les grains sont en moyenne 33 unités d'azotes (01 q/ha d'ammonitrate 33,5%). les engrais les plus utilisés sont l'ammonitrate (33.5%) puis le TSP ; les engrais NPK, PK et DAP sont d'usage aléatoire. L'observation de terrain révèle que l'itinéraire technique de la céréaliculture pratiqué n'est pas du tout maîtrisé. Dans le but d'avoir un lit de semence le plus fin possible, les sols sont intensivement travaillés à une humidité non convenable (trop sec) ce qui augmente l'émiettement et l'effritement des sols qui seront sujet d'érosion hydrique (sillons en parallèles avec la pente du terrain) avec les premières pluies d'où la naissance d'une migration des entrants ajoutés vers l'exutoire (Chott et Merdja) et une lixiviation par percolation au sous-sol. Aussi le travail intensif du sol favorise une nette diminution de la teneur en matière organique par le procédé de la minéralisation rapide dans les horizons de surface et ceci conduit à l'augmentation du pouvoir fixateur vis-à-vis les ions phosphate.

2.3. Géologie

La plaine de Zana fait partie de l'ensemble Crétacé Jurassique constituant les nappes de charriages de l'Est Algérien septentrionale (ensemble Allochtone sud-sétifien). Elle apparaît comme une plate-forme qui s'est déplacée sur la couverture triasique. Cette plateforme constitue un anticlinal dont le flanc Nord plonge sous l'écaille de Djebel Hammam et pour le flanc Sud, l'anticlinal butte conte l'autochtone aurésien, ce qui a pour effet par endroit de redresser à la verticale les couches. Ce redressement des couches imperméables au niveau du contact anormal entraine une limite hydrogéologique étanche (Vila, 1980). On distingue deux ensembles structuraux, le secteur des massifs et le secteur de plaine. Le secteur des massifs est composé par les écailles Jurassiques et Crétacé en position anticlinale (Djebel Azrouat au Nord, Djebels Roknia et Zana à l'Ouest, Djebel Merzeguene à l'Est et Djebel Mestaoua au Sud) et le secteur de la plaine formée par un remplissage Mio-Plio-Quaternaire, probablement le résultat de l'érosion de ces écailles (Athamena, 2010). Cette structure a engendré deux horizons aquifères: la plaine proprement dite comblée par des sédiments récents du Mio-Plio-Quaternaire qui présente un aquifère superficiel alimenté essentiellement par les glacis qui nappent les reliefs et les massifs qui cerne la plaine, dont la nature carbonatée possède une morphologie karstique grâce à la tectonique qui permet d'envisager l'existence en profondeur des ressources en eau importantes (Fig. 2)



Extrait de la carte géologique "Bournzel d'une échelle de 1/ 50.000

Figure 3: Coupe extraite de la carte géologique de Bourhzel, Ech. 1/50000, 1977

2.4. Géophysique

L'étude géophysique a montré que la plaine présente des possibilités aquifères assez importantes (C.G.G, 1969). Les résultats obtenues sont particulièrement intéressants non seulement en ce qui concerne le substratum mais aussi et surtout en ce qui concerne le remplissage les résultats obtenus peuvent se résumer comme suit:

1. Le remplissage de la plaine est Miocène à Plio-Quaternaire, en majorité marneux et argileux mais il peut contenir quelques niveaux perméables (conglomérats ou grès Miocènes, calcaires lacustres Pliocènes, sable, gravier Plio-Quaternaire). Ce recouvrement épais de 150 m semble présenter un ancien cône de déjection de l'Oued Titaouine qui s'amincit et remonte en surface au centre de la plaine, pour alimenter la Merdja de Zana et le Chott Saboun; il constitue probablement un bon aquifère.

2. Un aquifère superficiel alimenté par des massifs du Crétacé par l'intermédiaire de niveaux en charge du recouvrement, a comme exutoire Chott Saboun. La saumure de la nappe augmente au voisinage de ce Chott.

3. L'étude délimite les divers compartiments du substratum Crétacé ou Jurassique dans le prolongement de Mestaoua. Ces horizons sont relativement peu profonds (inférieur à 300m en général) et qui, en outre, sont en liaison avec les massifs affleurant. (C.G.G, 1969).

2.5. Hydrogéologie

On peut distinguer deux systèmes : un aquifère superficiel dans les niveaux superficiels et un aquifère profond karstique. L'aquifère superficiel a pour siège les formations perméables ou peu perméables du recouvrement mio-Plio-Quaternaire. Il affleure dans l'axe de la dépression pour former le Chott et la Merdja. Ce dernier est alimenté par les glacis nappant les reliefs et par les niveaux sous-jacents en charge, eux même recevant leur alimentation des massifs du Crétacé par l'intermédiaire des dépôts grossiers de bordure. Le Chott et la Merdja représentent l'affleurement de l'aquifère superficiel. Les puits peu profonds qui exploitent cette nappe restent souvent dans les alluvions très argileuses de surface. La transmissivité calculée pour cet aquifère varie de 3,6 x 10^{-3} à 8 x 10^{-4} m²/s, elle croit vers le Chott, quant à la perméabilité est comprise entre 2 0^{-5} et 10^{-4} m/s avec une décroissance vers le Chott Saboun. Le coefficient d'emmagasinement est de l'ordre de 1.082*10⁻³, donc on peut déduire que nous somme devant une nappe semi captive et cela est due à la présence des intercalations argileuses entre les couches perméables. Cette déduction est corroborée par la géologie et la géophysique (Athamena, 2010). L'aquifère profond karstique contenu dans les massifs calcaires et dolomitiques du Crétacé inférieur et du Jurassique supérieur dont l'exutoire naturel est l'ensemble de sources qui émergeaient en surface auparavant à fort débit comme Ain Zana qui avait permis l'implantation de l'antique Diana Veteranorum. C'est cette source qui entretient en permanence les marécages de l'Oued Saboun. L'excellence du réservoir est confirmé par les forages tels Zana N° 01 (56 l/s), Zana N° 02 (42 l/s), Zana N° 03

(55 l/s), Zana N° 04 (39 l/s) et Zana N° 05 (14 l/s) (Direction des ressources en eau de la wilaya de Batna; log stratigraphique des forages). La transmissivité de cet aquifère varie de 10^{-3} à 10^{-4} m²/s, elle croit vers le centre de la plaine quant à la perméabilité, elle est comprise entre 1.8 x 10^{-5} m/s à Djebel Roknia et Mestaoua et 4.0 x 10^{-6} m/s vers Merdja de Zana (Athamena, 2010). La plaine de Zana est caractérisée par des courbes iso-pièzes parallèles aux bordures des massifs, ce qui permet de dire, que les reliefs alimentent le recouvrement avec une direction d'écoulement convergente vers les zones de drainage qui sont le Chott et la Merdja (Athamena, 2010), (Fig. 4).



Figure 4: Carte piézométrique de la nappe profonde, Haute eau 2010

2.6. Méthode d'étude

Les données chimiques ont fait l'objet d'une analyse graphique et beaucoup plus statistique pour déterminer les faciès chimiques et réaliser une comparaison spatio-temporelle. Les méthodes graphiques utilisées sont Scholler-Berkaloff (1935-1938) et Piper (1944). Le mécanisme d'acquisition de la salinité a été également abordé à l'aide d'une corrélation des différents éléments chimiques qui est couramment utilisé pour estimer la liaison entre deux variables. C'est un outil statistique simple qui permet de montrer le degré de liaison entre deux variables. Cette étude a été complétée par une analyse en composantes principales (ACP). En effet l'ACP est une méthode statistique d'analyse de données qui consiste à rechercher les directions de l'espace qui représentent le mieux les corrélations entre n variables aléatoires.

3. Resultats et discussion

3.1. Salinité et faciès chimique

L'examen des analyses chimiques, montre que les températures mesurées sur terrain varient entre 13.9 et 23.00 °C, seul les forages situés au Nord de la plaine du côté de Djebel Azrouat qui présente des températures élevées supérieur ou égal à 20°C; le reste des points d'eau présente des températures ordinaires. Le pH varie entre 7.1 et 8.30, ce qui indique une faible alcalinité des eaux souterraines. Le résidu sec oscille entre 0.36 g/l et 13.95 g/l, il augmente au centre de la plaine et surtout aux abords du chott et la Merdja. La majorité des points d'eaux analysés sont salés est présente des teneurs élevées (RS > 1.5 g/l). Le faciès chimique est bicarbonaté magnésien sur les limites des reliefs et sulfaté magnésien chloruré au centre de la plaine. La présence de formations calcaires fissurées et karstifiées sur les limites Est (Djebel Roknia et Zana) et nord (Djebel azrouat), suggère une infiltration des eaux de précipitations où elles acquièrent leur minéralisation originelle carbonatée ce qui explique la faible salinité des eaux sur ces limites Ouest et nord. Ces eaux se minéralisent d'avantage en sulfates et chlorures suite aux lessivages des formations terrigènes salifères par dissolution des minéraux salés, par échange de base avec les argiles et par concentration des eaux en éléments chimiques le long de sa percolation, également la minéralisation est acquisse suite à la lixiviation des sulfates et chlorures des engrais notamment le NPK. Elles acquièrent ainsi leurs minéralisations salifères finales. Cette concentration est également favorisée par la faible vitesse d'écoulement, le gradient hydraulique étant relativement faible. Ceci est en parfaite concordance avec l'écoulement convergent vers le Chott. Les plus fortes valeurs de la salinité (RS>2 g/l) enregistrée aux Nord-ouest sont en relation avec le Trias salifère qui affleure plus au nord à Chouf Gherab.

3.2. Origine de la salinité

Le mécanisme d'acquisition de la salinité a été étudié principalement à l'aide des corrélations des différents éléments chimiques et la conductivité. Pour notre cas, le calcium, le magnésium, le sodium, le potassium, les chlorures et les sulfates sont bien corrélés avec la conductivité (0.63 < R < 0.86). Ceci témoigne d'une forte participation de ces éléments à l'acquisition de la salinité des eaux souterraines de la région. Par contre la corrélation des bicarbonates avec la conductivité n'est pas significative ce qui traduit une faible participation de ces ions à la salinisation des eaux souterraines. Ces corrélations font ressortir l'origine de la majorité des points par dissolution du gypse et de la dissolution du sel gemme (évaporites) à l'exception des HCO₃ qui proviennent des formations carbonatés. Le diagramme HCO₃⁻/Cl⁺SO₄⁻ vs conductivité, montre que les éléments évaporitiques participent majoritairement à la salinité alors que les éléments carbonatés ne participent que minoritairement à la salinité totale (Fig. N° 05). Les fortes liaisons Na-Cl (R = 0.53), Ca-SO₄ (R = 0.91) et Mg-SO₄ (R = 0.85) traduisent une dissolution de la halite, de l'anhydrite et/ou du gypse et de l'epsomite selon les formules [1], [2] et [2].

$$[1] \text{ NaCl} \rightarrow \text{N}^+ + \text{Cl}^-$$

$$[2] CaSO_4, 2H_20 \rightarrow Ca^{2+} + SO_4^{2-} + 2H_20$$

[3] MgSO₄, 7H₂0
$$\rightarrow$$
Mg²⁺+ SO₄²⁻ + 7H₂0



Figure 5: Origine de la salinité

3.3. Origine du flux azoté

C'est le phénomène de lessivage qui est à l'origine de la pollution nitrique des eaux. La lente percolation de l'eau de pluie dans le sol permet de dissoudre les nitrates présents et de les entraîner dans les nappes. Le NO_3^- est la principale forme chimique azotée susceptible de quitter le sol via les eaux de percolation, et d'être présente dans les milieux souterrains (Whelan and Kirkby, 1995). Les chemins de circulation de l'eau dans un bassin versant sont déterminants pour le transport de nitrate dans les nappes. Le ruissellement influence peu le transport des nitrates du

fait de la forte solubilité de l'ion NO_3^- , et donc de sa capacité à être libéré dans l'eau de lessivage. De plus, le ruissellement entraîne principalement des eaux de pluie, dont les teneurs en nitrate sont généralement faibles. En aval du versant ou dans les couches profondes, les ions NO_3^- peuvent être consommés par dénitrification (Hill, 1996; Altman and Parizek, 1995).

Le mécanisme de pollution azotée a été approché par ACP. L'analyse a été poussée jusqu'à trois facteurs et plus de 80% de la variance totale ont pu être exprimées. L'analyse factoriel à révéler que sur le plan factoriel F1-F3, le facteur 3 est déterminé négativement par les nitrates qui témoignent de l'arrivée d'une pollution agricole ou un mélange d'eau profonde avec de l'eau de surface (Fig. 6 et 7). De même la corrélation des nitrates avec la conductivité n'est pas significative. En se référant aux résultats d'analyses chimiques, la teneur des nitrates des eaux ne dépasse pas dans l'ensemble la teneur limites recommandée par l'O.M.S qui est de 50 mg/l de NO₃, mais il existe un certain nombre de points ayant des teneurs qui sont porches de cette norme. Une teneur même de 71,0 mg/l a été enregistrée (Fig. 8). Les teneurs élevées sont enregistrées au milieu de la plaine, cela est le résultat de la topographie fermée et convergente vers la partie centrale. La plaine de Zana; elle est encore loin d'être classée parmi les zones d'excédant structurale c'est à dire qu'elle a encore la capacité d'absorptions. Les eaux souterraines de la plaine, ne présentent pas des teneurs alarmantes en nitrates, alors que la région à une vocation agricole dont environ 63 % de la surface totale est une terre agricole et les pratiques agricoles ne sont pas maitrisées.



Figure 6: Cercle de corrélation, plan F1-F2

Figure 7: Cercle de corrélation, plan F1-F3



Fig. N° 08 : Carte des NO₃⁺ en mg/l, Basse eau

4. CONCLUSION

En l'absence de contamination anthropique la teneur en nitrates des eaux souterraines est de l'ordre de 0,1 à 1 mg/l, les valeurs s'approchent désormais de 50 mg/l en de nombreux points de la plaine de Zana. Ces teneurs élevées sont liées à l'usage excessif des engrais pour l'agriculture, à des épandages, notamment de déjections animales. En raison du délai de transit depuis la surface des sols jusqu'aux nappes souterraines, l'augmentation de la teneur en nitrates se poursuivra sur plusieurs années. Le phénomène atteindra des proportions telles que, chaque année, de nouveaux points d'eau atteignent un niveau critique de concentration en nitrates. Pour l'impact actuel de la fertilisation sur le chimisme des eaux, il est encore difficile d'avancer des jugements tranchants, vu la nature des données disponibles. La norme de 50 mg/l de nitrate n'est pas dépassée dans presque la majorité des points étudiés de la région, mais il existe un certain nombre de points ayant des teneurs qui sont proches de cette norme. Une teneur même de 71 mg/l a été enregistrée. Mais la question qu'on se pose à ce niveau est celle relative à la représentativité des échantillons analysés. La tendance qui s'inscrit à l'horizon peut cependant être différente en raison de l'intensification de l'exploitation agricole, de la densité croissante de la population et des unités d'élevage. Un programme de recherche visant l'étude spatiale et temporelle du phénomène devra donc élaboré pour les prochaines saisons.

BIBLIOGRAPHIES

- ATHAMENA, A (2010): Etude de l'évaluation du flux azote au niveau de la plaine de Seriana-Zana-El-Beïda, Mémoire de Magistère, Département d'Hydraulique, Université de Batna, 171 P.
- ATHAMENA, M (2006): Etude des ressources thermales de l'ensemble allochtone sud sétifien. Mémoire de Magistère, Département d'Hydraulique, Université de Batna, 131 P.
- ALTHER, G.A., 1979, A simplified statistical sequence applied to routine water quality analysis: a case history. Ground Water 17, 556–561.
- ALTMAN, S.J. and R.R. PARIZEK, 1995. Dilution of Nonpoint-Source Nitrate in Groundwater. Journal of Environmental Quality 24:707-718.
- APHA, 1995, American Public Health Association, AWWA (American Water Works Association), and WPCF (Water Pollution Control Federation). Standard methods for the examination of water and waste water (19th ed.). New York, USA.

APPELO, C.A.J. et POSTMA, D., 1993, Geochemistry, groundwater and pollution. Journal of

Hydrology, 155(1-2), 295-296.

- CERLING, T.E., PEDERSON, B.L., DAMM, K.L.V., 1989, Sodium-calcium ion exchange in the weathering of shales: implications for global weathering budgets. Geology 17, 552–554.
- CHABOUR, N. (1997): Etude hydrogéologique de la plaine de Ain Djasser (Bourhzel). Mémoire de Magistère, Institut sciences de la terre, Univ. de Constantine, 198 P.
- DEBIECHE, T.H. (2002): Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle, Application à la basse plaine de la Seybouse Nord-Est algérien. *Thèse de Doctorat. Univ. Franche-Comté. Besançon. France.* 235 pages.
- DROUBI, A., CHEVERRY, C., Fritz B., Tardy Y., 1976, Géochimie des eaux et des sels dans les sols des polders du lac Tchad: Application d'un modèle thermodynamique de simulation de l'évaporation. Chemical Geology. 17, 165-177.
- FISHER, R.S., MULICAN, W.F., 1997, Hydrochemical evolution of sodium-sulfate and sodium-chloride groundwater beneath the northern Chihuahuan desert, Trans-Pecos, Rexas, USA. Hydrogeology Journal, 10(4) 455-474.
- HILL, A.R., 1996. Nitrate Removal in Stream Riparian Zones. Journal of Environmental Quality 25:743-755
- KATZ, B.G., COPLEN, T.B., BULLEN, T.D., DAVIS, J.H., 199, Use of chemical and isotopic tracers to characterize the interaction between groundwater and surface water in mantled Karst. Groundwater, 35(6) 1014-1028.
- KHEMOUDJ, K. (2001): Impact de la pollution industrielle, urbaine et agricole sur les eaux de la nappe superficielle de la région d'El-Eulma (wilaya de Sétif), Mémoire de Magistère, Départ de Chimie, Univ de Annaba, 196 P.

- La Compagnie Générale de Géophysique (1969). Prospection géophysique des Chotts Gadaïne et Saboun et de la plaine d'El Madher, 39 P.
- LAFFITE, R. (1939): Etude géologique de l'Aurés (Algérie). Thèse 3^e cycle, faculté des sciences d'Alger, 451 P.
- MAYA, A.L., LOUCKS, M.D., 1995, Solute and isotopic geochemistry and groundwater flow in the Central Wasatch Range. Journal of Hydrology, 172, 31-59.
- PLAGNES, V. (2000): Structure et fonctionnement des aquifères karstiques. Caractérisation de la géochimie des eaux. *Thèse de Doctorat. Univ. Montpellier II. France.* 376 pages.
- SCHOELLER, H. (1962): Les eaux souterraines hydrologie dynamique et chimique, recherche, exploitation et évaluation des ressources. *Edit. Masson. Paris.* 642 pages.
- SONATRACH, Géologie de l'Algérie, Division exploration, centre de recherche et développement Service géologique de l'Algérie (1966): Travaux des collaborateurs (1965), bulletin N° 33, 96 P.
- VILA, J.M., 1980, La chaine alpine d'Algérie orientale et les confins algéros-tunisiens. Thèse de Doctorat Sciences Naturelles. Université. Pierre et Marie Curie. Paris VI. 665 P.
- WARD, J.H., 1963, Hierarchical grouping to optimize an objective function. Journal Statistical Association. 69, 236-244.
- WHELAN, M. J., KIRKBY, M. J. and BURT, T.P., (1995). Predicting nitrate concentrations in small catchement streams, in Trudgill, S.T. (ed.), Modelling Catchment systems, John Wiley and Sons: Chichester, 165-192.
- WILLIAMS, R.E., 1982, Statistical identification of hydraulic connections between the surface of a mountain and internal mineralized sources. Ground Water 20, 466-478.

DEVELOPMENT OF A GIS BASED PROCEDURE (BIGBANG 1.0) FOR EVALUATING GROUNDWATER BALANCES AT NATIONAL SCALE AND COMPARISON WITH GROUNDWATER RESOURCES EVALUATION AT LOCAL SCALE

G. BRACA ISPRA - Italian National Institute for Environmental Protection and Research, Rome, Italy

> D. DUCCI Department of Civil, Architectural and Environmental Engineering University of Naples Federico II, Italy, daniela@unina.it

Abstract: The ISPRA (Italian National Institute for Environmental Protection and Research) has developed a GIS based procedure (BIGBANG 1.0 - "Nationwide GIS- based regular gridded hydrological water budget on a regular grid") for evaluating all the factors of the monthly groundwater balance at National scale, using Python programming language. The procedure is based on spatial environmental information at very high resolution, often available on the WEB, in formats easily usable by the main geographic information systems. The hydrological factors of total precipitation, actual evapotranspiration, surface runoff and aquifer recharge are evaluated for a grid of 1 km resolution. The tool has been applied to the Campania Region (southern Italy) for the period 1996-2015, also defining for all factors the LTAA (Long Term Annual Average).

These results and the monthly evaluations have been compared with groundwater balances carried out at local scale, in a carbonate groundwater body.

The comparison shows that the lithological and hydrogeological features, much more detailed at local scale, can influence some factors of the balance, but the final amount of the recharge is comparable. Finally, this comparison, apart the above cited observations, represents a valid test for the BIGBANG 1.0 procedure and for its future implementation in the next versions.

Key words: groundwater balance, GIS, Italy.

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

DEVELOPEMENT OF "PRK PLUS" MULTICRITERIA APPROACH TO EVALUATE THE SENSITIVITY OF GROUNDWATER AGAINST POLLUTION USING GIS AND REMOTE SENSING APPLICATION TO THE SOUSS AQUIFER AROUND SOUTH AREA(SOUTH OF MOROCCO)

H. Cherkaoui Dekkaki

Laboratory of Research and Development in Engineering Sciences, Faculty of Sciences and Techniques of Al Hoceima, Mohammed First University, Morocco. E-mail: cherkaouihinde@yahoo.fr

H. SAHBI Laboratory of Geological Engineering, Faculty of Sciences of Meknès, Moulay Ismail University, Morocco. E-mail: hassanesahbi@yahoo.fr

Abstract: The Greater Agadir, one of the largest economic centers of Kingdom of Morocco, is very little favored by its semi-arid climate. It faces a chronic and quasi-irreversible deficit in water resources. The environment of these resources is no longer sufficient to ensure the quality of these waters. It has become an urgent need for effective legal tools to manage the distribution and control of the use of water resources and jointly ensure the protection and conservation. At the same time, technical tools for forecasting and protecting these resources should be available. Such instruments are based on studies of the vulnerability of water against pollution, and it is in this perspective that our present study falls. It aims to develop a new multicriteria approach to assess the sensitivity of groundwater against pollution on a water catchment scale and taking into account local natural conditions.

This work presents the results of the application of this method of acronym PRK Plus, to the Souss aquifer at the South field, using the Geographic Information System (GIS) and remote sensing.

Key words: Integral vulnerability, Groundwater sensitivity, remote sensing.

1. INTRODUCTION

La vulnérabilité des eaux souterraines à l'introduction d'un altéragène à partir de la surface du sol est un concept qualitatif traduisant le degré de la nécessité de la protection des eaux souterraines vis à vis des différentes charges polluantes émanant des activités anthropiques. Deux grandes notions de vulnérabilité sont à évoquer: la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines à la pollution pouvant être définie tel un défaut de protection naturelle des eaux souterraines, contre des menaces de pollution en fonction des conditions hydrogéologiques intrinsèques ; et la vulnérabilité intégrale ou encore la sensibilité des eaux souterraines à la pollution. Dans ce cas, et pour décrire la sensibilité à une contamination quelconque d'un système complexe où interfèrent des aspects anthropiques et hydrogéologiques, l'introduction de la notion du risque (R) s'impose. Laquelle mention répond à un concept probabiliste. Elle peut s'exprimer techniquement par l'espérance mathématique de dommages possibles. Ce risque résulterait de la combinaison de deux termes: la probabilité (P) que l'altéragène atteint la nappe et la grandeur des conséquences néfastes que cette pollution puisse générer (C). Pour Pfankouch (1996), le risque hydrogéologique peut ainsi être exprimé par la formule suivante: R = P*C (1). Par simplification, la sensibilité des eaux souterraines à la pollution correspondrait à ce risque et ferait référence à deux grandes notions combinées: vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines à la pollution (I), correspondant à la probabilité qu'un altéragène atteint ces eaux, causant ainsi leur pollution; et la grandeur des conséquences que cette pollution puisse générer, exprimée ici, en terme d'agressivité des foyers de pollution vis-à-vis des eaux

souterraines (I_a). L'expression de cette sensibilité s'effectue en termes d'indice de sensibilité I_s . Avec: Is = $I_v^*I_a$ (2). La probabilité (P) est en fait une probabilité composée. Elle se compose de probabilités individuelles (P_i) correspondant à la probabilité de franchissement des couches de terrain ou compartiments respectifs, définies verticalement à travers la coupe lithologique. Cette probabilité étant conditionnelle, la combinaison serait multiplicative. Ainsi, et partant de ce principe, Cherkaoui Dekkaki (2006) a développé une nouvelle approche multicritère permettant l'évaluation de la vulnérabilité et de la sensibilité des eaux de nappes libres à circulation en milieu poreux. Pour le développement de cette approche, le choix a été porté sur la nappe phréatique du Souss, particulièrement au niveau du Champ Captant Sud (CCS) au Souss aval. Pour son test, le site retenu est le Champ Captant Ahmar Boudhar au Souss médian. Dans le présent papier, nous présentons les résultats d'évaluation de la sensibilité des eaux souterraines au niveau du CCS.

La zone Sud, siège du CCS est située au Sud du Maroc, au niveau du tronçon aval du bassin de Souss. Elle relève administrativement de la préfecture d'Inezgane - Ait Melloul. Au sein de cette aire, le CCS est sis sur la rive gauche de l'oued Souss (Fig. 1). Ce champ est exploité par l'ONEE - Branche Eau et compte au total 23 captages dont 13 seulement sont fonctionnels. De point de vue hydrogéologique, la formation aquifère captée est globalement poreuse et constituée essentiellement de sables et de grès calcaires (Ambroggi et Bourgin, 1952). D'autre part, la surface piézométrique n'est pas régulière, nous y notons l'individualisation d'une importante dépression hydrogéologique étirée, en rive gauche du Souss, autour du CCS ainsi que les ouvrages de captages exploités par des associations d'approvisionnement en eau potable de la commune rurale d'El Kleaa, avec des altitudes du plan d'eau négatives bien individualisées.



Fig. 1: Situation géographique de la zone d'étude

2. Objectifs

Pour l'appréciation de la sensibilité des eaux souterraines à la pollution au niveau du CCS, Cherkaoui Dekkaki (2006) a développé une approche multicritère d'acronyme «PRK Plus» moyennant l'analyse multicritère, la télédétection et le SIG. Outils permettant la combinaison des couches d'informations relatives à chaque descripteur retenu par superposition thématique spatiale. Le résultat final opérationnel est un document cartographique permettant une hiérarchisation des différentes zones de la nappe d'après leur sensibilité, en considérant des paramètres intrinsèques en relation avec les caractéristiques propres du système hydrogéologique étudié, exprimant ainsi sa vulnérabilité intrinsèque ; et anthropiques, formulant des indicateurs de risques réels de contamination des eaux souterraines. Le document cartographique résultant permettra au décideur de mieux gérer et analyser l'information nécessaire pour l'identification des zones au-dessous desquelles, les eaux souterraines sont vulnérables et / ou sensibles à la pollution. Il permettra ainsi la protection et la conservation de la ressource en eau souterraine, en limitant la dégradation de sa qualité à travers la protection des sites vulnérables / sensibles à la pollution. En outre, cette approche se veut être simple dans son application et facilement extrapolable sous toutes les conditions climatiques, y compris celles des zones arides et semi-arides: tendance climatique la plus fréquente au Maroc et la moins étudiée à l'échelle internationale.

3. Resultat

Afin d'évaluer l'indice de sensibilité (Is) suivant l'équation (2), nous proposons les démarches ci-après:

1. Evaluation de la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines à la pollution par application de l'approche «PRK»;

2. Evaluation de l'agressivité des foyers de pollution des eaux souterraines;

3. Combinaison multiplicatives des deux descripteurs.

3.1. Evaluation de la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines à la pollution par application de l'approche «PRK»

A l'instar de plus de 40 méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution, développées entre autres par Aller et al. (1987), Civita (1990), Mouaddine (1997), l'approche PRK (Cherkaoui Dekkaki, 2006) est basée sur le principe des méthodes paramétriques, utilisant un système de cotation numérique. Elle consiste à évaluer la vulnérabilité des nappes d'eaux souterraines à circulation libre et en milieu poreux.

Pour cette méthode, trois paramètres sont reconnus pour exercer une influence directe dans le processus de propagation et de l'atténuation d'un altéragène : (1)-La pente topographique «P» (L'indice de la vulnérabilité liée à la surface du sol est une fonction inverse de la pente topographique), (2)- le rapport «R» représentant la variation de l'amplitude des fluctuations du niveau piézométrique par rapport à l'épaisseur de la zone non (Une grande amplitude des fluctuations réduit l'épaisseur de la zone non saturée et par conséquent, augmente la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution. Ce rapport est considéré selon une approche à limite supérieure; l'épaisseur de la zone non saturée considérée est celle relative à la période des hautes eaux) et (3)- la perméabilité de la formation aquifère «K» (L'indice de la vulnérabilité est proportionnel à la perméabilité de la formation aquifère), d'où le terme générique PRK reprenant ces initiales. L'indice final de la vulnérabilité (L), est obtenu par combinaison multiplicative des cartes indicielles relatives aux différents paramètres retenus, au niveau de chaque pixel de la zone étudiée suivant l'équation ci-après: $I_v = \prod_{i=1}^{n} I_i \rightarrow I_v = I_p \times I_R \times I_K (2)$ où: I_p , I_R et I_K : Indices partiels relatifs respectivement à «P», au rapport «R» et à «K». Le résultat final est un intervalle compris entre une borne inférieure égale à 1 et une borne supérieure, supérieure à 91. Ci-dessous, le résultat de la cartographie de la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines circulant au-dessous de la zone Sud.



Fig. 2 : Vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines à la pollution au niveau de la ZS

3.2. Evaluation et cartographie de l'agressivité des foyers de pollution des eaux souterraines

1. Elaboration des cartes de foyers de pollution des eaux souterraines moyennant SIG et Télédétection. La typologie d'occupation des sols retenues s'inspire de la nomenclature du programme européen CORINE Land Cover (Perdigão et Annoni, 1997).

2. Calcul de l'indice d'agressivité des foyers de pollution des eaux souterraines, au niveau de chaque pixel de la zone étudiée. Pour cela, il y a lieu de procéder par une classification des foyers de pollution des eaux souterraines selon un gradient d'agressivité qu'ils peuvent exercer sur le milieu récepteur. Au niveau de chaque classe, sont considérés les foyers de pollution susceptibles de représenter le même degré d'agressivité et/ou de degrés d'agressivité très proches; puis cotation et appréciation des classes retenues pour l'évaluation de la sensibilité des eaux souterraines à la pollution. Le résultat cartographique de cette opération appliquée au niveau de la ZS est présenté sur la Figure 3.



Fig.3 : Agressivité des foyers de pollution des eaux souterraines au niveau de la ZS
3.3. Combinaison multiplicatives des deux descripteurs

Il s'agit en fait du calcul automatique de l'indice global Is par combinaison multiplicative des cartes indicielles relatives aux deux descripteurs: Iv et Ia, au niveau de chaque pixel de la zone étudiée suivant l'équation (2). Le résultat final : I_s est compris entre une borne inférieure égale à *1» et une borne supérieure, *supérieure à 61». Le résultat cartographique appliqué au niveau de la ZS est porté en Figure 4.



Fig. 4 : Sensibilité des eaux souterraines à la pollution au niveau de la ZS

4. DISCUSSION

De point de vue vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines à la contamination, les indices globaux obtenus au niveau de la ZS sont distribués en six classes correspondant aux degrés de vulnérabilité fluctuant des pôles « très peu » à « extrêmement » vulnérables (Fig. 2). La classe dominante est très peu vulnérable. Elle couvre jusqu'à 76% de la superficie totale. Pour cette classe, l'effet de la pente topographique est relativement atténué par celui des critères R et K. D'autre part, la forte surexploitation de la nappe phréatique à divers endroits a favorisé l'augmentation de l'épaisseur de la zone non saturée et par conséquent, la réduction du rapport R.

Localement, des classes moyennement, très et fortement vulnérables sont particulièrement influencées par la combinaison des critères R et K. Dans ce schéma général, la majorité des forages du CCS, est située dans des zones très peu à peu vulnérables.

De point de vue agressivité, la classe des foyers de pollution dominante est «très peu» agressive. Des classes «moyennement», «très» et «extrêmement» agressives sont alignées selon une direction générale Nord Ouest-Sud Est, de part et d'autre de l'oued Souss.

De point de vue sensibilité des eaux souterraines, les indices globaux obtenus sont distribués en cinq classes correspondant aux degrés de sensibilité fluctuant du «peu» à «l'extrême». Toutefois, la classe dominante est «peu» sensible, couvrant jusqu'à 59% de la superficie totale. Elle correspond aux trames représentatives des milieux naturels et semi naturels et celles des zones urbaines, soient des zones où les foyers de pollution recensés, sont «très peu» agressifs. L'ensemble est situé au-dessus des zones où les eaux souterraines sont «très peu» vulnérables à la pollution. La majorité des forages et puits du CCS, capte des eaux souterraines «très peu» sensibles à la pollution. Excepté quelques uns dont le forage F_{10} , situé à proximité immédiate de la fosse septique de la station d'eau potable de Lamzar (CCS): foyer de pollution potentiellement «très agressif» et donc sur une zone au-dessous de laquelle, les eaux souterraines sont localement «extrêmement» sensibles.

5. Conclusion

L'application de l'approche PRK Plus au niveau de la zone Sud a montré que les différents captages du CCS sont de plus en plus menacés par la pollution d'origine anthropique. En effet, une activité agroindustrielle et agricole et une population rurale dominante, couplées à une vulnérabilité variable des eaux souterraines, sont les principales caractéristiques de cette zone étudiée. Ce qui représente inévitablement un risque de pollution des eaux souterraines captées.

D'autre part, la standardisation de l'approche «PRK Plus» dans le but de son application sur divers autres zones du Royaume sera un gain précieux de temps. Nos perspectives mêmes par rapport à cet aspect est l'application de cette approche sur diverses zones du pays ou sites à grande ou moyenne échelle reflétant des contextes différents, afin de valider la pertinence des paramètres retenus et la robustesse du système de cotation appliqué.

Remerciement

Au terme de ce travail, nous tenons à remercier la Direction Générale de l'Office National de l'Eau et de l'Electricité - Branche Eau, la Direction de l'Assainissement et de l'Environnement et la Direction Régionale Sud du même office, ainsi que l'Agence du Bassin Hydraulique Souss - Massa.

References Bibliographiques

- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J., Petty, R. and Hackett, G. (1987): A Standardized System for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. USEPA/600/2-87-036, Etats Unis, 455 p.
 Archaeteric P., et Paramin, P. (1058): Hydrogeologic settings. USEPA/600/2-87-036, Etats Unis, 455 p.
- Ambroggi, R. et Bourgin, R. (1952): Hydrogéologie du Maroc. Notes et Mémoires du service géologique du Maroc, núm. 97. pp. 269-284.
- Cherkaoui Dekkaki, H. (2006): Évaluation de la vulnérabilité et de la sensibilité des eaux souterraines à la pollution moyennant du SIG et de la télédétection. Application au niveau des champs captants Sud et Ahmar Boudhar. Thèse de Doctorat Es Sciences Appliquées, Université Mohammed V. École Mohammadia d'Ingénieurs, Rabat, Maroc, 400 p.
- Civita, M. (1990): La valutazione della vulnerabilita degli aquiferi all'inquinamento. Protezione e gestione delli acque soterrane. Méthodologie, Technologie e Obiettivi. Marno sul Panaro, 3.
- Mouaddine, L. (1997). Utilisation des cartes de vulnérabilité pour la délimitation des zones de protection des captages d'eau potable. Cas du champ captant de Fouarat. Thèse de troisième cycle. Univ. Cadi Ayad. Maroc, 193 p.
- Perdigão, V. et Annoni, A. (1997) : Technical and methodological guide for updating CORINE land cover data base. European Commission. Joint Research Centre. Space Applications Institute, AIS unit. Ispra, Ttaly.132 p.
- Pfankouch, H.O. (1996): Considérations concernant l'élaboration d'un système d'indices de vulnérabilité hydrogéologique. Rapport interne-ONEP, 50p.

ASSESSING THE UNCERTAINTIES OF THE WATER BUDGET IN THE TORREVIEJA AQUIFER (SOUTHEAST SPAIN)

C. DUQUE Department of Geoscience, Aarhus University Høegh-Guldbergs Gade 2 8000 Aarhus C cduque@geo.au.dk

J.M. GÓMEZ - FONTALVA Aljibe Consultores S.L. C/ José Luis Pérez Pujadas, 7, Bjo. Granada. Spain

J.M. MURILLO Instituto Geologico y Minero de Espana, C/ Rios Rosas 28, 28003, Madrid, Spain

M.L. CALVACHE Departamento de Geodinámica, Universidad de Granada. Facultad de Ciencias, Av. Fuentenueva s/n, Granada, Spain

Abstract: The frequent scarcity of water in the coastal aquifers of the Mediterranean areas makes essential the adequate management of groundwater with a good knowledge of the inputs and the outputs of the aquifers. The establishment of the water budget of aquifers is often hindered by uncertainties in the connection with other aquifers and the sea, or the permeability of layers that can disconnect hydraulically parts of the system. In the study of these regions, a common challenge is the lack of information at deep locations or disperse data in time and space that do not allow to provide reliable answers. Under these circumstances, the construction of simplified numerical models simulating groundwater flow can be used to verify or deny different hypothesis. In this study, the characteristics of Torrevieja aquifer (South East of Spain) have been analyzed proposing alternative conceptual models to explain the annual deficit of 4.4 Mm3 between inputs and outputs. The effect of a semipermeable top layer and the differentiation of the aquifer in two parts with distinct recharge sources was tested and compared with the hydrochemical information of groundwater samples to provide new perspectives about the characteristics of this aquifer. This study also shows how to use common hydrogeological tools and information of databases to address the uncertainties in the study of coastal aquifers.

Key words: Torrevieja aquifer, Numerical model, Water budget, Hydrochemistry.

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

PALEOHYDROGEOLOGICAL MODEL OF THE GROUNDWATER SALINITY IN THE MOTRIL-SALOBREÑA AQUIFER

C. DUQUE Department of Geoscience, Aarhus University Høegh-Guldbergs Gade 2 8000 Aarhus C cduque@geo.au.dk

J.-T. Olsen

Norwegian Road Administration. Dreyfushammarn, 8012 Bodø, Norway

J.-P. SANCHEZ-UBEDA (&) M.L. CALVACHE Departamento de Geodinámica, Universidad de Granada. Facultad de Ciencias, Av. Fuentenueva s/n, Granada, Spain

Abstract: The forecast of climatic change effects over groundwater requires to know the modifications that are going to take place (i.e. variations in temperature and precipitation) but also to determine if the aquifer in under stable conditions. The alteration of the natural systems due to anthropogenic activities during the last decades can change the aquifer recharge sources and lead to a transition towards a new future steady state conditions. The Motril-Salobreña aquifer has undergone a rapid coastline progradation over the last 500 years. The sediments provided by the Guadalfeo River generated new land that was totally covered by the sea due to the colonization of Sierra Nevada generating an intense deforestation of areas with high slopes and elevated runoff. The erosion and transport of sediments to the sea produced a coastline advance of over 3 m year-1. The location of the sea border is one of the mayor controller of the salinity distribution in coastal aquifers. The effect of the coast progradation over salinity distribution and the flushing times by freshwater have been explored with a paleo-hydrogeological model simulating the transient evolution of the groundwater salinity over the last 6000 years. A sedimentological study of the aquifer was carried out based on the lithological columns and considering the depositional systems in coastal areas to implement the aquifer properties of the aquifer. The results of the model provide variable saltwater flushing times from decades to hundreds of years indicating that the aquifer can be considered currently in equilibrium with punctual exceptions and it can be easily affected by future changes.

Key words: Numerical model, Salinity distribution, Flushing times, Paleohydrogeological model.

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds.) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

HYDROGÉOCHIMIE DES SOURCES THERMALES DU COULOIR SUD-RIFAIN (MAROC)

K. EL MORABITI Universite Abdelmalek Essaadi Faculte Des Sciences, Tetouan kmorabit@yahoo.fr 00212671276238

M. BENMAKHLOUF Universite Abdelmalek Essaadi Faculte Des Sciences, Tetouan A. PULIDO BOSCH Universidad de Almería, Departamento de Hidrogeologia apulido@ual.es

J. STITOU MESSARI Universite Abdelmalek Essaadi Faculte Des Sciences, Tetouan

Abstract: A geochemical study was carried out on the thermal waters of northern Morocco; Chemical analyzes were carried out for the major elements and the trace elements. From a geological point of view, a compilation of data on emergences in the area and its deep geological and geophysical structure is presented to discuss the deep circuit and its functioning. The water circuit corresponds to an infiltration on the heights of the Middle Atlas, for the waters of the basin of Saïss, on the heights of the Prérifaines for the waters of the Rides. As regards the mineralization of chlorinated sodium waters, the hypothesis envisaged is the existence at very great depths of NaCl or hyperchloride brines. The presence of these chlorides could be explained by saliferous anomalies linked to the palaeogeographic conditions of the triassic sedimentation. This shows that there is surely a deposition of the halite in Triassic, explained by the different domes of salts encountered in the region or by the existence of paleodiapirs trapped under the overlapping formations.

Keys words: couloir sud-rifain, Hydrogéochimie, hyperchlorurés, paléodiapirs.

1. INTRODUCTION

La caractérisation des eaux à circulation profonde, du fait de la complexité des facteurs intervenant sur leur minéralisation, leurs conditions d'émergence, leur origine, etc., repose sur l'acquisition et l'interprétation de nombreux paramètres. Cependant, plusieurs émergences thermales, en particulier dans le domaine sud-rifain, sont souvent des mélanges d'eaux issues de réservoirs différents: eaux provenant de réservoirs profonds et ayant acquis leurs caractéristiques au contact de terrains différents, eaux de réservoirs semi-profonds et eaux d'origine superficielle. Il en résulte que leur étude est confrontée à une grande variabilité des paramètres comme la température, la conductivité, les teneurs en ions spécifiques (en particulier les chlorures). Toutefois, pour proposer une hypothèse hydrogéologique acceptable sur l'origine de l'eau, il convient de tenir compte d'un certain nombre de facteurs d'ordre surtout hydrochimique.

Cependant, un certain nombre d'émergences thermales dans le couloir sud-rifain sont souvent des mélanges d'eaux issues de réservoirs différents: eaux provenant de réservoirs profonds et ayant acquis leur caractéristiques au contact de terrains différents, eaux de réservoirs semi-profonds et eaux d'origine superficielle. Il en résulte que leur étude est confrontée à une grande variabilité de paramètres physico-chimiques tels que la température, conductivité et les teneurs en ions spécifiques.

2. Cadre géographique et géologique

Le sillon sud-rifain s'est formé au Miocène supérieur après effondrement des bordures septentrionales de la Méséta occidentale et du Causse moyen atlasique. Il se caractérise par sa situation entre deux grands domaines très différents: Au nord, le Rif qui est une chaîne alpine dont l'histoire propre s'étend du Trias au Miocène supérieur. Il est caractérisé par des charriages, rétrocharriages et un métamorphisme alpin. Au sud, le Maroc central à socle paléozoïque structuré par la tectonique hercynienne, et le Causse moyen atlasique à matériel essentiellement carbonaté d'âge jurassique.

La caractéristique géologique du couloir sud-rifaine est la présence des formations triasiques qui représentent des véritables diapirs d'origine profonde, (Faugères, 1978), par endroit elles peuvent être injectées le long des failles de chevauchement au cours de l'inversion structurale moi-pliocène.



Figure 1. Situation géographique du couloir sud-rifain occidental avec emplacement de la coupe géologique de la figure 2. 1: Jurassique des Rides; 2: Bassin du Rharb; 3: Nappe prérifaine; 4: Méséta; 5: matériaux plio quaternaires; 6: Moyen Atlas et 7: Trias salifère. (El Morabiti, K. et al. 1998; El Morabiti, K. 2000)

3. Cadre hydrogeologique

Le bassin de Saïss présente une superficie de 2.100 km². Il est situé entre les rides sud-rifaines au NW, le Prérif au nord et le moyen Atlas au sud. Ce bassin est caractérisé par la présence presque générale d'une nappe phréatique dans les formations superficielles plio-quaternaires détritiques et d'origine lacustre. Alors que les formations carbonatées du Lias constituent l'aquifère profond du bassin, ces deux niveaux aquifères se trouvent séparés par les marnes Miocènes qui constituent le niveau imperméable. La nappe libre est située principalement dans les sables «fauves», les grès et les calcaires. La présence de la nappe se manifeste par plusieurs sources et aussi grâce à plus de 100 forages avec une profondeur comprise entre 10 et 80m. L'alimentation de la nappe phréatique se fait principalement à partir des précipitations. Le sens de l'écoulement vient du Moyen Atlas vers la partie sud du bassin (Chamayou et al.). le Lias constitue le principal réservoir souterrain du bassin. Il affleure au Moyen Atlas et il s'enfonce dans le bassin de Saïss sous les terrains miocènes dont l'épaisseur croît du sud vers le nord. Les études géophysiques effectuées sur le Lias, montrent que l'effondrement des matériaux liasiques se manifeste par des failles subverticales de direction NE-SW qui engendrent un système de gradins (fig.2).



Figure 2. Coupe géologique schématique du couloir sud-rifain (Chamayou et al., 1977). 1: Plio-Quaternaire, 2: Miocène (marnes), 3: Dogger (marno-calcaires), 4: Lias (calcaires et dolomies), 5: Trias évaporitique, 6: Formations prérifaines

4. Classification Hydrogéochimique

Pour pouvoir apprécier les principaux caractères hydrochimiques des eaux analysées, on a représenté les résultats des analyses (tableau 2) dans le diagramme triangulaire de Piper (figure 3) qui est établi à partir des concentrations en pourcentage. Dans ce diagramme on peut observer que la grande majorité des eaux thermales présente un faciès bicarbonaté calcique. Toutes les eaux ont des teneurs en bicarbonates indicateurs d'une circulation carbonatée, ce qui prouve que ces eaux thermales prennent leur origine dans les réservoirs jurassique carbonatée des rides sudrifaines et du bassin de Saiss. On peut distinguer dans ce diagramme quatre types d'eaux différenciés par des faciès chimique différents: eaux à faciès bicarbonaté calcique caractérisés par une faible minéralisation (groupe A), eaux à faciès bicarbonaté calcique à tendance chlorurée sodique caractérisés par une moyenne minéralisation (groupe B); eaux à faciès chloruré sodique et/ou sulfaté calcique caractérisés par une très forte minéralisation (groupe C), et eaux à faciès sulfaté calcique caractérisés par une forte minéralisation (groupe D).

Ces quatre types de faciès nous mènent à distinguer quatre types de circulations différentes. Pour le premier type de faciès, on admet que la circulation a lieu dans les terrains liasiques; le deuxième type de circulation est une circulation aussi dans les terrains liasiques, mais avec une certaine influence des terrains évaporitiques du Trias, c'est-à-dire que ces eaux ont pu lessiver partiellement le Trias, soit dans leur trajet de remontée vers la surface, soit à travers les failles et les fractures où le Trias salifère peut être injecté. Le troisième type de circulation correspond à une circulation dans les terrains liasiques mais avec une dominance triasique salifère, c'est-àdire que les eaux de ce type de faciès ont lessivé tout le long de leur trajet des terrains salifères représentés surtout par l'halite. Le quatrième type de faciès est représenté par une seule source (Moulay Driss), la circulation dans ce cas se fait à travers les terrains liasiques avec un parcours à travers les roches évaporitiques représentées surtout par le gypse, ce qui favorise le contenu élevé en sulfates, contrairement aux autres eaux. Donc, le critère de type de circulation sera la base de l'étude des eaux thermales de la région sud-rifaine.



Figure 3. Diagramme de Piper (couloir sud-rifain)

	Т°	pН	cond.	Cl	So ² ₄	Hco ⁻ 3	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Sr ²⁺	Sio ₂	No ⁻ 3	Li ⁺	Br	NATURE
1 Outita	40	6,9	11530	2197,5	917,7	268,4	378,6	111,9	1277,2	30,9	6,05	11,4	0,2	0,56	3	source
2 Boudra	24	7,9	880	102,95	138,8	326,35	111,68	29,61	50,79	5,7	0,57	12,1		0,055		source
3 Tiouka	24	7,03	45300	10150	100,8	389,79	403,5	283,4	5161,1	41,12	35,56	9,5	26,9	7,54	3.3	source
4 My.Driss	32	7,04	4400	447,3	720	414,8	344,82	93,35	244,67	5,56	7,03	6,6	0,2	0,062	1	source
5 Teder	25	6,9	1100	170,4	24	256,2	58,5	10,97	110,8	4,4	0,548	7		0,058		source
6 Ansar	24,5	7,2	913	96	32	316	137	47	265	10	6	5,9	29	0,02	0.32	source
7 Souk Tlat	28	6,8	9700	136,32	35,52	228,75	42,7	13,57	63,5	5,18	0,327	7,3		0,028		source
8 Tratt	25	7,18	1720	276,9	139,2	365	51,1	31,8	237,06	4,3	2,63	7,8		0,178		source
9 Zalarh	37	7,1	8350	2094,5	192	292,8	121,29	47,32	1359,3	25,36	2,508	8,8	0,4	1,161	3	source
10 My Yacoub	53	6,7	48250	17767,7	38,4	305	1434	419,8	11315,3	404,5	64,98	14	15,6	26,34	31	source
11 Lalla Chafia	35	7,4	1245	386,9	7	390,4	81,1	38,7	165,6	3,6	0,3	8,4		0,1		source
12 Ait Yekkou	36,9	7,4	2400	511,2	71	347	70	32	310	2,5			16			forage
13 Ain Allah	45	7,42	660	69,6	67,2	366	49,77	30,5	54,6	0,75	0,14	6,2		0,009	0.2	forage
14 S.Harazem	33	7,4	1370	266,9	16,8	335,5	80,6	24,3	176,8	2,64	2,24	4,5	0,3	0,031	0.5	source
15 Skhinate	37	7,08	2450	494,8	46,56	314,7	90,47	57,02	224,8	9,06	0,827	3,1		0,21	0.6	source

Tableau 1. Résultats des analyses physico-chimiques des eaux thermales du couloir sud-rifain. (Les concentrations sont exprimées en mg/l, cond.: conductivité électrique en μS/cm et T°: température en degré Celsius)

5. Identification Geologique

Dans la figure 4, on a représenté le modèle conceptuel de la circulation de l'eau depuis les zones de recharge jusqu'à les zones d'émergence; on constate donc que les deux axes de circulation conditionnant les eaux thermales du Maroc septentrional sont: 1) la circulation dans les formations carbonatées du Lias (calcaires et dolomies); les eaux issues directement de ce type de circulation sont identifiées comme bicarbonatées calciques. Lors de la remontée, ce type d'eaux présente deux chemins différents: une remontée directe par captage sans qu'il y est mélange avec des eaux intermédiaires jusqu'à la zone d'émergence, en conservant en partie les caractéristiques chimiques des eaux du réservoir profond (Ain Allah), et une remontée indirecte en traversant le Miocène marneux (lessivage des marnes) par faille jusqu'à la zone d'émergence, ce type d'eau

présente une certaine minéralisation à base de NaCl lessivé dans les marnes miocènes Tratt, Teder, Sidi Harazem, Lalla Chafia, Skhinate, Skhounate, Ait Yekou et Ansar) . Et 2) la circulation mixte à dominance évaporitique; ce type d'eaux circule premièrement dans les formations carbonatées —qui constituent comme on a vu précédemment les formations aquifères des eaux thermales du Maroc septentrional— et traverse au fur et à mesure de son trajet le Trias évaporitique (halite et/ou gypse), soit par failles, soit il est injecté dans les fractures et fissures des formations carbonatées. Les eaux issues de ce type de circulation sont identifiées comme chlorurées sodique ou sulfatées calcique qui présentent les eaux les plus minéralisées, et elles ont en commun aussi un dégagement de soufre et le dépôt à leur émergence de la matière organique dû principalement au bitume des hydrocarbures abondant dans la région. Parmi ces sources on peut citer Moulay Yacoub, Outita, Tiouka et Zalarh et Moulay Driss. Dans ce sens le Trias évaporitique est donc à l'origine de la minéralisation des eaux thermales du Couloir sud rifain.



Figure 4. Modèle conceptuel de la circulation des eaux thermales à l'échelle du couloir sud-rifain. (El Morabiti, K., 2000)1: plio-quaternaire, 2: formations carbonatées (calcaires et dolomies), 3: Miocène, 4: Trias évaporitique (halite et gypse), 5: faille, 6: forage

6. DISCUSSION

L'analyse et l'interprétation des différentes méthodes utilisées dans ce travail, avec la connaissance des différentes aspects géologiques et hydrogéologiques de la région, nous permettent de penser à l'existence à très grandes profondeurs de NaCl ou de saumures hyperchlorurées. La présence de ces chlorures pourrait s'expliquer par des anomalies salifères liées aux conditions paléogéographiques de la sédimentation triasique. Ceci montre qu'il y a sûrement un dépôt de l'halite au Trias, expliqué par les différents dômes de sels rencontrés dans la région, ou par l'existence des paléodiapirs coincés sous les formations chevauchantes.

Ainsi, les séries gypsifères du Miocène du couloir sud-rifain sont d'une importance particulière. L'hydrogène sulfuré généré après la réduction bactérienne des gypses se dissout dans les eaux d'infiltration simples et ainsi se forment les eaux simples à hydrosulfures. Parfois l'hydrogène sulfuré est en contact avec des eaux qui sont génétiquement liées au Miocène ou bien aux formations plus anciennes. Dans ce cas là se forment les eaux minérales chlorurée-sodiques à hydrosulfurées (Na-Cl et H²S), contenant souvent aussi le Br en quantité importante (Moulay Yacoub, Outita, Tiouka et Zalarh). Si la minéralisation des eaux est causée surtout par le lessivage de gypse, on trouve des eaux sulfatées, à hydrosulfures comme pour Moulay Driss.

BIBLIOGRAPHIE

BAKALOWICZ, M. (1979): Contribution de géochimie des eaux à la connaissance de l'aquifère karstique et de la karstification. Thèse de Doct. D'Etat ès Sciences Naturelles. Université Pierre et Marie Curie. Paris, 269 p.

- BAKALOWICZ, M. (1983): La genèse de l'aquifère karstique vue par un géochimiste 1. Reun. Monografica sobre el Karst-Lara 82. Navarra, 147-159.
- BOUTAKIOUT, M. (1990): Les foraminifères des Rides sud-rifaines et des régions voisines (Maroc). *Thèse Doct. D'Etat, Lab. Géol. Lyon,* núm. 112, 254p.
- CHAMAYOU, J., COMBE, M., GENETIER, B., LECLERC, C., (1977): Le bassin de Meknès-Fès et le couloir de Fès-Taza. Hydrogéologie du Maroc. *Notes et Mem. Serv. Géol. Maroc.* 41-72.
- EL MORABITI K., CERON J.C., PULIDO BOSCH A., BENMAKHLOUF M., CHALOUAN A. et EL HAJJAJI KH. (1998): Consideraciones sobre las aguas thermales de la region de Rharb-Saiss (Marruecos). *Geogaceta*, 23, p. 35-38
- EL MORABITI, K. (2000): Contribution à la connaissance hydrogéologique, hydrochimique et isotopique des eaux thermales du Maroc septentrional. *Thèse Doct d'Etat, Univ. Abdelmalek Essaadi Tétouan,* 280p.
- FAUGERES, J.C. (1978): Les Rides sud-rifaines. Evolution sédimentaire et structurale d'un bassin Atlantico-mésogéen de la marge africaine. *Thèse Doct. d'Etat, Univ. Bordeaux I,* 480p.
- KHARAKA, Y., GUNTER, W., AGGARWAL, P., PERKINS, E. Et DEBRAAL, J. (1988): SOLMINEQ.88, a computer code for geochemical modeling of water-rock interactions. U.S. Geol. Surv., Open File Report, 419p.
- PERKINS, E., GUNTER, W. et BIRD, W. (1989): Applications of SOLMINEQ.88 and SOLMINEQ.88 pc/shell, *in Water- Rock Interaction WRI-6*. Miles (Ed.). Balkema (Rotterdam), 553-556.
- PERKINS, E., GUNTER, W. (1989): Applications of SOLMINEQ.88 and SOLMINEQ.88 pc/shell to thermally enhanced oil recovery, in *The foruth Unitar/Undap International Conference on Heavy Crude and Tar sands*. Ed. Alberta Oil Sands Technology and Research Autority. Alberta (Canada), 11: 413-422.

APPORT DE L'HYDRODYNAMIQUE, ET DE L'HYDROGEOLOGIQUE A LA CARCTERISATION DU FONCTIONNEMENT DU SYSTEME AQUIFERE DE TAÏCHA (NAPPE DE LA MAÂMORA- MAROC)

Y. EL MOUINE M. SAADI M. Morarech T. Bahaj I. Kacimi

Laboratoire D'Océanologie-Géologie-Génie Géologique Faculté des Sciences, Université Mohammed V de Rabat (Maroc) Correspondant: yousra.elmouine@gmail.com

Abstract: The area Taïcha represents the subject of this study area; it is located in the West of Maamora. This aquifer is part of the unit hydrogeological basin, (located in the centre west of Morocco) known as Maamora-Gharb basin, it is essentially composed of calcareous sandstone part of the class of the calcarenites rocks, covering directly the mio-pliocene marls. The water of this aquifer is the only resource used as drinking water and irrigation in the region. This study is a multidisciplinary approach, it is based on various data of drilling within the Maamora region and GIS tool, in order to reconstruct the geometry of the aquifer, explain how it works, understand the variations of piezometry and control the management of the hydraulic potential of this region. The piezometric maps show a flow of water conducting from SE to NW, the isopiestic lines (5 and 10 m) move back to the inside of the water table is observed with the appearance of the isopiestic line 0. The hydrodynamic characteristics of Taïcha water show a dispersion of the coefficients of storage, and a heterogeneity of the values of permeability.

Key words: Hydrogeology, Taïcha, GIS, piezometry, hydrodynamic characteristics

1. INTRODUCTION

L'alimentation en eau potable de plusieurs grandes villes marocaines telles que Rabat et Kénitra qui connaissent un essor économique, démographique et agricole reposent sur l'exploitation des eaux souterraines. Parmi ces réservoirs souterrains se trouve le réservoir de Taïcha qui fait l'objet de cette étude, situé à l'Ouest de la nappe de la Maâmora. Plusieurs travaux de recherches; hydrogéologiques, sédimentologiques, hydrochimiques, géodynamiques et pétrolières se sont intéressés à l'étude de la marge continentale marocaine (Laville et Piqué ,1991; Kacimi, 2004; Texier et al., 1992; Benkabour, 2002; Belghyti, 2013; MacDonald et al., 2012)

Cette étude préliminaire, se base sur les données de forages au niveau de la zone de Taïcha et l'analyse des couches d'information élaborés à partir de la base de données cartographiques, à l'aide de l'outil SIG, et à l'issue de laquelle on a identifié le sens des écoulements souterrains, les variations piézométriques et leur relation avec la géométrie de l'aquifère. Ces résultats hydrogéologiques, ont été complétés par l'interprétation des essais de pompages afin de déterminer les caractéristiques hydrodynamiques de l'aquifère.

1.1. Objectifs

Afin de répondre aux besoins croissants en eau des populations et d'assurer la préservation de la ressource, il s'avère nécessaire de bâtir un plan de gestion rationnel et durable de l'exploi-

tation. Ceci passe par une bonne connaissance du système aquifère qui doit être bien évalué tant du point de vue qualitatif que quantitatif.

Ce travail a pour objectif une corrélation des variations des cotes piézométriques, afin d'examiner le fonctionnement hydrogéologique, et une compréhension du fonctionnement hydrodynamique de l'aquifère de la région étudiée.

1.2. Description de l'aquifère

La Maâmora est située à la limite de la Meseta stable, à substratum paléozoïque, et du Rharb, dont la dynamique est liée à l'évolution alpine du Rif et de son sillon méridional (Faugère, 1987 et Flinche, 1993). La partie occidentale est caractérisé par l'existence d'un faisceau de failles normales qui décalent les séries mio-pliocènes. Ces failles, parallèles entre elles, avec une direction moyenne N030 (figure,1), appartiennent à la famille de la «zone cisaillée Ouest-Mesetienne», définie plus au sud, au contact du môle côtier et de la Meseta centrale (Piqué *et al.*, 1980).

La reconstitution géométrique de l'aquifère de Taïcha permet d'établir l'existence de failles héritées du réseau hercynien de direction NE-SO et NO-SE (Zouhri *et al*, 2002). Ces accidents, qui compartimentent l'aquifère en horsts et grabens sont responsables des décalages sub-verticaux de la base de l'aquifère et contrôlent la distribution des cotes piézométriques dans la zone côtière marocaine. (Zouhri, 2002).



Figure 1: Localisation et géologie de la Maâmora (carte de la néotectonique du Maroc 1/100000 MEM-DG, 1994; zouhri et al., 2001)

2. Materiels et methodes

Pour l'élaboration de ce travail on s'est basé sur les données de forages dans la zone de Taïcha et sur l'analyse des couches d'information élaborées à partir de la base de données cartographiques, à l'aide de l'outil SIG, le logiciel RockWorks 15, et à l'issue de laquelle on a identifié les sens des écoulements souterrains, les variations piézométriques et leur relation avec la géométrie de l'aquifère. Ces résultats hydrogéologiques, ont été complétés par l'interprétation des essais de pompages afin de déterminer les caractéristiques hydrodynamiques.



Figure 2: Carte localisation des forages choisit pour la reconnaissance hydrogéologique

3. Resultats et discussion

3.1. Etude hydrogéologique

Sur le plan hydrogéologique, l'analyse de la série stratigraphique décrite dans la figure2 et des résultats des forages réalisés dans la région permettent de mettre en évidence un aquifère contenu dans le Pliocène et le quaternaire, constitué essentiellement par des grès calcaires. Faisant partie de la classe des Calcarénites, ils se caractérisent par une porosité ouverte assez élevée, et par conséquent, une perméabilité capable de capter de l'eau et de le restituer d'une manière naturelle ou par pompage.

La succession litho-stratigraphique est caractérisée par un ensemble de grès, calcaires gréseux, conglomérats et argiles sableuses. Le substratum des nappes aquifères est constitué par des formations marneuses miocènes sur lesquels se reposent des sables et des grès Pliocène.



Figure 3: coupe géologique au niveau de l'aquifère du Taïcha (Elmouine, 2016)



Figure 4: variation de la lithologie de l'aquifère côtière du Maâmora du SW vers le NW (coupe de Corrélation CC) (Elmouine, 2016)

L'aquifère côtier de la nappe de la Maâmora se caractérise par une variation latérale du faciès, et un affaissement du corps imperméable (les marnes) en allant de SW vers le NW (figure, 3). Quelques forages situées dans la partie la plus occidentale de l'aquifère, par exemple forage 119/13 de Sidi Taibi, montre la présence d'un niveau lumachellique vers 20 m de profondeur et un autre plus mince situé vers 40 m de profondeur. Ces niveaux d'âge Plio-Moghrebien sont le siège d'une circulation tantôt laminaire, tantôt karstique. La tectonique faible de la région a pu favoriser la karstification qui est assez faible. L'écoulement karstique est vraisemblablement prépondérant, de même dans les lumachelles qui, de toute façon, sont très peu importantes.

Dans le reste de l'aquifère, le Pliocène est représenté par des sables et grès calcaires des niveaux minces d'argiles. L'écoulement y donc surtout laminaire. Par sa faible teneur en argile.

3.2. Cote Piézométrique et sens d'écoulement

L'analyse et l'interprétation piézométrique, montre la relation étroite existant entre la variation des cotes piézométriques et la structure de l'aquifère.

A partir des cartes piézométriques qui ont été établies par DGE-ONEE-BE (développer les initiales) pour la nappe de la Maâmora. La zone couverte par les champs captant de Taïcha occupe la partie occidentale de la Maâmora. Dans cette zone, les écoulements s'effectuent du SE vers le NW (piézométries de 1964 et 2005) (figure, 4) les isopièzes sont parallèles entre elles; en indiquant, une ligne de partage des eaux souterraines sensiblement parallèle à la route reliant Kénitra et Sidi Allal Al Bahraoui (observée lors de la période 1964) et un axe de drainage qui s'opère en direction de la zone de Taïcha. Les isopièzes 5 m et 10 m encadrent parfaitement la zone du champ captant (pour la période de 1964), tandis que pour la période de 2005, on observe un recul de ces isopièzes vers l'intérieur de la nappe avec l'apparition de l'isopièze 0 en 2014 (figure, 5). Cette situation pourrait être liée à l'augmentation des sollicitations de cette nappe (suite à une diminution des précipitations).



Figure 5: Pluviométrie annuelle par station, en mm (Source: Ministère de l'Agriculture et de la Pêche Maritime, 2013)

La carte piézométrique établie avec une équidistance de 1 m entre deux isopièzes successives montre presque la même allure de lignes isopièzes que celles des années précédentes, à l'exception du secteur immédiat du champ captant qui montre des cotes piézométriques d'environ 4 m. L'axe de drainage est orienté SE-NW.



Figure 6: Carte piézométrique de la nappe faisant partie de la région de Taicha (année 1964) (source, DGE-ONEE-BE)



Figure 7: Carte piézométrique de la nappe faisant partie de la région de Taicha (année 2005) (source, DGE-ONEE-BE)



Figure 8: Carte piézométrique de la nappe aux alentours du champ captant ONEE (2014) avec une équidistance de 1 m (source, DGE-ONEE-BE)

3.3. Etude hydrodynamique

Les caractéristiques hydrodynamiques des eaux de Taïcha, ont été calculées par le biais de l'interprétation des données des pompages d'essais, à l'aide du logiciel d'interprétation des essais de pompage.

Notons que la répartition des ouvrages testés est très hétérogène sur le plan lithologique. Ce qui rend difficile la généralisation de l'information hydrodynamique acquise. En effet, les paramètres hydrodynamiques obtenus sont à caractère très localisé et de ce fait ne peuvent être généralisés à l'ensemble de l'aquifère capté par les forages de Taïcha.

Les paramètres de l'aquifère, Transmissivité (T) et Coefficient d'emmagasinement (S), sont calculés à partir de la courbe par la méthode de Jacob, à l'aide de logiciel AquifèreTest.

Forages	Essai	Transmissivité m2/s	Coefficient d'emmagasinement	perméabilité		
Relations		$T = \frac{0.183 Q}{C}$	$S = \frac{2.25 \times T \times t0}{r^2}$	(K = T/e)		
1220/13	Remonté	1,69E-01	0,03	6,67E-03		
	Descente	1,38E-01	0,02	5,45E-03		
5172/13	Remonté	4,50E-01	0,08	1,78E-02		
piézomètre	Descente	2,27E-01	0,04	8,96E-03		

Tableau 1: résultats des paramètres hydrodynamiques des essais de nappe

-T: la transmissivité en m2/s et par mètre de largeur;

—Q: le débit de pompage en m3/s;

-c: un abaissement de niveau pour un cycle logarithmique de temps (m);

-0,183: un coefficient de correspondance.

-r: distance entre le forage et le piézomètre (r=225 m)

-t0: intersection de la courbe de la descente dans le piézomètre avec l'axe du temps.

-e: l'épaisseur de l'aquifère

Les valeurs de la transmissivité les plus fortes sont celles calculées au niveau du piézomètre 5172/13. La grande dispersion des valeurs des différents paramètres hydrodynamiques provient de l'importante hétérogénéité de faciès lithologiques rencontrés au niveau de l'aquifère et probablement des variations quantitatives et qualitatives de la fracturation.

Le rabattement total serait, pour une durée de 72 heures, de 7 cm, les pertes de charges dues à l'équipement dans l'état actuel, représenteraient 50 % des pertes de charges totales. Ces résultats permettent une bonne utilisation de ce forage.

4. Conclusion

La synthèse hydrogéologique da la région de Taïcha montre une relation étroite entre les écoulements souterrains, qui s'effectuent du SE vers NW, la structure géologique de l'aquifère, et un recul des isopièzes vers l'intérieur de la nappe qui est indiqué par l'apparition de l'isopièze 0. L'étude hydrodynamique montre une transmissivité de l'ordre de 1,38E-01, le coefficient d'emmagasinement 0,02 la perméabilité est forte 5,45E-03. Le rabattement total serait, pour une durée de 72 heures, de 7 cm.

Remerciement

D'un cœur sincère je tiens à remercier particulièrement les Professeurs Morarech Moad et Saadi Mohammed qui n'ont ménagé aucun effort pour m'encadrer et répondre à toutes mes questions et requêtes, afin de conduire ce travail à son terme.

Je voudrais exprimer mes remerciements les plus sincères à tous les personnels de l'ONEE-Branche eau Division DPL pour l'aide apportée à la réalisation de cet article.

Je tiens à remercier également AIH de m'avoir permis participer à ce congrès qui sera une opportunité qui va m'aider non seulement dans ma vie professionnelle, mais aussi pour la participation au développement de mon pays le Maroc.

References

- Belghyti, D., Daifi, H., Alemad, A., Elkharrim, K., Elmarkhi, M., Souidi, Y., Benelharkati, F., Joti, B., Elmoukrifi, Z., Ibeda, A., Azami-Idrissi, Y., Baroud, S., Elkhayyat, F., Elrhaouat, O., Sadeq, S., Taboz, Y., Sbai, H., Naser, R., Chigger, H., Derwich, N. 2013: Groundwater management for sustainable production of drinking water quality in Maâmora, 2nd International Conference on Water and Society, 4 6 September 2013, New Forest, UK, 2013, Vol 178, pp. 242 -254.
- Ben Kabbour B. 2002: Exploration, évaluation et protection des ressources hydriques en zones côtiers Marocaines: Approche Géophysique, Hydro chimiques, modélisation et S,I,G: Cas de la Maàmora occidentale (Bassin Rharb-Maàmora), Thèse Doctorat National, (2002).
- Faugères J.-C.,1987, Les rides sud-rifaines. Évolution sédimentaire et structurale d'un bassin atlantico-mésogéen de la marge africaine, thèse d'État, 2 vols, université Bordeaux-1, 1978, 480 p.
- Flinch J.F.,1993: Tectonic evolution of the Gibraltar Arc, thèse, Rice University, Houston, TX, 1993, 381 p.
- Kacimi, I., 2004: Hydrologie, Hydrogéologie, qualité des eux et modélisation hydrodynamique de la nappe cotière Gharb-Maamora, Maroc, p. 31-40.
- Laville E., Piqué A.,1991: La distension crustale atlasique au Maroc au début du Mésozoïque: le rejeu des structures hercyniennes, Bull. Soc. géol. France 162 (6) (1991) 1161-1171.
- MacDonald, A. M., Bonsor, H. C., Dochartaigh, B. E. O., Taylor, R. G., 2012: Quantitative maps of groundwater resources in Africa. Environmental Research Letters 7-024009, 7 pp.
- Piqué A., Jeannette D., Michard A., 1980: The Western Meseta shear zone, a major and permanent feature of the Hercynian belt in Morocco, J. Struct. Geol. 1-2 (1980) 55-61.
- Texier Jean Pierre, Lefèvre David, Raynal Jean Paul,1992: La Formation de la Maâmora. Le point sur la question du Moulouyen et du Salétien du Maroc Nord-Occidental. In: Quaternaire, vol. 3, núm. 2, 1992, pp. 63-73.
- Zouhri L. (2001): Hétérogénéité des cotes piézométriques et structuration en blocs dans les aquifères côtiers marocains, Hydrological Sciences Journal, 47:6, 969-982.
- Zouhri, L. Lamouroux, C. Vachard, D. Pique A. (2002): Evidence of flexural extension of the Rif foreland: The Rharb-Mamora basin (northern Morocco), Bull. Soc. géol. Fr., 2002, t. 173, no 6, pp. 509-514.

GEOCHEMICAL AND GEOPHYSICAL CHARACTERIZATION OF GROUNDWATER SALINIZATION IN THE GHIS-NEKOR PLAIN; NORD OF MOROCCO

M. Elgettafi

University Mohamed I Oujda; OLMAN-RL Laboratory BP 300 Selouane 62702 Nador Maroc m.elgettafi@ump.ac.ma

D. CHAFOUQ

Laboratory GEOHYD, University Cadi Ayyad, Faculty of sciences Semlalia, Department of Geology

A. Elmandour

Laboratory GEOHYD, University Cadi Ayyad, Faculty of sciences Semlalia, Department of Geology

М. Німі

Faculty of Geology, University of Barcelona, Marti i Franques, S/N, 08028 Barcelona, Spain

I. Chouikri

Laboratory GEOHYD, University Cadi Ayyad, Faculty of sciences Semlalia, Department of Geology

A. CASAS

Faculty of Geology, University of Barcelona, Marti i Franques, S/N, 08028 Barcelona, Spain

Abstract: The coastal aquifer of Ghis-Nekor (Morocco) was studied to identify the major processes causing salinization of groundwater. Indeed, a geochemical approach multi tracer (δ^2 H, δ^{18} O, δ^{34} S, δ^{18} O_{SO4}) was put into perspective with the hydrodynamics to explain the processes responsible for the mineralization of groundwater. The recharge of the aquifer is mainly in the Al-Khattabi dam, Nekor River, Ghis River and on the eastern border of the plain. These waters that feed the aquifer show a relatively high mineralization for this reason the majority of sampled wells show high values of electric conductivity and total salinity which reach 7.5 g/L. We can divide water samples into two hydrochemical water facies: Na-Cl and Cl-Ca/Mg-SO₄. δ^{18} O range between -4.15‰ and -5.73‰, while δ^{2} H varies between -28.4‰ and -41.7%. Waters of the river are depleted in heavy isotopes and isotopic composition is in the order of -6% for ¹⁸O and -40.5% for ²H. Almost of the wells have a slope <8 indicating a slight evaporation before infiltration. The data show low and variable d-excess values (range from -0.02 ‰ to 11.6 ‰) reflect a recharge during different climatic conditions. $\delta^{18}O_{SO4}$ vary between 4.35 % and 8.60%, while the ³⁴S isotope values range from -4.3% to 9.9%. For Ghis River, these values are -4.4‰ and 4.95‰. The interpretation of the chemical and isotopic results unveiled clearly the low intervention of seawater in increased salinity of groundwater in the plain. However, only the NE area that has a probable contamination of sea water substantiate by electrical tomography. In contrast, wells that have a salinity independently associated with seawater intrusion, the origin of the high mineralization can be related primarily to the dissolution of evaporate rock of Neogene formation and seawater intrusion through riverbeds.

Key words:Geochemical, electrical tomography, salinity, sea intrusion, Ghis-Nekor plain, North of Morocco

1. INTRODUCTION

The Mediterranean basin covers portion of three continents (Europe, Asia and Africa) with a coastline of 46,000 km shared with twenty-one rim countries. Since the night of time, the Mediterranean is constantly exposed to human pressure on its general environment, and consequently victim of conflicts over natural resources, both at regional and international level. This is mainly due to increasing urbanization, agricultural activities along the coast, industrial sites, tourism and maritime circulation. Moreover, this region is one of the most vulnerable to climate changes; therefore, the issue of water scarcity is of particular relevance for its social and economic consequences. The Mediterranean basin is marked by the most fascinating geological event so called messinian salinity crisis occurring between 5.97 and 5.33 Ma. The specific objective of this study is to try to clarify the origin of groundwater salinity, as this is essential for the management and remediation of water under climate change.

2. Geological and hydrogeological setting

The plain of Ghis-Nekor is located in the southeast of the coastal city of Al Hoceima northern of Morocco (Fig. 1). It consists of alluvium and silt average age Quaternary and recent Current. The entire rests on an impermeable shale bedrock unit Ktama or Tizirène of Paleozoic. The thickness of Quaternary formations generally exceeds 100 m in depth and it reaches 450m to the east of Imzourene.

The study area is part of the external Rif. The latter corresponds to sediments that were deposited on the continental North African palaeo-margin before being accreted and partially transformed during the late Oligocene-Miocene Medium. The plain has a form of depression. It is usually surrounded by flysch shale and sandstone, impermeable as a whole, except in the NW area where appear carbonate formations dorsal limestone massif of Bokkoya and in the NE area where outcrop RasTarf vulvanic, age Tortonien- Messinian (Fig. 1).

The region is characterized by high seismic activity, caused by the convergent deformation Eurasian-African NW-SE in the Western Mediterranean. The form of the plain by topographic scarp is controlled by NNE-SSW faults on the eastern border and by NNW-SSE faults in the West. The western limit of the plain near the coast is determined by the fault zone Sfeha (N160 $^{\circ}$ E; dextral trantensive regime) extending about 8 km. While the eastern boundary, is underlined by the Trougout normal sinistral fault (N5 $^{\circ}$ E / 84 $^{\circ}$ W), extended over 15 km to the continent. In offshore this fault is connected with the Al Idrisi fault (Acremont *et al.*, 2014; Martinez-Garcia *et al.*, 2010). Troûgoût fault separates the volcanic massif RasTarf to the Pliocene-Quaternary alluvial fills of the plain of Ghis-Nekor (Poujol *et al.*, 2014). The overexploitation of the coastal aquifer of Ghis-Nekor is important while the average annual rainfall is quite low, varies around 300 mm. The recharge of the aquifer is done primarily by Nekor River, Ghis River and also through the reliefs which border the plain in the east.

The Ghis-Nekor aquifer has good hydrodynamic characteristics. The transmissivity of the Ghis-Nekor aquifer varies between 8.8×10^{-4} and 6.5×10^{-2} m²s⁻¹. The maximum values are observed around the Nekor River and Ghis River, while the lowest values are detected in the east of the plain between 3.75 and 0.6×10^{-3} m²s⁻¹. The permeability values vary in the range of 10^{-3} to 3×10^{-6} ms⁻¹. Indeed, the majority of the aquifer is characterized by permeability values higher than 0.1×10^{-3} ms⁻¹. According to the piezometric map made at the end of May 2015 (Fig. 2), the aquifer feeding is done by Nekor River, Ghis River and the Al Khattabi dam at the principal breakwater. A groundwater recharge is also located at the eastern edge of the plain.



Fig. 1. a): Location of the study area. b): structural carte of Al Hoceima region, with AF: Ajdir fault; BAF: Bousekkour–Aghbal fault; BbF: Boujibar fault; IF: Imzouren fault; NF: Nekor fault; TF: Troûgoût (Poujol et al., 2014). c): Geological setting of the study area (from the NM Geological Service núm. 302. 1984)



Fig. 2. Piezometric map (May 2015) of the plain of Ghis-Nekor

3. Results

3.1. Groundwater salinity

In the study area, the values of the electrical conductivity vary between 2419 μ s cm⁻¹ and 10575 μ S cm⁻¹ at 25°C (Fig. 3). Values less than 4000 μ S cm⁻¹ arise along Nekor River, Ghis River and the North of the dam Al Khattabi. The electrical conductivity measured at Nekor River and Ghis River oscillates between 2200 and 2500 μ S cm⁻¹, thus affirming the presence of groundwater recharge by rivers water intake. Conversely, areas along the rivers (Nekor and Ghis) and the eastern edge of the plain (groundwater recharge by the river and the eastern border) whose waters are fresh. In this respect, we see the presence of coastal wells, as they are characterized by low salinities (total dissolved solides at 180 °C of 1.6 g L⁻¹) and low concentrations of chlorides.



Fig 3. Electrical conductivity distribution in Ghis-Nkour plain

4. DISCUSSION

Chloride concentrations vary between 277 mg l⁻¹ and 2976 mg l⁻¹. The relationship between Na⁺ and Cl⁻ (Fig. 4) shows that some coastal wells located in the extreme NE of the plain are located on the correlation line Na-Cl, and their molar ratio Cl⁻/Na⁺ does not differ from that of seawater. This indicates the presence of freshwater-saltwater mixture.



Fig. 4. Na vs Cl

5. Isotopes data

All water samples taken by wells of the plains are not located along the World Meteoric Line (Fig. 5). Furthermore, the position below, near the WML suggests that the waters of Ghis-Nekor have a meteoric origin, but with a heavier isotope signature. In general, only a sampled point of a coastal well (Well núm. 23) has both deuterium and ¹⁸O enrichment. These isotopic values reflect the presence of freshwater and saltwater mixing.



Fig. 5. Variation of d²H versus d¹⁸O values of groundwater and surface water investigated

6. Geophysical data

The geophysical prospecting was mainly carried out in the study area. An electrical resistivity tomography (ERT) profile was acquired using a 96 channel SYSCAL PRO resistivity meter using a Wenner Schlumberger device. Normally, the contrasts in the resistivity may be caused by lithological variations or by the properties of the medium itself. The presence of salt water leads to significant decreases in resistivity depending on the degree of saturation. Profile in figure 6 (A and B) was used to determine the influence on the resistivity ofthemediumduetothepresenceof sea intrusion via Trougout fault. One area can be differentiated in this profile depending on their resistivity behaviour, which corresponds to the area affected by sea contamination.



Fig. 6. Inversion resistivity sections A and his explication B

7. Conclusions

Piezometry map shows that recharging of the unconfined aquifer housed in the Quaternary alluvial formations is done at the Al-Khattabi dam, Nekor River, Ghis River and on the eastern border of the plain. These waters show a relatively high mineralization in the range of 2200 to 2500µs/cm at 25°C.

Groundwater show two distinct facies; a sodium chloride-facies (the waters of the rivers and dam) and another facies chlorinated and sulfated calcium and magnesium associated to cationic exchange and lateral inflows.

The correlation between the major elements of groundwater indicated that only the wells located in the extreme NE of the plain have a probable mixture freshwater-seawater. Then the wells that have a salinity independently related to seawater intrusion, the origin of the high mineralization can be associated to recharging by mineralized waters and dissolution of Neogene formation.

Isotopic analyses affirm the low intervention of seawater in increased salinity of groundwater in the plain of Ghis Nekor. Among all analysed wells, one well (well 23) whose isotopic values show both a deuterium and ¹⁸O enrichment. The high value of total dissolved solides in the well 23 is due to the contamination by sea water. This assumption is justified by high concentrations of chlorides and enrichment in heavy isotopes. In summary, with the exception of the well 23, the majority of analysed wells show an isotopic homogeneity associated with a recent meteoric origin. Electrical tomography has demonstrated that the Trougout fault function as preferential channel that facilitate the migration of sea water towards Ghis-Nkour aquifer.

References

- D'Acremont, E., Gutscher, M.A., Rabaute, A., Mercier de Lépinay, B., Lafosse, M., Poort, J., Ammar, A., Tahayt, A., Le Roy, P., Smit, J., Do Couto, D., Cancouët, R., Prunier, C., Ercilla, G., Gorini, C. (2014): High-resolution imagery of active faulting offshore Al Hoceima, Northern Morocco. *Tectonophysics*, 632: 160-166.
- Martínez-García, P., Soto J.I., Comas, M. (2010): Recent structures in the Alboran Ridge and Yusuf fault zones based on swath bathymetry and sub-bottom profiling: evidence of active tectonics. *Geo-Mar Lett*, 31:19-36.
- Poujol, A., Ritz, J.F., Tahayt, A., Vernant, P., Condomines, M., Blard, P.H., Billant, J., Vacher, L., Tibari, B., Hni, L., Idrissi, A.K. (2014): Active tectonics of the northern Rif (Morocco) from geomorphic and geochronological data. J. Geodyn, 77: 70-88.

INVESTIGATION OF THE GEOCHEMICAL AND GEOPHYSICAL EVOLUTION OF GROUNDWATER UNDER ARID CLIMATE: A CASE STUDY IN ZIMA LAKE, BAHIRA PLAIN. MOROCCO

A. ELMANDOUR Laboratory GEOHYD, University Cadi Ayyad, Faculty of sciences Semlalia, Marrakech, Morocco e.elmandour@uca.ac.ma

M. Elgettafi

Mohamed I University; OLMAN-RL Laboratory BP 300 Selouane 62702 Nador Morocco

M. KARROUM

Laboratory GEOHYD, University Cadi Ayyad, Faculty of sciences Semlalia,

Marrakech, Morocco M HIMI

Faculty of Geology, University of Barcelona, Marti i Franques, S/N, 08028 Barcelona, Spain

A. CASAS

Faculty of Geology, University of Barcelona, Marti i Franques, S/N, 08028 Barcelona, Spain

Abstract: This study, based on geochemical and geophysical data, is aimed to improve the knowledge of the geological structures of the plain of Bahira (Central Morocco) that control the groundwater flow through the basin. Hydrogeochemical investigation of groundwater samples collected in the Bahira aquifer highlighted that the aquifer is characterized by three kinds of water- (i) freshwater, separated from the whole system and located at the Ganntour plateau which is the recharge area (ii) Waters had moderate salinity highlighting the influence of Ganntour water, and suggesting the occurrence of mixing process. (iii) High groundwater mineralization acquiring salinity from different sources. This latter, is located especially in Zima lack and Sed El majnoun depression and at ridge line in east part of the plain. Upon integration of multiple geochemical and isotopic techniques, it was shown that the original dissolved salts in the Bahira plain were derived from dissolution of Triassic evaporites localized in the pull apart structure. Interpretation of electrical tomography allowed us to distinguish the vertical and lateral variation of the resistivity, which is linked to groundwater salinity.

Key words: Geochemical, electrical tomography, groundwater salinity, Zima Lake, Morocco

1. INTRODUCTION

Bahira plain illustrates an important example of groundwater salinization in central Morocco. This region lies near the Marrakech city (tourist region), and on the other hand it is near to OCP group (Office Chérifien des Phosphates) which acts actively in agricultural development. The region is considered as the principal source for drinking water to the local villages. Groundwater salinization in Morocco has been intensively studied during the past years (Himi et al., 2017; Elgettafi et al., 2013; Elmandour et al., 2008; Carlier, 1971; Margat, 1961). The principal aim is to face major challenges in the management of scarce freshwater resources under pressures of population, climate change, and pollution. Zima Lake and plain are characterized by an arid climate. The average long-term rainfall in the investigation area in the time frame of 1973–2015 is 206 mm, although rainfall varies considerably from year to year.

2. Geological and hydogeological setting

From a geological point of view (Fig. 1), the geology of Bahira (Fig 4) plain contains of the crystalline Variscan basement locally called western Meseta domain (Michard, 1976). This crystalline basement consists of schist. It also surfaces inside the plain giving a form of horst (Seuil de Rhirat (Fig 4)). The Triassic sedimentary essentially comprise evaporate formation localized in Zima Lake organized in pull apart structure type 2 (Fig 2). In this region, evaporatic sediments buried in the graben are covered by Quaternary sediments. Upper Jurassic contains a series of dolomitic limestone, calcareous sandstone, marls and gypsum and forms the hills of Mouissate in the NW part of the plain. The filling of the synclinal of Bahira is represented by the middle and higher Cretaceous Ganntour plateau consisting of essentially calcareous marl. The Eocene formation is formed by a large series of phosphatic calcareous marl and Lutetian limestone. The Pliocene-Quaternary sedimentary rocks comprise conglomerates, gravels, clays and lacustrine limestone (Roch, 1930; Choubert, 1948).

The sedimentary formations of the Bahira plain composed are continuous aquifers with relatively sustainable productivity. In the Paleozoic massif of Jbilet, the aquifers are discontinuous, and sit in altered formations formed by the fracturing of ancient basement. The deep aquifer of Lutetian consists mainly of a strongly fractured calcareous-siliceous matrix. This aquifer extends along the Ganntour plateau and reaches possibly the massif of Jbilet in the south. The Plio-Quaternary aquifer is quite heterogeneous over the plain. It consists of a clay complex with interbedded gravel and crushed stone.



Fig 1. Location and geological setting of the studied area



Fig 2. Pull apart basin

3. Geochemical stability

Excepting fresh and mixed waters, the Na+ versus Cl- scatter diagram (Fig. 3A) shows that most points of salt water do not fall along the equiline, which suggests that the Na+ and Cl- chemistry is not explained by only halite weathering processes. An enrichment of Cl- concentration is observed as and when salinity becomes high, that means cation exchange process contributes substantially to the groundwater chemistry. Groundwater is characterized by increasing concentrations of Cl- and Na+. The highest concentrations of Na+ and Cl- refer to water of Zima Lake and Sed Elmejnoun caused by impact of the Triassic substrate and high evaporation rates.

Most samples collected in the Bahira plain (Fig. 4), show Cl⁻/Br variations in the range of 0 to 400 and a few samples constitute Cl⁻/Br values between 600 and 1900. Low mineralization exhibits low Cl⁻/Br values ranging from 250 to 290 (Cl⁻ concentration range 43-156 mg/L, and Br concentration range 0.16-0.54 mg/L). As the Cl⁻ concentrations increase the Cl⁻/Br ratios increase slightly (fig. 3B). That means dissolution of halite produces a rapid increase of Cl⁻ concentrations in water with increasing Cl⁻/Br ratios. Such a trend could be accompanied with a release of Br from clays that is why Cl⁻/Br ratios increasing can be slightly. According results from (Alcalá and Custodio, 2008) a mixture with septic waste and agricultural pollution can be proposed as processes that influence the Cl/Br evolution.



Fig 3. Cl versus Na (A) and Cl versus Cl/Br (B) concentration of sampled groundwaters in the study area.



Fig 4. Map of the geology and sampling sites in Bahira plain.

In order to define the main sources of salinization, the isotopic composition of the water molecule (δ 18O and δ 2H) for surface water and groundwater was sampled. In figure 5 (H-O), except two wells (P1 and P2), the groundwater results of δ 2H and δ 18O from Bahira aquifer plot below the GMWL and the HMWL. Significant deviation from Haouz meteoric water line may indicate modification of the groundwater initial isotope signature by at least three potential processes: (a) Evaporation as verified by low slope value, (b) mineral–water reactions as described in geochemical part, (c) Prospective mixture of waters showed different stable isotope compositions and salinities. The saline groundwaters have consistently low δ 18O and δ 2H values compared to surface waters (Zima Lake and Sed El Mejnoun). However, near Zima Lake these values are distributed along the line between HMWL and surface waters points (L1 and L2). They follow a regression line with the equation δ 2H = 4.7 δ 18O-9.76. That means there is an apparent relationship between isotopic values which suggests a substantial mixing of two end members. However, the fact that in Zima Lake shows two values of isotopic composition (L1 and L2) relates particularly to the season witch the waters were collected. Probably, intense evaporation in 2011 compared to that of 2008 can explain this 2H and 18O enrichment.



Fig 5. Variation of d²H versus d¹⁸O values of groundwater and surface water investigated in this study as compared to the global meteoric water line 1 (GMWL) Haouz Meteoric Water Line 2 (HMWL)

4. Geophysical investigation

The geophysical prospecting was mainly carried out in the arid area. An electrical resistivity tomography (ERT) profile were acquired using a 48-channel SYSCAL PRO resistivity meter with a Wenner-Schlumberger device near Zima Lake (Fig. 6). One area with conductive anomalie (C) can be differentiated in this profile (Fig. 7) depending on their resistivity behaviour which corresponds to the area affected by triassic formation contact.



Fig 6. Location map of the electrical resistivity tomography profile near Zima Lake



Fig 7. Inversion resistivity section of the profile where conductive anomalie (C) is showed

The piezometric surface map of Bahira shows that groundwater flows from the Ganntour, Jbilet and Mouissate recharge areas to the closed depression of Zima Lake, where the surface water intensively evaporates (Fig. 8). The infiltrate water in contact with the Triassic evaporate formation becomes highly saline (Fig. 9).



Fig 8. Piezometric map of Zima Lake



Fig 9. Hydrogeological functional model of Zima Lake

5. Conclusion

Hydrogeochemical investigations of groundwater samples collected in the Bahira aquifer highlighted that the aquifer is characterized by three types of water: (i) freshwater, separated from the whole system and located in the recharge area the Ganntour plateau; (ii); groundwaters with moderate salinity indicating freshwater input from the Ganntour plain and suggesting the occurrence of mixing processes; (iii) groundwaters with high mineralization acquiring salinity from different sources. The high saline water occurs particularly in Zima Lake, Sed Elmejnoun depression and at the ridge line of the eastern plain part. By integration of multiple geochemical and isotopic techniques, it was shown that the original dissolved salts in the Bahira plain were derived from dissolution of Triassic evaporate in the plain. In addition it is proposed that leaching of Jurassic formation salts in Mouissate Mountain through natural flows and agricultural water irrigation under arid conditions has resulted in accumulation of salts in the unsaturated zone within the Bahira plain. Interpretation of electrical tomography allowed us to distinguish the vertical and lateral variation of the resistivity, which is linked to groundwater salinity.

References

- Alcalá, F.J., Custodio, E. (2008). Using the Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin of salinity in aquifers in Spain and Portugal. Journal of Hydrology. 359: 189-207.
- Carlier, P. (1971). Plaine du Gareb et de Bou Areg. Ressources en eau du Maroc. Domaine du Rif et du Maroc Oriental. *Note et mémoire du sérv. géol. Rabat, Maroc.*
- Choubert, G. (1948). Rapport sur la géologie de la plaine de la Bahira. Rabat: Centre des études hydrologiques (CEH).
- Elgettafi, M., Elmandour, A., Himi, M., Casas, A. (2013). The use of environmental markers to identify groundwater salinization sources in a Neogene basin, Kert aquifer case, NE Morocco. *Int. J. Environ. Sci. Tech.* 10: 719-728.
- Elmandour, A., Elyaouti, F., Fakir, Y., Zarhloule, Y., Benavente, J. (2008). Evolution of groundwater salinity in the unconfined aquifer of Bou-Areg, Northeastern Mediterranian coast, Morocco. *Environ. Geol.* 54: 491-503.
- Himi, M., Tapias, J., Benabdelouahab, S., Salhi, A., Rivero, L., Elgettafi, M., Elmandour, A., Stitou, J., Casas, A. (2017). Geophysical characterization of saltwater intrusion in a coastal aquifer: The case of Martil-Alila plain (North Morocco). *J. afr. Ear. sci.* 126: 136-147.
- Margat, J., 1961. Les eaux salées au Maroc. Hydrogéologie et hydrochimie. Notes et Mémoire Sérv. Géol. Maroc, Rabat 151, 138p.
- Michard, A. 1976. Eléments de Géologie Marocaine. Notes et Mémoire Sérv. Géol. Maroc, Rabat 252p.
- Roch, E. (1930). Etude géologique dans la région méridionale du Maroc occidental. Notes et Mémoires du Sér, Géol, Maroc, Rabat.

CARACTERIZACIÓN DE DESCARGAS SUBTERRÁNEAS OCULTAS EN EL BORDE ORIENTAL DE SIERRA ARANA A PARTIR DE DATOS HIDROQUÍMICOS E ISOTÓPICOS (GRANADA, SUR DE ESPAÑA)

A. GONZÁLEZ-RAMÓN Instituto Geológico y Minero de España. Urb. Alcázar del Genil, 4. Edf. Zulema bajo. Granada. antonio.gonzalez@igme.es

T. PEINADO-PARRA Instituto Geológico y Minero de España. Urb. Alcázar del Genil, 4. Edf. Zulema bajo. Granada. t.peinado@igme.e

> M. MEJÍAS-MORENO Instituto Geológico y Minero de España. Ríos Rosas, 23. Madrid. m.mejias@igme.es

C. JIMÉNEZ DE CISNEROS-VENCELÁ Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra, CSIC-UGR, Avd. de las Palmeras núm. 4, Armilla (Granada, España). concepcion.cisneros@iact.ugr-csic.es

Resumen: Sierra Arana constituye un importante acuífero kárstico que se extiende del SO al NE entre las depresiones de Granada y Guadix-Baza. Presenta una gran complejidad geológica y su funcionamiento hidrogeológico es insuficientemente conocido. Buena parte de sus bordes aparecen recubiertos de materiales detríticos terciarios y cuaternarios hacia los que se producen descargas subterráneas. En su borde nororiental, los carbonatos jurásicos aparecen recubiertos por materiales plio-cuaternarios de relleno de la depresión de Guadix-Baza formados por sedimentos de abanicos aluviales, que cambian de facies espacial y temporalmente hacia materiales fluviales y palustres, en los que se localizan importantes yacimientos de macromamíferos. Se presenta una investigación hidrogeológica realizada en estos materiales, que apunta hacia la existencia de descargas de aguas procedentes de Sierra Arana hacia la depresión de Guadix-Baza a partir de niveles arenosos intercalados en lutitas, que dan lugar a manantiales en la ladera de la margen izquierda del río Fardes y en la cabecera del arroyo de Huélago. La información isotópica e hidroquímica obtenida pone de manifiesto la presencia de aguas infiltradas a cotas elevadas, que presentan un proceso de mezcla con otras aguas infiltradas a menor cota, en los sedimentos detríticos. Los datos disponibles sugieren que los sedimentos plio-cuaternarios que afloran en la margen izquierda del río Fardes, entre los núcleos de Huélago y Fonelas, constituyen un acuífero multicapa alimentado lateralmente por los carbonatos del acuífero de Sierra Arana.

Palabras clave: Acuífero kárstico, acuífero multicapa, Depresión de Guadix-Baza, isótopos estables, transferencias laterales

1. Introducción

La Cuenca de Guadix-Baza es una depresión intramontañosa de origen tectónico que quedó individualizada en el Mioceno superior. Se localiza en la zona de contacto entre las zonas Interna y Externa de la Cordillera Bética y presenta un relleno sedimentario de origen aluvial, palustre (Cuenca de Guadix) y lacustre evaporítico (Cuenca de Baza) de edad Plioceno y Cuaternario. El relleno de la Cuenca de Guadix se caracteriza fundamentalmente por la presencia de facies aluviales a partir de cauces procedentes de los relieves que la rodean. Viseras (1991) distingue entre un sistema axial y uno transversal en función de la procedencia del sedimento, bien sea por denudación de los afloramientos béticos o subbéticos.

Sierra Arana es uno de los macizos montañosos subbéticos que limitan por el oeste la depresión (Fig. 1). Se trata de un afloramiento de carbonatos jurásicos del Subbético Interno que se extienden de O a E entre las cuencas de Granada y Guadix. El espesor de los carbonatos jurásicos es del orden de 500 m con una compleja estructura que consiste en un anticlinal con el flanco norte normal y poco buzamiento y el flanco sur invertido vergente al sur (Sanz de Galdeano y López Garrido, 2016). En algunas zonas, el flanco invertido se acompaña de cabalgamiento y hacia el O pasa a ser una falla inversa. En el borde occidental la estructura de la sierra aparece cortada por fallas verticales de dirección N-S, sin embargo, hacia el borde oriental los relieves descienden progresivamente terminando recubiertos por los sedimentos de relleno de la Cuenca de Guadix.



Figura 1. Localización geográfica de la zona de estudio y situación de los puntos de muestreo de agua. Imagen modificada de Google Earth. Los puntos azules corresponden a manantiales y los rojos a sondeos

El funcionamiento hidrogeológico del acuífero de Sierra Arana es complejo y no suficientemente bien conocido. La mayor parte de sus descargas se producen hacia el borde occidental y surgen por el manantial de Deifontes, que tiene un caudal medio en torno a 1000 L/s (Fig.1) (Diputación de Granada-ITGE, 1990). Buena parte de los bordes septentrional y oriental aparecen recubiertos por sedimentos detríticos terciarios y cuaternarios en los que existen manantiales de importancia como son los de Periate y Faucena, en el entorno de Iznalloz, o el manantial de Fuente Alta en el límite más oriental, este último con caudales variables que llegaron a alcanzar hasta 60 L/s pero que se encuentra seco desde hace décadas debido a la existencia de varios sondeos para regadío y abastecimiento situados en su entorno (CHG-IGME, 2001).

En la zona donde se localiza el manantial de Fuente Alta, el relleno sedimentario de la cuenca de Guadix que recubre los carbonatos de Sierra Arana es consecuencia de la existencia de abanicos aluviales procedentes de la denudación de Sierra Arana (Sistema Transversal de Viseras, 1991), que hacia el centro de la cuenca están interdigitados con sedimentos depositados por los cauces provenientes de los relieves béticos (Sistema Axial) (Pla-Pueyo, 2012). En la ladera cercana al núcleo de Fonelas existen una serie de pequeños manantiales y algunos sondeos con aguas de buena calidad química (Figs. 1 y 2) cuya presencia es difícil de explicar a partir de la infiltración en estos sedimentos, formados por niveles de lutitas, arenas y carbonatos con carácter aluvial-palustre y frecuentes cambios de facies espaciales y temporales. El objetivo de este trabajo es caracterizar estas aguas desde el punto de vista físico-químico e isotópico para conocer si su origen o presencia está relacionada o no con descargas ocultas procedentes de Sierra Arana.

2. Metodología

En 2016 se realizó una investigación hidrogeológica en una zona situada entre los núcleos de Huélago y Fonelas. Se llevó a cabo un nuevo inventario de puntos de agua a partir de la revisión de los puntos incluidos en la base de datos del IGME y de la búsqueda de otros nuevos. En 6 manantiales y 2 sondeos se llevaron a cabo muestreos con botellas de polietileno de doble tapón. En cada uno de ellos se tomó una muestra para análisis de aniones, otra para análisis de cationes acidificada con 1 mL de HNO₃ y una tercera para análisis de isótopos estables. El pH y la conductividad eléctrica (CE) se midieron in situ mediante un medidor multiparamétrico de Hach modelo HQ40d multi. La alcalinidad también se midió en campo mediante volumetría con un tritador digital, adición de H₂SO₄ y Bromocresol Verde como indicador. Los análisis físico-químicos fueron realizador en el laboratorio del IGME situado en Tres Cantos (Madrid). El Cl-, SO₄²⁻ y NO₃⁻ fueron determinados por cromatografía iónica, Na⁺ y K⁺ por espectrometría atómica de emisión y Ca²⁺ and Mg²⁺ por volumetría. Las muestras para isótopos estables del agua se analizaron en el laboratorio del Grupo de Hidrogeología de la Universidad de Málaga mediante un Espectrómetro laser (Picarro mods. L2120i-CRS). Los isótopos analizados fueron el ξ_3 O, ξ H (V-SMOW).

Por otra parte, se han utilizado datos de las aguas de la Fuente Pública de Huélago y su sondeo de abastecimiento, muestreadas en marzo de 2007, de Fuente Alta, procedentes de análisis realizados en agosto de 1971, y de Deifontes en junio de 1999 que han servido para su comparación con los nuevos datos obtenidos. Estos análisis fueron realizados en el mismo laboratorio del IGME.

3. DISCUSIÓN Y RESULTADOS

3.1. Análisis físico-químicos

Los datos utilizados y la situación de los puntos pueden observarse en el mapa de la figura 2 y en la tabla 1.

Γ														14					
						Cond	Temp	рн	a	204	HCO ₃	NO ₃	Na+	Mg.	Ca.	K.	2103	5°O	5°H
Id	DEN OMI NACIÓ N	CO ORD X	COORDY	COTA	Fecha	μ5/cm	°C		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	_% (V-SMOW)	%»(V-SMOW)
1	Balsa Seca	480950	4141091	943	17/02/2016	821	15.4	7.73	85	42	267.54	35	28	41	73	2	125	-6.60	-61.53
2	Balsa Redonda	481851	4141151	890	17/02/2016	1005	16.1	7.76	105	75	306.18	40	38	55	75	2	14.2	-7.15	-53.09
3	Chorrillo o la Alegría	482472	4141364	864	17/02/2016	1287	15.5	7.87	154	185	334.32	19	66	69	105	3	14.2	-7.52	-54.86
4	Pinar	482744	4141438	830	17/02/2016	1245	12.8	7.38	132	91	508.62	0	48	79	100	2	14.4	-6.52	-49.38
5	Fte Alta	477197	4139249	1000	20/08/1971	954			92	144	274		39	39	102	4		-8.11	-57.00
6	Fuente El Cañillo	482661	4139639	866	17/02/2016	1079	14.9	7.81	94	160	311.64	18	46	53	92	3	12.4	-8.01	-56.58
7	Cio Conejo	482212	4141095	917	17/02/2016	1056	15	7.62	104	153	310.38	19	46	55	38	3	13.6	-7.96	-56.20
8	Fte Cjode Godoy	477147	4139899	953	17/02/2016	966	7.4	7.15	86	168	249.06	12	43	40	95	3	10.7	-8.10	-55.34
9	Sonde o Est. Paleo ntológica	482058	4140647	918	18/10/2016	890	162		111	164	290	15	62	51	97	3	13.6	-7.90	-54.24
10	Fuente Pública de Huélago	477839	4141294	910	28/0B/2007	691	15.4	7.9	28	48	237	38	19	22	36	0	122	-7.20	- 55.48
11	Sonde o Abast. Huél ago	476573	4141425	915	28/0B/2007	710	14.8	854	24	62	177	64	28	18	70	0	115	-7.13	-53.70
12	Delfontes	448B4	4131931	702	25/06/1999	480			6	115	211	5	4	26	78	1	65	-8.52	-56.50

Tabla 1. Puntos de agua y datos físico-químicos e isotópicos utilizados.Si situación se muestra en las figuras 1 y 2

Las aguas muestreadas relacionadas con los materiales plio-cuaternarios presentan facies bicarbonatada-sulfatada o bicarbonatada-clorurada cálcica-magnésica o magnésica-cálcica (Fig. 3), una CE media de 983 μ S/cm con el máximo de 1287 μ S/cm en la fuente de La Alegría y el mínimo de 710 μ S/cm en el sondeo de abastecimiento a Huélago. Las aguas relacionadas con los carbonatos de Sierra Arana son de facies bicarbonatada-sulfatada cálcica-magnésica, con una CE de 480 μ S/cm en Deifontes y de 954 μ S/cm en Fuente Alta. En ambos manantiales el agua se caracteriza especialmente por presentar elevados valores de SO₄²⁻ que deben proceder de la disolución de evaporitas contenidas en el sustrato triásico.

A partir de los valores de los aniones representados en un diagrama de Piper (Fig. 3) se observan diferentes agrupaciones de los puntos en función de su mayor o menor contenido en Cl⁻ o en SO₄²⁻ con respecto al bicarbonato; en cambio, en el campo de los cationes no se observan estas mismas agrupaciones; las aguas parecen evolucionar espacialmente desde Sierra Arana hacia el relleno de Guadix-Baza primero incrementando ligeramente su contenido en Na⁺ y posteriormente en Mg²⁺. No se observa una clara evolución del quimismo del agua, si se considera como punto de partida el agua infiltrada en Sierra Arana (manantiales de Deifontes y Fuente Alta), lo que tal vez sea debido al elevado contenido en SO₄²⁻ que presenta el agua en estos manantiales y a que algunas de las aguas analizadas podrían tener exclusivamente relación con aguas infiltradas en los rellenos detríticos, sin mezclas con aguas infiltradas en el acuífero jurásico.



Figura 2. Contexto geológico-hidrogeológico del área estudiada



Figura 3. Diagrama de Piper de las muestras analizadas

Los valores de CE aparecen especialmente bien correlacionados con el Cl⁺ y el Mg²⁺ y en menor medida con el HCO^{*}₃, con el Na⁺ y con la sílice, en todos ellos de forma positiva (Tabla 2). Esto proporciona información sobre la forma en que el agua adquiere la mineralización conforme aumenta su tiempo de residencia en el subsuelo. En la figura 4 se muestran los gráficos de dispersión de la CE con respecto al Cl⁻, al Mg²⁺ y al NO₃⁻, los dos primeros presentan elevada correlación con la CE, no así el tercero. La relaciones entre la CE-Cl⁻ (Fig 4A) y la CE-Mg²⁺ (Fig 4B) parecen indicar un proceso de mineralización del agua en relación con el tiempo de residencia en el subsuelo. Así, se observa una relación lineal desde las aguas más jóvenes, que estarían representadas por el manantial de Deifontes (que es el que mejor caracteriza el agua infiltrada exclusivamente en los carbonatos de Sierra Arana), hasta culminar con las aguas de los pequeños manantiales de la Alegría y del Pinar, que surgen a cotas más bajas en delgados niveles arenosos intercalados entre sedimentos limo-arcillosos de relleno de la Cuenca de Guadix. El gráfico permite diferenciar tres grupos de aguas con un grupo central más numeroso (Grupo II). Este grupo incluye aguas procedentes de los dos sondeos muestreados junto con el agua de Fuente Alta, directamente ligada a Sierra Arana, y otros cuatro manantiales. El manantial del Cortijo de Godoy presenta una gran similitud con el agua de Fuente Alta. Este manantial se sitúa aguas abajo de la surgencia de Fuente Alta, sobre el mismo cauce excavado a partir de este nacimiento y a unos 650 m de distancia (Fig. 2).

El gráfico 4C, muestra la presencia de aguas con elevados contenidos en NO_3^- claramente contaminadas posiblemente por las prácticas agrarias que se realizan en las vegas de los ríos y en las superficies aplanadas de los glacis. Indica pues aguas infiltradas directamente en el relleno
detrítico sin relación con Sierra Arana. Las aguas del grupo I procedentes de un sondeo y un manantial situados en el entorno de Huélago serían de este tipo, mientras que las aguas de Balsa Seca y Balsa Redonda podrían mostrar alguna mezcla con aguas procedentes de Sierra Arana. En cambio las aguas del Grupo II y III presentan un contenido en NO_3^- muy inferior que puede interpretarse como aguas infiltradas en Sierra Arana que evolucionan con pequeños porcentajes de mezcla con las aguas de relleno de los materiales detríticos, lo que justificaría su ligero incremento en NO_3^- . El manantial del Pinar presenta unas características especiales ya que se trata de aguas ferruginosas con un valor de eH muy bajo (-174,5), por lo que parecen haber sufrido procesos de reducción, esto justificaría que su contenido en NO_3^- sea nulo.

Nümen	o total d	ie mue	stras: 12	2									
		Cond	HCO ₈	ci.	50.ª*	NO ₃ °	Ca ²⁴	Mg ²⁺	Na*	к*	SiOz	5 ¹⁸ 0	٥ ² H
Cond	uS/cm	1	0.779	0.95	0.49	-0.275	0.689	0.906	0.882	0.504	0.803	0.227	0.273
HCO a	mg/L		1	0.742	0.162	-4.235-01	0.542	0.911	0.529	-4.10E-02	0.597	3.985-01	0.568
CI.	mg/L			1	0.499	-0.324	0.66	0.921	0.898	0.496	0.791	0.206	0.305
504 ²⁻	mg/L				1	-0.861	0.732	0.413	0.647	0.632	6.105-02	-0.698	-0.499
NO x	mg/L					1	-0.621	-0.476	-0.323	-0.151	0.257	0.889	0.633
Ca ²⁺	mg/L						1	5.968-01	6.99E-01	0.685	0.396	-0.255	-0.129
Mg ^{2*}	mg/L							1	0.755	0.13	0.683	0.242	0.413
Na*	mg/L								1	6.45E-01	0.755	4.305-02	1,39 5-01
K*	mg/L									1	0.557	-2.655-01	-0.405
SiOz	mg/L										1	0.562	0.445
5 ¹⁸ 0	%m											1	8.71 5-01
σ ² H	1.												1

Tabla 2. Matriz de coeficientes de correlación entre los principales parámetros medidos.Se han resaltado en negrita los valores con R² >0,7



Figura 4. Relación entre la conductividad eléctrica y el Cl⁻ (A), el Mg²⁺ (B) y el NO₂⁻ (C)

El HCO₃⁻ tiene una baja correlación con el Ca²⁺, pero no así con el Mg²⁺ (Tabla 2 y Figs. 5A y B). Los valores del Ca²⁺ no presentan ganancias significativas en función del tiempo de residencia de agua en el subsuelo, no parecen observarse pautas marcadas, en cambio, el HCO₃⁻ y el Mg²⁺ van incrementando sus valores, pero no lo hacen en relación molar 1/1, sino que, con la excepción de la fuente del Pinar, el Mg²⁺ sufre un mayor incremento que el HCO₃⁻.

El Cl⁻ presenta valores elevados, excepto en el manantial de Deifontes, y se incrementa en el mismo sentido que el HCO₃⁻, sin embargo, sorprendentemente no lo hace en relación 1/1 con el Na⁺, como suele ocurrir, sino con el Mg⁺; el valor del Cl⁻ crece apreciablemente más rápido que el Na⁺. Esto puede interpretarse por la existencia de sales magnésicas en el medio que tendrían un origen evaporítico y se habrían depositado en un medio palustre-lacustre en sedimentos plio-cuaternarios posiblemente alimentado por aguas subterráneas, que aportarían el exceso de Mg²⁺. Por otra parte, no se observan procesos de intercambio iónico en las arcillas pues no se aprecia sustitución del Ca²⁺ y el Mg²⁺ por el Na⁻ (fig. 3) en las líneas de evolución de aguas entre los grupos I, II y III.

3.2. Isótopos estables

Los valores de δ^{18} O en los puntos muestreados se encuentran comprendidos entre -8,52‰ y -6,52‰ con una media de -7,56‰, el del δ^2 H varía entre -57‰ y -49,38‰ con una media de -54,54‰. El grupo de muestras con valores más ligeros se sitúa en torno a la LMM (Fig. 6A) y presenta valores similares a los obtenidos en los manantiales directamente relacionados con los carbonatos jurásicos de Sierra Arana. El resto de puntos analizados muestran valores enriquecidos por evaporación que se alinean por debajo de la LMM en una recta de regresión con un R² de 0,76 y una pendiente de 3,07, característica de aguas evaporadas en medios áridos (Clark and Fritz, 1997). Esta alineación se interpreta como consecuencia de mezclas de aguas infiltradas en los llanos que culminan el relleno sedimentario de la Cuenca de Guadix con aguas infiltradas en los carbonatos de Sierra Arana.



Figura 5. Relación entre el HCO₃-Ca²⁺ (A), el HCO₃-Mg²⁺ (B), el Cl- Na⁺ (C) y el Cl-Mg²⁺



Figura 6. Relación entre los valores de δ¹⁸O-δ²H (A), δ¹⁸O-NO₃⁻ (B) y δ¹⁸O-SO₄⁻². LMM línea meteorológica mundial (Craig, 1961), LMGM línea meteorológica del Guadiana Menor (Fernández-Chacón, 2009)

La figura 6B muestra la relación existente entre el δ^{18} O y los valores de NO₃, estos últimos son los que mejor caracterizan las aguas infiltradas en los materiales de relleno sedimentario sobre los que se desarrollan prácticas agrarias que aportan nitratos al medio. Se observa igualmente una evolución del agua entre dos extremos desde aguas infiltradas en Sierra Arana, con valores isotópicos más ligeros y menores contenidos en nitrato y aguas infiltradas en los sedimentos más recientes, más pesadas y con alto contenido en nitratos. La excepción la constituye el manantial del Pinar, que presenta unas características especiales con aguas ferruginosas y anóxicas en las que el nitrato ha desaparecido por procesos de reducción.

Por otra parte, las aguas infiltradas en Sierra Arana se caracterizan por sus elevados valores en SO₄²⁻ debido a su relación con evaporitas de origen triásico que componen su sustrato. En la figura 6C se ha representado el SO₄²⁻ en relación con el δ^{18} O que muestra nuevamente dos agrupaciones de aguas en función de su procedencia, bien sea del acuífero jurásico o plio-cuaternario, estas últimas con un contenido en SO₄²⁻ muy inferior.

4. Conclusiones

Los valores físico-químicos e isotópicos de las aguas estudiadas indican la existencia de aguas con dos orígenes diferentes y una serie de puntos con características intermedias que pueden interpretarse como consecuencia de un proceso de mezcla entre ambos tipos. Se deduce la presencia de aguas infiltradas mayoritariamente en los carbonatos de Sierra Arana que surgen a distancias de entre 700 m y más de 5 km del borde de sus afloramientos y son también captadas en sondeos profundos.

Las aguas relacionadas con el acuífero de Sierra Arana son de facies bicarbonatada-sulfatada cálcico-magnésica; en los rellenos detríticos de la depresión aparecen facies más complejas bicarbonatadas-sulfatadas o bicarbonatadas-cloruradas cálcico-magnésica o magnésico-cálcica. El sulfato es el ion que mejor caracteriza las aguas infiltradas en Sierra Arana. A partir de las relaciones entre distintos iones y la CE pueden diferenciarse tres tipos de aguas cuyas diferencias se interpreta que son debidas a un distinto tiempo de residencia en el acuífero detrítico y un diferente grado de mezcla entre aguas procedentes de Sierra Arana y del relleno detrítico.

Los isótopos del agua indican la presencia de aguas, en el relleno detrítico, con valores similares a los de aguas infiltradas en las altas cotas de Sierra Arana y otros puntos con diferentes grados de mezclas con agua infiltradas en los llanos detríticos caracterizadas por haber sufrido evaporación en un medio árido.

Se interpreta que la transferencia de aguas desde el borde oriental del acuífero de Sierra Arana se produce a través de niveles arenosos interdigitados en los sedimentos de relleno de la Cuenca de Guadix que tiene su origen en abanicos aluviales procedentes de la denudación durante el Plioceno y el Cuaternario de los relieves jurásicos de Sierra Arana.

La información hidroquímica pone de manifiesto también la presencia de aguas enriquecidas en Cl⁻ y en Mg²⁺ que se relaciona con la disolución minerales evaporíticos del tipo Cl₂Mg depositados en los sedimentos plio-cuaternarios en un ambiente palustre a partir de aguas subterráneas enriquecidas en Mg²⁺.

Agradecimientos

Esta trabajo forma parte de las investigaciones relacionadas con proyecto del IGME 2538 (CA-NOA 35.3.00.45.00) denominado "Investigación hidrogeológica para el abastecimiento mediante agua subterránea a la Estación Paleontológica del Valle del Río Fardes".

Referencias

CHG-IGME (2001). Norma de Explotación de la U.H. 05.30 Sierra Arana. Revisión y actualización de las normas de explotación de las Unidades Hidrogeológicas del Guadalquivir y Guadalete-Barbate. Propuesta de normativa y definición de nuevas Unidades Hidrogeológicas.

Clark, I. and Fritz, P. (1997). Environmental Isotopes in Hydrogeology. CRC Press LLC. 328 p.

Craig, H. (1961). Isotopic variations in meteoric waters. Science, 133: 1702-1703.

- Diputación de Granada-ITGE (1990). Atlas hidrogeológico de la provincia de Granada.
- Fernández-Chacón F. (2009). Contribución al conocimiento hidrogeológico de una Depresión Interna en Clima Mediterráneo Semiárido (Cabecera del Guadiana Menor, Cordillera Bética). Tesis Doctoral, Univ. Granada. 387 p.
- Pla-Pueyo, S. (2012). Contexto estratigráfico y sedimentario de los yacimientos de grandes mamíferos del sector central de la Cuenca de Guadix (Cordillera Bética). Tesis doctoral Univ. de Granada. 271 p.
- Viseras, C. (1991). Estratigrafía y sedimentología del relleno aluvial de la Cuenca de Guadix (Cordillera Béticas). Tesis doctoral. Univ. de Granada. 327 p.
- Sanz de Galdeano, C. and López Garrido, A.C. (2016). Transcurrencia y mélange tectónica en el área de Sierra Arana (Cordillera Bética, NE de Granada). *Estudios Geológicos* 72(2): e055. http://dx.doi.org/10.3989/egeol.42468.415.

HYDROGEOCHEMICAL AND ISOTOPIC INVESTIGATIONS FOR EVALUATION OF THE IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON GROUNDWATER QUALITY, A CASE STUDY OF THE PLAINE OF KASSERINE, CENTRAL TUNISIA

I. HASSEN (&) R. BOUHLILA Laboratory of Modeling in Hydraulics and Environment (LMHE), National Engineering School of Tunis, University of Tunis El Manar, BP 37, Belvedere, 1002 Tunis, Tunisia e-mail: imen.hassen@hotmail.fr

F. Hamzaoui-Azaza

Research unit of Geochemistry and Environmental Geology, Department of Geology, Faculty of Mathematical, Physical and Natural Sciences, University of Tunis El Manar, Tunis, Tunisia

Abstract: Located in arid region in Central Tunisia, the plaine of Kasserine is a deep Plio-Mio-Quaternary aquifer representing the most available source of water supply in the region. The increase of water demand with the impact of climate change caused a significance decline in the groundwater quality and quantity. The challenge of this study is to investigate hydrochemical and isotopic data for a better understanding of the groundwater mineralization mechanism and to highlight the link between the impact of global change and hydrochemical aspects in the plaine of Kasserine. To achieve these goals, 19 wells were sampled and several physico-chemical parameters (Temperature, pH, Salinity, Na, K, Ca, Mg, Cl, HCO₃, SO₄ and ∂^2 H and ∂^{18} O) were analyzed. Conventional hydrogeochemical techniques and multivariate statistical analyses were performed. The water type of the plaine of Kasserine gradually evolved from Ca- HCO₃ to Ca-Na-SO₄ suggesting two possible main processes: dedolomization and cation exchange generated by the dissolution of gypsum and dolomite and the precipitation of calcite. Furthermore, data inferred from stables isotopes in groundwater samples indicated that direct infiltration principally ensure the recharge of this aquifer. However, as an arid region, the plaine of Kasserine is threatened by climate change, due to the low and the irregularities of precipitation, leading to the decrease of water table level and deterioration of its water quality. This study help understand the hydrochemical processes of the plaine of Kasserine and assess the impacts of climate change in this arid region for a better monitoring of these valuable resources.

Key words: Hydrogeochemistry, recharge, isotopes

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

HYDROGEOCHEMICAL CHARACTERIZATION OF THE TORREPEROGIL AND SABIOTE ACTIVE FAULT ZONE (PROVINCE OF JAÉN, SE SPAIN): POTENTIAL INFLUENCE OF EARTHQUAKES ON AQUIFERS

R. JIMÉNEZ-ESPINOSA ROSARIO Department of Geology and CEACTierra, University of Jaén, Jaén, Spain (respino@ujaen.es)

P. HERNÁNDEZ-PUENTES Department of Geology and CEACTierra, University of Jaén, Jaén, Spain (ppuentes@ujaen.es)

Abstract: We tried to examine the influence of earthquakes over the hydrogeological properties of aquifers in Torreperogil and Sabiote (SE Spain). An important seismic series in 2012 and 2013 affected this area. We have sampled 22 groundwater sites (December 2012-June 2014). Physical-chemical properties, stable (18O-2H) and radioactive isotopes (3H and ²²²Rn) contents have been determined. The idea was to establish a series of alert and control points in the springs and/or wells that present changes in the water composition after earthquakes, with values above the limit of hydrothermalism, high boron content and anomalous exhalation of ²²²Rn that could indicate deep circulation and relation with the seismic activity of the Torreperogil-Sabiote Fault Zone. Several fault zones could be responsible of earthquakes. The most important structure is N-S trending, and an E-W fault dipping 60°S was also observed. Both fault systems affect post-Miocene materials and may involve quaternary paleosoils. The area is located in the Miocene multi-layer detrital aquifer Aquifer of the Loma de Úbeda. We distinguished three groups of groundwaters and the most relevant was a group of samples which characteristic are acidic groundwater with high temperature (>45°C), hydrochemical facies are Na Cl-SO4. EC is between 1490-1622 µS/cm, and abnormally high traces of boron (0.53-0.78 mg/l). Deep-water source with relation with the fault zone Torreperogil-Sabiote could be the origin for these waters.

Key words: Earthquakes. Active-fault zone. Groundwater. Torreperogil-Sabiote

1. INTRODUCTION

An important seismic series, with more than 2200 low magnitude $(0,5-3,9 \text{ m}_{bLg})$ earthquakes during 2012 and 2013, has been affected to Torreperogil and Sabiote area in the north-eastern part of the Guadalquivir Basin, SE Spain (Fig. 1). The analysis and characterization of the hydrogeochemical parameters of the aquifers in the Torreperogil-Sabiote Fault Zone (TSFZ) and the investigation of the influence of the tectonic processes in these hydrogeochemical properties was done. The final objective was to establish a series of sample sites, especially sensitive to potential changes that could be indicators of the future seismic activity in the TSFZ.

For this purpose, a sampling network of 22 aquifer points has been designed (Fig. 1A). Physical and chemical properties of groundwaters, as well as the stable isotope content (¹⁸O-²H) and radioactive isotopes (³H and ²²²Rn) have been determined. Then, as commented above, the original idea was to establish a series of alert and control points in the springs and/or wells that present changes in the water composition after earthquakes, with values above the limit of hydrothermalism, high boron content and anomalous exhalation of ²²²Rn that could indicate deep circulation and relation with the seismic activity of the Torreperogil-Sabiote Fault Zone.

2. Study area: geological and hydrogeological framework

Sabiote-Torreperogil area is located in the NE of the Guadalquivir basin originated as a foreland basin between the Iberian Massif and the Betic Front (Fig. 1A). This zone is made up of sub horizontal marine Miocene sedimentary fill, consisting of marl and sandstones with interbedded silts. Mesozoic sequenceis formed by Jurassic carbonates, and detrital Triassic series, consists of red clay, sandstones, conglomerates, and evaporites. Finally, Palaeozoic units belonging to the Iberian Massif, composed of metapelitic and granitic rocks are found. García-Tortosa *et al.* (2013) described several fault zones in Sabiote-Torreperogil sector that could be responsible of earthquakes occurred during 2012-2013 (Fig. 1A and C). The most important structure is approximately N-S trending, but another E-W fault dipping 60°S was also observed. Both fault systems affect post-Miocene materials and may involve Quaternary paleosoils.



Figure 1. (A) Geological map of the study area. (B) Geographical map with location of study area.
(C) Details of fault planes in the Fault Zone of Arroyo de Sabiote responsible of earthquakes.
(D) Temporal distribution of the seismicity: Number of recorded earthquakes by day and accumulated seismic moment (Peláez et al., 2013; García-Tortosa et al., 2013)



Figure 2. Hydrogeological cross-section of the study zone (I-I in figure 1). Modified from González-Ramón et al. (2013)

From a hydrogeological point of view, the study area is located in the Miocene Aquifer of the Loma de Úbeda (Fig. 2). This aquifer is between the valleys of the Guadalimar and Guadalquivir rivers. It is a detrital series of up to 100 meters thick while the permeable levels rarely exceed 20 or 30 meters. It is a multi-layer detrital aquifer consisting of sandstone, marly sandstone and calcarenite and calcareous breccia inside of a marly formation. Impermeable aquifer limits is defined by the Tortonian blue marls, which are separating from the confined aquifer. The whole series has a tabular structure with low dip (5-10°) to the south and lies unconformably on Mesozoic material from the Iberian Massif. Main discharges are related to small springs, extractions in wells and boreholes and by diffuse flow to the Jurassic aquifer. The Jurassic aquifer is formed of highly permeable carbonates 80-100 m thick, bordered by Miocene sediments; it sometimes

appears covered by sand or conglomerates of the Lower Miocene aquifer with a hydraulic continuity (González-Ramón *et al.*, 2013).



Figure 3. (A) Piper diagram of groundwater samples from Torreperogil-Sabiote. (B) $\delta^{18}O$ and $\delta^{2}H$ plot for groundwater samples

3. GOUNDWATER CHARACTERIZATION

the hydrogeochemical study was based on 22 physical-chemical samples taken in the Torreperogil-Sabiote Fault Zone, in a first campaign in December 2012, a month of intense seismic activity in the area. Given the importance of detecting possible fluctuations in the hydrochemical composition of the water associated with earthquakes, this seismic series of 2012-2013 has been used to carry out several additional campaigns at the same points since 2013 (days later of the maximum magnitude earthquake (3.9)) through 2014. It has been emphasized above all in the points that have presented temperature above the limit of hydrothermalism and high concentration of B. Moreover, points closer to the new faults described by García-Tortosa *et al.* (2013), Peláez *et al.* (2013), Pedrera *et al.* (2013), Morales *et al.* (2014) and Sánchez-Gómez *et al.* (2014) have been analysed.

3.1. Hydrogeochemistry

Groundwaters from Torreperogil aquifers have a low to moderate electrical conductivity (615-1859 μ S/cm). On the other hand, Sabiote waters are more mineralized, showing higher than 1145 μ S/cm conductivity, except the Corregidora spring waters (points 1 and 2), which are significantly less mineralized. The pH in these groundwater samples is mostly basic, but two aquifers points with slightly acidic (deep boreholes 16 and 17) values were found. These acidic waters show the highest temperature in the area (>45°C) and with a clear hydrothermal feature. Cool waters characterize other samples.Regarding the boron, abnormally high contents appear in more than half of the samples. The normal concentration in groundwater is <0.2 mg/l, whereas in this fault zone is usually above 0.25 mg/l most, with the highest concentrations in this element (from 0,58 to 0,78 mg/l) in the case of samples 17 and 16, respectively.

Piper diagram (Fig. 3A) shows three different families of waters:

(i) A group of 12 groundwater sites with facies Ca-Mg SO₄-Cl related to dissolution of evaporites of de Miocene marine sediments rich in halite and gypsum;

(ii) A set of 7 water samples with facies Ca-Mg HCO_3 directly linked to dissolution of carbonates from de deeper Jurassic carbonate aquifer;

(iii) A group of 2 samples with Na SO_4 -Cl facies, corresponding to the most acidic waters, with higher temperature and presence of high contents of boron, indicating a possible deep source linked to the fault.

In the next sampling campaigns, groundwater composition results were very similar to the initial one, without significant changes or that give an indication of relation with the seismic activity during the series 2012-2013. Even after the largest earthquake (3.9) recorded on February 5th, after sampling the most significant points 3 days later, there have been no changes in composition or flow. However, it is possible that points 9, 16 and 17 may be influenced by larger seismic events in this fault zone and it is important to keep track of their concentrations and their hydrogeological parameters when an earthquake is triggered, in order to verify possible fluctuations in the composition, since they are the 3 points with greater probability of change given their hydrogeological characteristics and their possible connection with the fault zone.

3.2. Stable isotopes

Isotopic measurements for δ^{18} O and δ^2 H have been used to clarify the recharge (Fig. 3B). The ¹⁸O content are between -5.87 and -7.38 ‰ and between -40.12 and -46.12 ‰ for ²H. Lighter values δ^{18} O and δ^2 H correspond to the springs of the town of Sabiote (3, 4 and 6). Instead, more isotopically enriched values belong to the deep acid water boreholes (16 and 17) and the Salamanca spring (21), all in Torreperogil. Usually, samples fit well to the Global Meteoric Water Line (GMWL), however a significant dispersion in some points could indicate a variation in the source area of water. The rest of groundwater samples shows signatures of evaporated water. Deuterium excess (d) has an average of 9.46 ‰. Rainfall of Mediterranean origin, generally has relatively high deuterium excess, however, rainfall of Atlantic origin has an excess of deuterium, around 10‰. Consequently, it is quite possible that precipitation of Atlantic origin have greater influence in recharging the study area.

3.3. Radioactive Isotopes (3H and 222Rn)

Tritium

In this area, 11 measurements of tritium concentrations have been performed, with values between 0.20 and 6.21 TU. Samples 16, 17, 21 and 22 (El Lentiscar, Santa Quiteria wells, Salamanca and Autovía springs) have concentrations of tritium below 2 UT, so they are prior to 1954, or in any case, it would be water with a very small proportion of recent waters. In particular, groundwater with tritium concentrations of less than 1 TU (surveys 16 and 17) is certainly pre-1940 for the most part (Custodio and Llamas 1983). Sample 3 (La Canal spring), has a concentration of tritium somewhat higher than 2, therefore, it would be an old water somewhat more affected by recent waters. On the other hand, groundwater sites 1, 9 and 12 have concentrations ³H between 3.10 and 3.79 TU, indicating water mixtures of precipitation before and after 1953. TU values bigger than 4, Santiago spring (14) and San Marcos spring (16) indicate a possible source of precipitation occurring between 1958 and 1982. These waters therefore have a high uncertainty, since they can correspond to both infiltrated waters in the early 1950s and recently infiltrated waters since 1982, with rapid renewal or a period of permanence in the aquifer. In summary, the study of tritium results suggests that the groundwater of the TSFZ with less than 2 UTs (samples 16, 17, 21 and 22) present a recharge of more than 75 years. These waters correspond also to several points with high temperatures and abnormal contents in boron traces, being the deep probes (16 and 17) of the Jurassic aquifer sampled from the Loma de Übeda. These waters have a time of permanence in the long aquifer and at a deep level.

Radon

Given the intensity and durability of the seismic series, a first characterization of radon in 5 concrete aquifer points of this ZFTS was carried out. During this seismic series, we tried to verify if the radon activity in selected sites corresponded to lithology of the aquifer, or if, instead, they already present any anomaly related to the effect of this seismic series. In this first study, the activity of ²²²Rn was measured in the points 1, 3, 15, 16 and 17. It has been verified how these waters are consistent with the lithology of their environment, typical of sedimentary aquifers, with no

evidence of any pre-seismic anomaly in these measurements, offering values between 0.35 and 8.73 Bq/l.

4. Conclusions

The study of groundwater in the area of Torreperogil-Sabiote Fault Zone allows us to distinguish three main groups of groundwaters:

1. Groundwater alkaline with temperatures below 17°C. Ca-Mg HCO_3 Hydrochemical facies and electrical conductivity between 615-1065 μ S/cm. There have abnormal traces of boron. This set of bicarbonate waters has their origin in the Jurassic carbonate aquifer of the Loma de Úbeda. They should be shallow and unrelated to the activity of the main flow waters.

2. Alkaline groundwater with temperatures below 16.79 °C, whose hydrochemical facies are Ca-Mg Cl-SO4 and an electrical conductivity between 1147-3750 μ S/cm. Some of these groundwatershave abnormally high traces of boron (0.25 to 0.45 mg/l). However, it is possible that the contribution of boron water is due to intensive agriculture (olive trees), and therefore these waters are not related to the role of the main faults.

3. Acidic groundwater with high temperature, over the limit of hydrothermalism (>45°C), whose hydrochemical facies are Na Cl-SO4. These waters have electrical conductivities between 1490-1622 μ S/cm, and abnormally high traces of boron (0.53 to 0.78 mg/l). Deep-water source with relation with the fault zone Torreperogil-Sabiote could be the origin for these waters.

¹⁸O and ²H contents are between -5.87 and -7.38 ‰ and between -40.12 and -46.12 ‰, respectively. Lighter values of δ^{18} O and δ^{2} H correspond to the Sabiote springs (3, 4 and 6). On the other hand, the most enriched isotopic values belong to the deep and hydrothermal wells (16 and 17) and to the Salamanca spring (21), all from Torreperogil area. In general, all sampled waters fit well to the World Meteorological Watershed (LMM). The excess deuterium (d) in the sampled groundwater of the TSFZ has an overall mean value of 9.46 ‰, suggesting that these groundwaters are predominantly recharged by precipitation of Atlantic origin.

11 water samples were analysed for tritium and values are between 0.20 and 6.21 TU. El Lentiscar and Santa Quiteria wells, Salamanca and Autovía springs have concentrations below 2 UT, therefore they are prior to 1954 or with a very small proportion of recent waters. Even the waters of wells 16 and 17 (waters of hydrothermal character and possible linkage with faults) have concentrations of tritium of less than 1 UT, evidencing their infiltration before 1940, and therefore, a time of permanence in the long aquifer already a deep level. The remaining samples contain concentrations of tritium of more than 3 TU (1, 9 and 12), suggesting that they are water mixtures of precipitation before and after 1953 and, on the other hand, concentrations higher than 4 UT (14 and 16) which indicate the possible origin of precipitation between 1958 and 1982. The characterization of radon for the five selected samples (1, 3, 15, 16 and 17) has shown that they present activity of this radioactive isotope typical of sedimentary aquifers, with no detectable anomaly even during the seismic series, presenting values between 0.35 and 8.73 Bq/l.

Finally, this study shows that the hydrochemical characterization of TSFZ waters during the 2012-2013 seismic is an essential tool to be able in the future to define control networks integrated by points whose hydrogeochemical properties are sensitive to movements in the active faults. Specifically, the sampling points of the waters of Torremocha (9), El Lentiscar (16) and Santa Quiteria (17), indicate clear deep circulation and a connection with the TLFZ. It would be interesting to follow the work of future research in these points to be able to observe more significant and hopeful changes after seismic events of greater magnitude of the happened in this period of the seismic series 2012-2013.

Acknowledgments

We would like to thank to the University of Liverpool facilities for isotope analysis. Financial support has been supplied by the Research Project CGL2011-30153-C02

References

Custodio, E., Llamas, M. (1983). Hidrología subterránea. Barcelona: Ed. Omega, 2359 p

- García-Tortosa, F.J., Peláez, JA, Sánchez-Gómez, M., Pérez-Valera, F., Sanz de Galdeano, C. (2013). *El CuaternarioIbérico: Investigación en el S.XXI* (Baena, R., Fernández, J.J., Guerrero, I., eds), ISBN: 978-84-6955-8601-3, pp. 181-185.
- González-Ramón, A., Rodríguez-Arévalo, J., Martos-Rosillo, S., Gollonet, J. (2013). Hydrogeology Journal 21: 887-903.
- Morales, J., Azañón, J.M., Stich, D., Roldán-García, F.J., Pérez-Peña, J.V., Martín, R., Cantavella, J.V., Martín, J.B., Mancilla, F., González-Ramón, A. (2014). The 2012-2013 earthquake swarm in the eastern Guadalquivir basin (South Spain): A case of heterogeneous faulting due to oroclinal bending. *Gondwana Res* 28:1566-1578.
- Peláez, J.A., García-Tortosa, F.J., Sánchez-Gómez, M., Sanz de Galdeano, C.,Pérez-Valera, F., Henares-Romero, J. (2013). *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra* 21.3: 336-338. Pedrera A, Ruiz-Constán A, Marín-Lechado C., Galindo-Zaldívar J, González A., Peláez J.A. (2013) Seismic transpressive basement faults and monocline development in a foreland basin (Eastern Guadalquivir, SE Spain). Tectonics 32:1571-1586.
- Sánchez-Gómez, M., Peláez, J.A., García-Tortosa, F.J., Pérez-Valera, F., Sanz de Galdeano, C. (2014) La serie sísmica de Torreperogil (Jaén, Cuenca del Guadalquivir oriental): Evidencias de deformación tectónica en el área epicentral. *Revista de la Sociedad Geológica de España* 27(1):301-318.

FLUJOS VERTICALES EN SONDEOS: RELACIÓN ENTRE TESTIFICACIONES CON FLOWMETER Y PERFILES DE TEMPERATURA EN EL ACUÍFERO DETRÍTICO MOTRIL-SALOBREÑA (GRANADA, SUR DE ESPAÑA)

J. JIMÉNEZ-SÁNCHEZ C. MARTÍN-MONTAÑÉS Urb. Alcázar del Genil, 4 Edificio Zulema, bajo 18006, Granada. j.jimenez@igme.es; c.martin@igme.es

J.P. SÁNCHEZ-ÚBEDA Departamento de Geodinámica, av. / Fuentenueva s/n 18071, Universidad de Granada. juampesu@ugr.es

M.L. CALVACHE Departamento de Geodinámica, av. / Fuentenueva s/n 18071, Universidad de Granada. calvache@ugr.es

M. LÓPEZ-CHICANO Departamento de Geodinámica, av. / Fuentenueva s/n 18071, Universidad de Granada. mlopezc@ugr.es

> F. FERNÁNDEZ-CHACÓN Urb. Alcázar del Genil, 4 Edificio Zulema, bajo 18006, Granada. f.fernandez@igme.es

Abstract: In large detrital aquifers with high permeability, the horizontal flow component is usually dominant, so the identification of vertical flow zones determines the main sectors where aquifer recharge and discharge are produced. The detection of these vertical flows can be made by indirect methods such as groundwater temperature records in aquifer sectors with unsaturated zone enough reduced so that the changes in the temperature of the recharge water are not muffled. With this indirect method it is not possible to quantify the value of these flows, so *flowmeter* probes have been used to obtain probe diagrams in order to measure the speed of water in the well. In this work we intend to verify and quantify the presence of vertical flows through the use of a *flowmeter* probe and compare these records with those of water temperature profiles, a methodology that can be considered a useful tool to determine the behavior of a river-alluvial system of great thickness.

Key-words: *Flowmeter*, vertical flows, temperature profiles, alluvial aquifer and river recharge.

1. INTRODUCCIÓN

La componente de flujo horizontal suele ser dominante en los acuíferos detríticos de gran espesor y elevada permeabilidad. A pesar de ello, localmente pueden aparecer flujos verticales por diferentes circunstancias que podrían condicionar el comportamiento del acuífero. Por lo tanto, la identificación y cuantificación del flujo vertical en sondeos proporciona una información significativa para el conocimiento del comportamiento hidrodinámico de un acuífero.

Para la detección de estos flujos verticales existen métodos directos e indirectos. Uno de los métodos indirectos más utilizados es el registro de la temperatura del agua subterránea en profundidad, en sectores del acuífero donde la zona no saturada sea lo suficientemente poco potente como para no amortiguar los cambios de temperatura del agua de recarga (Taniguchi, 1993; Stonestrom y Constanzt, 2003). Así, si la distribución de la temperatura en estos perfiles, medida a lo largo de toda la longitud de un pozo y en varias épocas del año, presenta una gran variabilidad en el tiempo, ello indicaría la presencia de flujos verticales descendentes propios de un área de recarga. Si, por el contrario, el rango de variabilidad de estos perfiles es estrecho, con escasa variación de la temperatura en el tiempo, ello podría implicar un predominio de flujos verticales ascendentes propios de un área de descarga, (Taniguchi, 1993; Stonestrom y Constanzt, 2003; Duque *et al.*, 2010; Calvache *et al.*, 2011).

Para poder cuantificar el valor de los flujos es necesario recurrir a la utilización de métodos directos, como la testificación en pozos mediante sondas tipo *flowmeter* (ALT, *Mount Sopris Instruments*, 2012). Se trata de una sonda de medida de la velocidad del movimiento del agua con una hélice muy sensible que gira a una velocidad variable en función de la velocidad del flujo y del descenso o ascenso de la sonda a lo largo del sondeo.

El objeto de este trabajo es verificar y cuantificar la presencia de flujos verticales mediante la utilización de una sonda *flowmeter* y comparar estos registros con los de una serie de perfiles de temperatura del agua, realizados en distintas épocas, en un sector del acuífero Motril-Salobreña (Granada, Sur de España) (Fig. 1) donde la franja no saturada es de escaso espesor. Este acuífero constituye uno de los acuíferos detríticos costeros más importantes del litoral mediterráneo andaluz, en el que recientemente se ha avanzado mucho en su conocimiento y se ha conseguido crear una infraestructura de seguimiento de las aguas subterráneas que tienen pocos acuíferos costeros de la región.

2. Contexto hidrogeológico

La precipitación media de la zona es de 420 mm/año y la temperatura media anual de 18 °C, existiendo varios balances hídricos del acuífero (Heredia *et al.*, 2003; Ibáñez, 2005; Duque, 2009; Calvache *et al.*, 2009).

Las principales fuentes de recarga del sistema son el río Guadalfeo, de carácter influente y caudales elevados, y el retorno de riego, distribuido en gran parte de la superficie del acuífero. La elevada entrada de agua por estas vías es responsable de la buena calidad del agua del acuífero, si bien este se considera muy sensible a las variaciones del caudal del río y a los cambios en los usos del suelo (Calvache *et al.*, 2009).



Fig. 1. Localización de la zona de estudio. Se indica la situación de los sondeos Vados Bajo y Vados Alto en el acuífero Motril-Salobreña (Granada, Sur de España)

El acuífero costero Motríl-Salobreña está constituido mayoritariamente por sedimentos aluviales depositados por el río Guadalfeo, rambla de Molvízar y rambla del Puntalón, principalmente. Estos materiales ocupan una extensión de 42 km² y tienen espesores de 20 m en cabecera, 60-80 m en el eje del río Guadalfeo y más de 200 m en su desembocadura. El sustrato y bordes del acuífero están constituidos por materiales alpujárrides de varias unidades tectónicas superpuestas (Aldaya y Vera, 1980). La mayor parte de los materiales acuíferos reposan discordantemente sobre metapelitas alpujárrides de baja permeabilidad.

El sistema se comporta básicamente como un acuífero libre en el que la transmisividad varía entre 100 y 9.000 m²/d (Calvache *et al.*, 2009).

En el área concreta de estudio, el acuífero detrítico descansa fundamentalmente sobre los materiales metapelíticos de baja permeabilidad, y coincide con la terminación meridional del cañón de los Vados, pudiendo llegar a alcanzar puntualmente 50 m de espesor. No obstante, la-teralmente entra en contacto con los materiales carbonáticos del acuífero de Escalate, localizado al noroeste del acuífero Motríl-Salobreña, cuya relación está siendo objeto de estudio.

En este contexto, en el año 2009 se llevaron a cabo dos perforaciones denominadas Vados Alto (VA) y Vados Bajo (VB) (Fig. 1) con el objetivo de estudiar las aportaciones subterráneas del relleno detrítico del cañón a la masa principal de sedimentos que constituyen el acuífero Motril-Salobreña (Reolid *et al.*, 2012). Ambos sondeos se localizan dentro del canal artificial que confina al río, a poco más de 500 m uno del otro y a escasos metros del curso fluvial activo.

En relación a la columna litológica del sondeo VB (de 25 m de profundidad), hay que indicar que este atraviesa conglomerados de cantos de esquistos, mármoles y cuarcitas en diferentes proporciones y con diferentes tamaños de grano desde el metro 3 hasta el 24. En el metro 25 se perforan filitas y esquistos. El sondeo se encuentra ranurado a lo largo de toda su extensión.

El sondeo VA consta de 54 metros de profundidad, en los cuales se atraviesan conglomerados de cantos de esquistos, mármoles y cuarcita en diferentes proporciones, y con diferentes tamaños de grano. El sondeo se encuentra ranurado a lo largo de toda la tubería.

3. Metodología y toma de datos

Para la observación del flujo vertical dentro de los sondeos, se realizaron dos testificaciones de los sondeos VB y VA con el medidor de flujo de molinete bidireccional (*Flowmeter* QL40-SFM), que mide la velocidad del flujo en ciclos por segundo (*cps*), con el equipo de testificación geofísica de la Unidad del IGME en Granada. En cada sondeo se realizaron seis registros *flowmeter*, con velocidades de descenso y ascenso de 2, 4 y 6 m/min.

El tratamiento de los datos se ha realizado mediante el programa *WellCAD (WellCAD, 2012)*. En una primera fase del tratamiento, se procedió a la eliminación de los picos extremos provocados por errores de medida, como por ejemplo la paralización momentánea de la hélice por la obstrucción provocada por diferentes concreciones existentes dentro del sondeo, o el aumento/ declive en la velocidad de bajada/subida de la sonda.

Tras este filtrado de datos, se ejecutó la calibración del cero de la sonda para cada sondeo, que corresponde al cálculo de los *cps* que transmite la hélice de la sonda en ausencia de flujo; este proceso se repitió para cada una de las velocidades de descenso y ascenso imprimidas a la sonda en el sondeo a estudiar. La diferencia del valor considerado como de ausencia de flujo y el medido en cada tramo de sondeo analizado suministra el caudal que circula por dicho tramo, subordinado al diámetro del sondeo. El signo de esa diferencia indica el sentido del flujo dentro del sondeo, siendo negativo para flujo ascendente y positivo para el descendente.

En este estudio se ha calculado el flujo para cada metro de sondeo, a partir de la testificación continua original llevada a cabo. Para ello, se procedió al cálculo del valor medio de la velocidad de flujo en cada tramo de 1 m, correspondiente a las velocidades de subida y bajada empleadas. Con posterioridad se han unificado y clasificado los diferentes tramos de flujo con similar comportamiento.

Los perfiles de temperatura realizados en diferentes fechas para ambos sondeos han sido efectuados mediante una Sonda Eléctrica Multiparamétrica SEBA modelo KLL-Q-2, realizando una lectura de temperatura para cada metro de profundidad (Figs. 2 y 3).

4. Resultados

En el sondeo VB el registro *flowmeter* se ha realizado desde 7,8 hasta 23 m de profundidad, dejando de registrar los dos últimos metros por la presencia de sedimentos finos en el fondo del

sondeo. Tras el tratamiento de los resultados obtenidos se han diferenciado tres tramos principales de flujo con pautas similares (Fig. 2), mostrando el sondeo un flujo general descendente. El primero de los tramos (A) se localiza entre los metros 8,3 y 9, en el que se ha medido un pequeño flujo ascendente. El tramo B (9-13 m), intervalo en el que se revelan flujos descendentes con zonas de perturbación. Por último, en el tramo C (13-22,5 m) se detectan caudales descendentes más significativos y continuos, en el que se obtienen valores en torno a los 0,20 L/s para cada uno de los intervalos de un metro.



Fig. 2. Correspondencia de los tipos de flujo definidos en el sondeo Vados Bajo con las digrafías de temperatura del agua del sondeo. Las profundidades están referenciadas al borde del entubado

En el sondeo VA se ha testificado entre los metros 5 y 45, también por la presencia de sedimentos finos en el fondo. Tras el tratamiento de los resultados obtenidos se ha procedido a la clasificación en los 7 tramos principales de flujo con comportamiento diferente (Fig. 3). El primer tramo definido (A) se localiza entre los metros 5,9 y 8, en el que se detecta un flujo descendente. El tramo B (8-15 m) muestra un flujo ascendente y con incremento de caudal en profundidad, con valores comprendidos entre -0,05 y -0,33 L/s. El tramo C (15-17 m), presenta un notable declive del flujo, que queda comprendido entre -0,33 y -0,04 L/s. El tramo D (17-22 m), al igual que en el tramo B, muestra un flujo ascendente y con incremento de caudal en profundidad, con valores entre - 0,11 y - 0,33 L/s. El tramo E (22-29 m), es una zona de perturbación en el flujo, y de debilitamiento en el caudal ascendente, con valores entre -0.04 y -0.18 L/s. El tramo F (29-33 m), es un tramo de perturbación, en el que se detectan flujos ascendentes y descendentes a lo largo del recorrido de 4 m. El tramo G (33-45 m) es un tramo con flujo ascendente, aunque con perturbaciones en los caudales de flujo que van desde -0.06 a -0.27 L/s. Los resultados obtenidos en este sondeo son relativamente heterogéneos, probablemente debido a la irregularidad del ranurado (realizado manualmente a soplete) o al depósito de concreciones en el mismo. Sin embargo, es claro que en conjunto este sondeo presenta un importante flujo ascendente.



Fig. 3. Correspondencia de los tipos de flujo definidos en el sondeo Vados Alto con las digrafías de temperatura del agua del sondeo. Las profundidades están referenciadas al borde del entubado

Los registros verticales de temperatura realizados en distintas campañas previas en el sondeo VB (Fig. 2) presentan notables diferencias estacionales a lo largo del año, atribuidas probablemente a la diferente temperatura con la que entra el agua del río Guadalfeo al sondeo, infiriéndose un contexto de zona de recarga o de infiltración desde el cauce (Duque *et al.*, 2010; Calvache *et al.*, 2011; Reolid *et al.*, 2012) y un flujo vertical descendente, tal y como queda demostrado mediante el registro de *flowmeter*.

Sin embargo, en el sondeo VA (Fig. 3) se observa que los perfiles de temperatura realizados en distintas fechas anteriores presentan una temperatura muy parecida a lo largo de casi todo el sondeo, en torno a 17,2°C. Este tipo de perfiles es representativo de sectores con flujo vertical, en este caso ascendente, tal y como indican los resultados de la testificación mediante *flowmeter*, indicando que en este sector del acuífero existe un área puntual de descarga del acuífero al río.

5. Conclusiones

En los sondeos VB y VA testificados mediante la sonda *flowmeter* se han registrado el sentido de flujo y su valor para cada metro de pozo. Para el sondeo VB se han definido 3 tramos principales con un flujo general descendente y un caudal medio por tramo de 0,17 L/s. De igual modo, en el sondeo VA, se han delimitado 7 tramos con un flujo general ascendente y un caudal promedio por tramo de 0,12 L/s. Con todo ello se ha puesto de manifiesto el diferente comportamiento entre dos puntos tan próximos.

Asimismo, los perfiles de temperatura registrados en ambos sondeos ratifican esta pauta. En Vados Altos se registran perfiles de temperatura estrechos (por escasa variación en el tiempo) representativos de la existencia de flujos verticales ascendentes, típicos de áreas de descarga. Por el contrario, en Vados Bajo los perfiles de temperatura registrados muestran un patrón extendido (por elevada variación en el tiempo) que indican la presencia de flujos verticales descendentes que suelen aparecer en zonas de recarga.

El método de medición de flujo en detalle empleado y su comparación con perfiles de temperatura puede considerarse una herramienta de utilidad para determinar el comportamiento de un sistema río-aluvial de gran espesor, aunque para poder ser cuantificados estos flujos es necesario el uso de la sonda de testificación *flowmeter*. *Agradecimientos*. La financiación de esta investigación se engloba en los proyectos CGL2012-32982 y CGL2016-77503-R concedidos por el Ministerio de Economía y Competitividad Se ha utilizado el equipamiento de la Unidad móvil para estudios hidrogeológicos y medioambientales, disponible en la Unidad Territorial del IGME en Granada cofinanciada con Fondos Feder (IGME 10-1E-1284). Los autores agradecen al Geólogo D. Ángel Cantudo Muñoz (AQUALOGY) su aportación desinteresada en la metodología del tratamiento de los datos y su transformación en caudales.

Referencias

- Aldaya, F. y Vera, J.A., (1980): Memoria explicativa de la Hoja núm. 83 (Granada-Málaga). Escala: 1:200.000. IGME. Madrid.
- ALT y Mount Sopris Instrument (2012): QL40-Spinner Flow Meter Probe Sub. Luxemburgo and Denver.
- Calvache, M.L., Ibáñez, S., Duque, C., López-Chicano, M., Martín-Rosales, W., González-Ramón, A. y Rubio, J.C. (2009). Numerical Modelling of the potential effects of a dam on a coastal aquifer in S. Spain. *Hydrological Processes*, 23: 1268-1281.
- Calvache, M.L., Duque, Gómez-Fontalva, J.M. y Crespo, F. (2011): Processes affecting groundwater temperature patterns in a coastal aquifer International. *Journal of Environmental Science and Technology*, 8(2): 223-236.
- Duque, C. (2009). Influencia antrópica sobre la hidrogeología del acuífero Motril-Salobreña. Tesis Doctoral, Univ. de Granada, 194 p.
- Duque, C., Calvache M.L. y Engesgaard, P. (2010): Investigating river–aquifer relations using water temperature in an anthropized environment, (Motril-Salobreña aquifer). *Journal of Hydrology*, 381: 121-133.
- Heredia, J., Murillo, J.M., García-Aróstegui, J.L., Rubio, J.C. y López-Geta, J.A. (2003): Influencia antrópica en un acuífero costero. Consideraciones sobre la gestión hídrica del acuífero Motril-Salobreña (España). *Revista Latino-Americana de Hidrogeología*, 3: 73-83.
- Ibáñez, S. (2005). Comparación de la aplicación de distintos modelos matemáticos sobre los acuíferos costeros detríticos. Tesis Doctoral. Univ. de Granada, 304 p.
- Reolid, J., López Chicano, M., Calvache, M.L., Duque, C. y Sánchez Úbeda, J.P. (2012): Estimación de las aportaciones del aluvial del río Guadalfeo al acuífero Motril-Salobreña. *Geogaceta*, 52: 141-144.
- Stonestrom, D.A. y Constantz, J. (2003): Heat as a tool for studying the movement of ground water near streams. U.S. Geological Survey Circular 1260, 96.
- Taniguchi, M. (1993): Evaluation of vertical groundwater fluxes and thermal properties of aquifers based on transient temperature-depth profiles. *Water Resources Research*, 29: 2021-2026.
- WellCAD (4.4) "software". (2012). Obtenido de https://www.alt.lu/downloads.htm.

GESTIÓN SOSTENIBLE Y PLANIFICACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS DEL ACUÍFERO DE LOS RODEOS (TENERIFE) MEDIANTE EL HOSPEDAJE DEL MODELO NUMÉRICO EN UNA PLATAFORMA DEL CLOUD

J. JÓDAR Hydromodel-Host. C/ Almogavers 165, M-105, 08018 Barcelona, Spain. jorge.jodar@hydromodelhost.com

A. BARRERA

Aquatec. Avda. Teniente Montesinos, 8 Edificio Z, Planta 7,30100 Murcia, Spain

X. Almolda Hydromodel-Host. C/ Almogavers 165, M-105, 08018 Barcelona, Spain.

F. BATLLE Hydromodel-Host. C/ Almogavers 165, M-105, 08018 Barcelona, Spain.

M. IRIZAR Hydromodel-Host. C/ Almogavers 165, M-105, 08018 Barcelona, Spain.

G. Serra

Aquatec. Avda. Teniente Montesinos, 8 Edificio Z, Planta 7,30100 Murcia, Spain

A. CANTUDO Aquatec. Avda. Teniente Montesinos, 8 Edificio Z, Planta 7,30100 Murcia, Spain

B. SALAS Aquatec. Avda. Teniente Montesinos, 8 Edificio Z, Planta 7,30100 Murcia, Spain

Abstract: Numerical models in groundwater hydrology are a key tool for water resources planning. However, there are two key reasons preventing their use in the actual management and governance of such resources: (1) technical complexity that requires high qualified technicians, and (2) the challenges updating the needed variables feeding the model. Therefore, the model typically utilized during a short period of time. A cloud groundwater management platform has been developed to automatically update the model helping groundwater stakeholders manage aquifers in a sustainable way. The numerical model of the Rodeos aquifer (Tenerife) has is already hosted in the platform. This model is used by Canaragua, which is the largest public water utility company of Tenerife to manage the aquifer resources. Canaragua uses the platform as a decision support system to manage the aquifer ensuring resources' sustainability.

Key words: GAC; Cloud Computing; Sustainability; Overexploitation; Los Rodeos aquifer

1. INTRODUCCION

En las últimas décadas, el acuífero de Los Rodeos (Tenerife), al igual que la mayoría de los acuíferos de la isla, presenta un proceso de sobre-explotación caracterizado por un descenso paulatino en los niveles piezométricos (Farrujia et al, 2006). El descenso observado en el nivel piezométrico ha motivado una reducción en las reservas de agua disponible en el acuífero y una progresiva salinización de los pozos costeros (Crespo-Arribas et al., 2014). Para resolver estos problemas es necesario gestionar los recursos hídricos del acuífero desde una perspectiva de sostenibilidad. Esto no es fácil, porque como ocurre en otros muchos acuíferos, en los Rodeos no se conoce con exactitud la magnitud de la recarga, ni se conocen los caudales tanto de extracción

de agua en galerías y minas de agua como de pozos de bombeo, conociéndose únicamente la posición del nivel freático en unos pocos puntos (pozos). Todo ello hace que la única forma de abordar de forma eficiente la gestión del acuífero sea mediante el uso de modelos numéricos.

Del acuífero de los Rodeos existe un modelo numérico preliminar de flujo en régimen estacionario (Crespo-Arribas et al 2014), el cual implementa un modelo conceptual de funcionamiento del basado en la información tanto hidrogeológica como hidrogeoquímica disponible para el acuífero. No obstante, el acuífero es un sistema hidrológico dinámico en el que los términos del balance (entradas, salidas y variación de almacenamiento), y por ende el recurso disponible en el acuífero varían en el tiempo. Para poder gestionar el acuífero y poder hacer una planificación del recurso acorde a la cantidad de agua subterránea disponible es necesario el uso de un modelo de flujo en régimen transitorio. Sin embargo para gestionar el acuífero esto no es suficiente. También es necesario que el modelo esté constantemente actualizado.

Idealmente un moldeo actualizado debería ayudar a las partes interesadas a tomar decisiones correctas sobre la gestión del agua en el acuífero y su gobernanza. Sin embargo, la actualización de los modelos (niveles piezométricos, concentración de solutos, precipitaciones, temperaturas, etc.) no es sencillo, y esta dificultad se traduce para con el modelo en un tiempo de vida útil corto. Para extender la vida útil de los modelos se ha desarrollado una plataforma integrada de gestión de aguas subterráneas, basada en técnicas de *Cloud-Computing*. La plataforma actualiza de manera automática las medidas de las variables que alimentan el modelo, y permite a los gestores del acuífero realizar simulaciones con el modelo numérico de manera fácil, ayudándoles en la toma de decisiones para la gestión sostenible de los recursos. Además, la plataforma proporciona un marco de discusión común que ayuda a minimizar los conflictos sociales, ofreciendo confianza, transparencia y compromiso en las decisiones adoptadas por los gestores del recurso hídrico. Para el presente trabajo se ha desarrollado un modelo numérico del acuífero de los Rodeos en régimen transitorio y se ha alojado en la plataforma del Cloud.

2. Hospedaje activo de modelos hidrogeológicos

La aplicación GAC (*Global Aquifer Control*) permite alojar en el *Cloud* modelos numéricos de flujo y transporte de solutos en acuíferos (Jódar et al., 2011, 2013), siendo el alojamiento del modelo numérico dinámico ("hospedaje activo"), esto es, con capacidad de cálculo. Esto permite abordar uno de los principales desafíos que presentan los modelos numéricos: la actualización.

La construcción de modelos numérico es compleja, y esta requiere tiempo y recursos. Si no se actualiza con cierta frecuencia el modelo no servirá como herramienta para gestionar el agua disponible en el acuífero porque estos son sistemas dinámicos, y para poder gestionar y planificar un recurso en un momento dado se ha de saber del recurso del que se dispone.

La funcionalidad de la plataforma GAC contempla los cuatro elementos críticos requeridos para realizar una gestión integrada de aguas subterráneas:

- -Gestión de datos. Permitiendo el acceso y la visualización de datos de campo medidos en tiempo real, posibilitando así mismo la realización de un análisis estadístico avanzado de las series temporales medidas, así como la visualización georeferenciada de la de la evolución temporal de las diversas variables medidas (e.g. niveles piezométricos, concentración de solutos disueltos, etc). Las variables medidas pueden estar o no asociadas al modelo numérico.
- —Gestión del recursos hídrico disponible en el acuífero- Incluyendo la visualización de los resultados del modelo en base a la evolución espacio-temporal de la variable de estado del modelo numérico (i.e. niveles y/o concentraciones), y en base a la evolución temporal de los diferentes términos del balance de masas del modelo. Estos últimos se pueden dar de integrados espacialmente para todo el ámbito del modelo o bien integrados para una distribución espacial específica en zonas de balance, para las cuales se presenta también la evolución temporal de las transferencias laterales entre ellas.
- —Planificación del recurso hídrico disponible en el acuífero- habilitando la posibilidad de simular complejos escenarios "What-if" de manera sencilla y sin necesidad de ser un experto

en el uso de plataformas de simulación numérica (e.g. Modflow2k, Modflow-USG, Visual-Tansin, etc). La simulación numérica se ejecuta en una máquina virtual exclusivamente dimensionada (capacidad de memoria, número de procesadores, etc) según las necesidades propias del modelo en términos de tamaño y complejidad. Esto permite simular de manera paralela tantas simulaciones como se requiera, siendo el tiempo total de CPU el de una única simulación. El sistema *Cloud* en el que aloja el GAC (en nuestro caso Windows Azure), garantiza un acceso a la aplicación seguro desde cualquier emplazamiento, ofreciendo una fiabilidad del 99.9% de acceso al GAC. Esto se traduce en una gran estabilidad de la aplicación, y una velocidad constante tanto de cálculo como de transferencia de datos entre la aplicación y el usuario.

—Colaboración. La plataforma es un sistema de apoyo a la toma de decisiones que maximiza la colaboración entre las partes interesadas en la gestión de los recursos disponibles en el acuífero (Comunidades de Usuarios, Confederaciones Hidrológicas, etc.), proporcionando transparencia a los usuarios del acuífero sobre la gestión que se hace de este.

3. Marco geológico e hidrogeológico

El acuífero de los Rodeos SE ubica en la zona nororiental de la isla de Tenerife (Fig.1), sobre la Dorsal Nordeste de la Isla, limitado al suroeste por los relieves de Sierra Esperanza y al Noreste por los relieves característicos de las Series Antiguas de la Península o Macizo de Anaga. Por el Este y Oeste se encuentra flanqueado por el mar. La zona de estudio presenta un relieve irregular interrumpido por la altiplanicie de Los Rodeos (600 msnm) y el valle de La Laguna (550 msnm). En la zona de estudio la pluviometría promedio incluyendo la precipitación de agua de lluvia y la lluvia horizontal (Braojos, 2015), es de 540 mm.

El marco geológico incluye mayoritariamente materiales de las Series Recientes o Serie III en el altiplano de los Rodeos y minoritariamente materiales de las Series Antiguas o Serie I del límite meridional del macizo de Anaga. Además, en el área de estudio también se distinguen formaciones sedimentarias recientes producto de la denudación de los relieves circundantes y posterior deposición en zonas concretas, como el caso del relleno de la depresión de la Laguna, formada por un largo periodo erosivo de inactividad volcánica en los materiales de la Serie I de Anaga.

Desde una perspectiva hidrogeológica el acuífero de los rodeos está formado por cuatro unidades principales: (1) Unidad I (Serie I o Antigua) formada por la superposición de coladas basálticas, en las que la permeabilidad es por fracturación. Estas fracturas disminuyen en profundidad y con ello la permeabilidad, hasta comportarse como basamento. Aflora en la zona noreste cerca del límite del modelo siendo una zona de recarga. (2) Unidad II (Serie II o de Las Cañadas) la cual forma un acuífero multicapa debido al apilamiento de lavas y piroclastos basálticos que conservan gran parte de su porosidad primaria y alcanzan una potencia de unos 600-800 m. Los afloramientos en superficie de esta serie se encuentran reducidos al cuadrante suroeste de la zona de estudio. (3) Unidad III (Serie III o Reciente): Es la primera de las denominadas series modernas, se conoce también como formación "Dorsal". Esta unidad forma un acuífero heterogéneo con niveles potentes de coladas basálticas, traquibasaltos y fonolitas máficas. En su base se encuentra un nivel de arcillas plásticas de baja permeabilidad que podría actuar como acuitardo. La serie III se acuña de SE a NE llegando a desaparecer a la altura de la población de La Laguna.

Las tres unidades hidrogeológicas se encuentran atravesadas por un sistema de diques semi-verticales con orientación SO-NE que actúan en algunos casos como vías preferentes de flujo de agua, pero que funcionan generalmente como barreras hidráulicas. La presencia de estos diques es el factor más relevante en cuanto a la hidrogeología del sector, y provoca que los pozos construidos en esta zona entreguen valores de transmisividad muy variables. La mayor densidad de diques de da en la parte central del eje dorsal. Esta disminuye a medida que nos acercamos a la costa en cualquiera de los dos flancos. Este hecho condiciona una dirección predominante del flujo NE-SW.



Fig. 1. (A) Geología general y edificios volcánicos de Tenerife (modificado de Ancochea et al., 1990).
(B) Perfil geológico general de la isla de Tenerife a lo largo de la línea α-β (modificado de Carracedo et al., 2007).
(C) Mapa Geológico de la Zona de Estudio y piezometría correspondiente a 2012 (Crespo-Arribas, 2014)

La piezometría de la zona de estudio (Fig.1C) muestra que en la zona de estudio el agua subterránea fluye en dirección NO-SE descargando en el mar. También muestra cómo el acuífero se recarga por transferencia lateral desde el SO (Las Cañadas) y en menor medida desde el NE (Sierra de Anaga). La infiltración del agua procedente de la precipitación, los retornos de riego y las pérdidas en las redes de suministro también recargan el acuífero. Esta recarga se ha obtenido para el periodo 2000-2017 en 197 mm/año mediante un balance de agua en el suelo, el cual considera el método de Penman-Monteith (Allen et al., 1998) para la estimar la evapotranspiración.

4. Modelo numérico

El modelo se ha realizado en ModFlow2005, considerando una única capa acuífera formada por el volumen entre el basamento y la superficie topográfica (Fig.2). La posición del basamento es desconocida, puesto que no hay un contacto geológico concreto que actúe como tal. La permeabilidad de los materiales que conforman el acuífero disminuye en profundidad hasta el punto de actuar como basamento. Por este motivo se ha colocado el basamento a cota -100 msnm. El modelo consta de 342 columnas y 408 filas, con tamaño de celdas de 50x50 metros. La zona modelada ocupa una superficie de 354,18 km². Los diques se suponen barreras al flujo y se simulan mediante celdas inactivas. El modelo considera tanto pozos como galerías/minas de extracción de agua (Fig.2), los cuales se simulan como pozos de bombeo con su correspondiente función de caudal. Las condiciones de contorno del modelo son de nivel prescrito igual a cero en las zonas del modelo que limitan con el mar, y de caudal prescrito variable en el tiempo en los contornos SO y NE. Estos últimos se han obtenido del modelo de flujo a nivel insular del que dispone el Consejo Insular de Agua de Tenerife (CIATF), siendo en promedio Q_{so} y Q_{NE} de 2.92 y 0.58 hm³/ año, respectivamente. Los niveles iniciales corresponden con los del año 1990.



Fig. 2. (A) Elevación del terreno; (B) Zonas de recarga; (C) Zonas de permeabilidad hidráulica;
(D) Zonas de almacenamiento y almacenamiento específico; (E) Condiciones de Contorno de caudal prescrito (Q_{Presc}) y Nivel Prescrito (H_{Presc}) del modelo; (F) Niveles iniciales del moldeo, correspondientes a 1990

En la zona de estudio hay siete puntos de agua con un total de 73100 medidas de nivel piezométrico, las cuales se han usado para calibrar los parámetros del modelo. El valor de los parámetros calibrados se muestra en la Figura 2. El error promedio del ajuste entre los niveles calculados y medidos es de 6.7m, con un coeficiente de correlación del 0.91.

La figura 3 muestra la evolución temporal de los términos principales del balance de agua en el acuífero. Las salidas totales de agua del sistema (Q_{out}) tienen una tendencia estacionaria. No obstante las componentes de la descarga no lo son. Como se observa en la Fig.3B Las extracciones en 2016 son un 33% menores que las extracciones de 1992, mientras que la descarga al mar en el 2016 es un 33% mayor que la descarga en 1990. La variación de almacenamiento en el acuífero (DS) muestra una clara tendencia descendente, lo que indica que las entradas de agua en el sistema (Q_{in}) son inferiores a las salidas. Dado que las salidas no han variado sustancialmente en el tempo, la tendencia en variación de almacenamiento se debe a la tendencia en Q_{in} . Dado que la recarga por precipitación es el 90% de la recarga del acuífero, la tendencia de Q_{in} en realidad refleja la tendencia observada en la precipitación, cuyo descenso algunos autores ya relacionan con el impacto del cambio climático en la zona de estudio (Sperling et al., 2004).



Fig. 4. (A) Balance de masas global en el acuífero; (B) Desglose de las salidas de agua en el acuífero

IL modelo numérico se ha alojado en la plataforma *cloud* del GAC. Con la frecuencia estipulada el GAC accede a las nuevas medidas disponibles de las series hidrometeorológicas. Con ellas calcula automáticamente la recarga para las diferentes zonas del modelo. La plataforma accede de igual manera a los nuevos datos disponibles de caudal de bombeo y niveles piezométricos en los pozos del área de estudio. Esto permite saber cómo evoluciona tanto los términos del balance hídrico en el acuífero como la piezometría. Estos datos son fundamentales para corregir la tendencia actual que muestra la variación de almacenamiento. Como resultado el modelo se mantiene constantemente actualizado, lo que permite gestionar la explotación del acuífero desde la sostenibilidad del recurso hídrico.

5. Conclusiones

El acuífero de Los Rodeos muestra una clara tendencia de agotamiento como resultado de la disminución paulatina de la recarga y de la explotación a la que el acuífero se ve sometido. Sin medidas adicionales para incrementar la recarga del acuífero (e.g. balsas de recarga, captadores de niebla, etc) ni existiendo en la actualidad fuentes alternativas de recurso hídrico (e.g. desalinización de agua de mar, depuradoras, etc.) la única opción para aumentar las reservas en el acuífero es la de gestionar las extracciones desde la sostenibilidad del recurso hídrico. El alojamiento del modelo numérico en la plataforma GAC permite gestionar en tiempo real cuál es el estado del acuífero, y cómo reacciona éste a las medidas correctoras que se llevan a cabo para revertir la tendencia en la variación de almacenamiento. Mediante la gestión sostenible y controlada del acuífero se recuperará un recurso estratégico para la isla de Tenerife.

Agradecimientos

Se agradece al Cabildo de Tenerife, a través del CIATF, a la empresa Canaragua, a la AEMET y al Agrocabildo el aporte de los datos usados en este estudio.

Referencias

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO, Rome, 300(9), D05109.
- Ancochea E., Fúster, J.M., Ibarrola, E., Cendrero, A., Coello, J., Hernan, F., Cantagrel, J.M., Jamond, C. (1990). Volcanic evolution of the island of Tenerife (Canary Islands) in the light of new K-Ar data. J. Volcanol. Geotherm. Res., 44, 231–249.
- Braojos-Ruiz, J.J. (2015). La nube, el pino y la otra lluvia. Editor: Consejo Insular de Agua de Tenerife. ISBN978-84-15012-11-5.
- Carracedo, J.C., Badiola, E.R., Guillou, H., Paterne, M., Scaillet, S., Pérez-Torrado, F.J., Paris, R., Fra-Paleo, U., Hansen, A. (2007). Eruptive and structural history of Teide Volcano and rift zones of Tenerife, Canary Islands. Geological Society of America Bulletin, 119(9-10), 1027-1051.
- Crespo-Arribas, N. (2014). Estudio hidrogeológico y modelización del acuífero de Los Rodeos, Tenerife. Tesis de Máster Profesional de Hidrología Subterránea, Universitat Politècnica de Catalunya (UPC).
- Farrujia, I., Braojos, J.J., Fernández, J.D. (2006). Evolución cuantitativa del sistema acuífero de Tenerife. En Proceedings of the III Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente, Zaragoza, Spain (pp. 25-27).
- Jódar, J., Almolda, X., Batlle, F. (2011). Hospedaje activo de modelos de gestión de acuíferos mediante "Cloud Computing". Congreso Ibérico Aguas Subterráneas: desafíos de la gestión para el siglo XXI. AIH-GE. Zaragoza 2011.
- Jódar, J., Almolda, X., Batlle, F., Carrera, J. (2013). Model Hosting for continuous updating and transparent Water Resources Management. Geophysical Research Abstracts, EGU2013-13009-1. European Geosciences Union.
- Sperling, F.N., Washington, R., Whittaker, R. J. (2004). Future climate change of the subtropical North Atlantic: implications for the cloud forests of Tenerife. Climatic Change, 65(1), 103-123.

EVOLUCIÓN DE LOS NIVELES DE INUNDACIÓN EN DOS CORTAS DE LAS MINAS DE THARSIS (FAJA PIRÍTICA IBÉRICA, ESPAÑA)

R. Moreno

Departamento de Ciencias de la Tierra, Centro de Investigación sobre Recursos Naturales, Salud y Medio Ambiente (RENSMA), Universidad de Huelva, Campus 'El Carmen' s/n 21071 Huelva. raulmoreno@ingenieros.com

M. Olías

Departamento de Ciencias de la Tierra, Centro de Investigación sobre Recursos Naturales, Salud y Medio Ambiente (RENSMA), Universidad de Huelva, Campus 'El Carmen' s/n 21071, Huelva

Abstract: The Tharsis mines have been intensively exploited to obtain Cu, S and, to a lesser extent, Au and Ag. The mining began almost 5000 years ago, although the large-scale extractions did not start until 1866 with the arrival of British investors and the open-pit operations. Two main open pits were excavated: North Lode and Sierra Bullones, along with other minor ones. The extractions in Sierra Bullones ended in 1966 while the exploitation of North Lode continued until 1999, when the mining activity in the zone ceased completely. As a consequence, the dewatering pumping was abandoned and soon after the open pits of North Lode and Sierra Bullones began to flood, increasing the water level progressively. Water stored in the open pit are very acidic (pH 2-3) and with a high metal content. If this trend continues, there will come a time when the pits will overflowed and there will be acid discharges to the environment of the area, already heavily degraded. From the available orthophotographs since 1998 and the digital elevation model (DEM) we have determined the temporal evolution of the flooded surface and the water level. In the period 2002-2016 the water level has risen by an average of 2.8 m/year, an evolution that allows us to estimate its future behavior in an approximate way. This work will serve as a basis for a study of the water balance of the open pits in order to know its hydrogeological functioning and predict more accurately its evolution.

Key words: mining, sulphides, acid mine drainage, open pit, water pollution

1. Introducción

La Faja Pirítica Ibérica (FPI) es una de las más importantes regiones mineras de sulfuros polimetálicos. La intensa minería en la FPI ha dejado una gran cantidad de cortas y residuos mineros. La oxidación de los sulfuros y la consecuente producción de lixiviados ácidos de minas (Acid Mine Drainage, AMD) es una de las principales causas de degradación de los recursos hídricos a nivel mundial y ha provocado una intensa contaminación de la red fluvial en la FPI (Galván et al., 2009; Cánovas et al., 2015). Esto es especialmente relevante en las minas de Tharsis, que constituyen la segunda explotación de sulfuros más importante de la provincia de Huelva, cuya explotación cesó completamente a finales del siglo pasado.

El abandono de la minería y el cese de los bombeos de desagüe hacen que se produzca el llenado de las cortas mineras hasta alcanzar un nuevo equilibrio. A menudo este equilibrio se alcanza cuando se produce el rebose de las cortas o se llega a un nivel que conecta con una galería exterior, generándose un nuevo vertido ácido hacia el medio hídrico. En la zona de Tharsis se localizan principalmente 5 cortas mineras (Fig. 1): Filón Norte, Sierra Bullones, Filón Centro, Filón Sur y Corta Esperanza. Las cuatro primeras están parcialmente inundadas con aguas ácidas

(López Pamo et al., 2009). Además, existen numerosas escombreras donde se han depositado diversos residuos mineros que provocan lixiviados ácidos. En la figura 1 se muestran las masas de agua y la red fluvial de la zona, que en su mayor parte está contaminada debido a los diversos vertidos mineros.

El nivel del agua de las cortas de Filón Centro y Filón Sur se encuentra estabilizado mientras que en Filón Norte y Sierra Bullones aún no se ha alcanzado el equilibrio y está subiendo. El rebose de estas cortas produciría un empeoramiento de las condiciones de la red fluvial y podría suponer un problema adicional para el embalse de Alcolea que actualmente se encuentra en construcción (Olías et al., 2011). El objetivo principal de este trabajo es obtener información sobre la evolución de la inundación de Filón Norte y Sierra Bullones desde la paralización de la actividad minera, con el fin de disponer de información para prever su comportamiento futuro.



Figura 1. Localización de las cortas y escombreras de las minas de Tharsis indicando la superficie inundada de las cortas en 2016. Al noroeste se observa el núcleo urbano de Tharsis

2. Zona de estudio

El distrito minero de Tharsis pertenece a la FPI y se sitúa en el centro de la provincia de Huelva con una altitud mínima de 144 m y una máxima de 362 m. La región tiene un clima mediterráneo, con una precipitación media cercana a los 600 mm, pero con gran variabilidad intra e interanual (Galván et al. 2009). Contiene numerosos depósitos de sulfuros que están compuestos principalmente de pirita (más del 90%) y en menor medida calcopirita, esfalerita, galena, calcocita y covellita (Tornos et al., 1997). Los arroyos más importantes son el Rivera de Aguas Agrias, que drena hacia el río Oraque al este y el Rivera de San Agustín al sur, afluente del río Meca en el que se encuentra el Embalse del Sancho.

La explotación de las minas de Tharsis, como muchas otras de la FPI, comenzó hace casi 5000 años en el periodo calcolítico. Posteriormente, la minería sufrió un gran impulso en la época de la civilización tartésica y durante el periodo romano. Después del periodo romano siguió una larga etapa con muy escasa actividad minera hasta 1853 cuando las minas fueron redescubiertas por el ingeniero francés Ernest Deligny, comenzando su explotación tres años después (Deligny, 1863). La minería era subterránea, por medio de huecos y pilares, en las zonas de Filón Norte, Sierra Bullones, Filón Centro y Filón Sur. En 1866 la minería sufrió un gran impulso con la llegada de inversores británicos y la construcción de un ferrocarril hasta el estuario de Huelva para el transporte de mineral, iniciándose la explotación a cielo abierto en Filón Norte y algo después en Sierra Bullones y Filón Centro (Gonzalo y Tarín, 1888). También se continuó con la minería de interior, sobre todo en Sierra Bullones (Checkland, 1967). La explotación en Filón Centro se paralizó en 1884 y en Filón Norte en 1890, concentrándose las extracciones en Sierra Bullones mediante la continuación de la corta y minería de interior.

A partir los inicios del siglo XX, una vez que se explotó la zona de enriquecimiento subterráneo rica en Cu, el objetivo principal de la explotación pasó a ser el azufre contenido en la pirita para la fabricación de ácido sulfúrico. Entre 1937 y 1964 se produjo un nuevo tipo de explotación en Filón Sur con el objetivo de extraer el oro y la plata contenidos en el gossan (Checkland, 1967). Los residuos generados se vertieron en corta Esperanza. A mediados del siglo XX se reanudó la explotación en Filón Centro durante algunos años, ampliando la corta. En esta época se descubrió la masa de San Guillermo colindante con Filón Norte, comenzando en los años 60 la ampliación de la corta de Filón Norte así como la minería de interior en esta zona. Los trabajos de interior de la zona de Filón Norte/San Guillermo se comunicaron con los de Sierra Bullones. En 1966 se abandonó definitivamente la actividad en Sierra Bullones, tras 100 años de intensa explotación. Entre 1990 y 2000 se reanudó la explotación en Filón Sur para la obtención de oro y plata del gossan mediante cianuración.

Desde 1856 hasta la paralización de la minería en el año 2000 se han extraído 40 Mt de sulfuros (Tornos et al., 2009). Hasta 1960 se extrajeron 17 Mt, principalmente en Sierra Bullones (Pinedo Vara, 1963) y el resto (23 Mt) en los últimos 40 años de explotación en la zona de Filón Norte/San Guillermo. A esta cifra habría que sumarle casi 5 Mt extraídos en las épocas romana y prerromana (Gonzalo y Tarín, 1963).

3. Metodología

Para calcular la evolución de la inundación en las cortas de Sierra Bullones, Filón Norte y Filón Sur se ha partido del Modelo Digital del Terreno (MDT) de Andalucía de 2001-2002 que cuenta con una resolución planimétrica de 10 x 10 metros, y de las ortofotografías que proporciona la Junta de Andalucía (Oct-1998, Oct-02, Ago-04), el PNOA (Oct-05, May-07, May-09, Ago-11, May-13, Jun-16) y Google Maps (Jun-2016).

En el estudio de las cortas se ha utilizado el software ArcGis para realizar el tratamiento de los mapas y realización de los cálculos. Para cada ortofotografía se ha realizado la delimitación de la superficie del agua de las cortas y después se halla su área. Para obtener la altura de la lámina de agua se han generado las curvas de nivel cada 1 m a partir del MDT y se ha calculado su área, obteniendo así la relación entre altura y superficie acumulada en cada corta. De esta forma, a partir del área de la superficie inundada de cada ortofotografía se puede interpolar para obtener la altura correspondiente.

4. Resultados y discusión

En la tabla 1 se muestran las características de las cortas estudiadas. La corta de mayores dimensiones es la de Filón Norte con una superficie de 51,7 hm2, mientras que Sierra Bullones es aproximadamente 5 veces más pequeña. La profundidad también es mayor en Filón Norte, 170 m frente a 128 m en Sierra Bullones.

Nombre	Superficie	Longitud	Anchura	Profundidad	Fin minería
	(hm²)	(m)	(m)	(m)	
Filón Norte	51,7	914	541	170	1999
Sierra Bullones	9,8	426	300	128	1966

Tabla 1. Características de las cortas de Sierra Bullones y Filón Norte

En la figura 2 se muestra la situación de ambas cortas para algunas de las fechas en las que existen ortofotografías. En el año 1998 ambas cortas estaban totalmente secas a pesar de que la minería en Sierra Bullones había terminado en 1966. Esto se debe a que en Filón Norte aún se bombeaba agua y que ambas cortas están conectadas en profundidad mediante las labores de minería interior. En el año 2002 ya se observa que había comenzado la inundación en Filón Norte, mientras que Sierra Bullones todavía estaba seca debido a su menor profundidad. En el 2007 se comprueba como la inundación de Sierra Bullones ya había comenzado mientras que aumenta la de Filón Norte. A medida que pasa el tiempo aumenta progresivamente la superficie ocupada por el agua y, por tanto, la cantidad de agua almacenada, como se observa en la ortofotografía más reciente del año 2016.



Figura 2. Evolución de la superficie de agua en las cortas de Sierra Bullones y Filón Norte

A partir de las distintas ortofotografías se ha calculado la superficie inundada para cada fecha y con el MDT se ha obtenido el nivel del agua para cada una de ellas. En la figura 3 se muestra la variación del nivel del agua en ambas cortas desde la paralización de la actividad minera. Para la corta de Sierra Bullones no existe el dato en 2002 ya que en esa fecha aún no había comenzado a inundarse. La altitud del nivel del agua y su variación a lo largo de los años es muy similar en ambas cortas, aunque suele ser ligeramente más alto en Sierra Bullones. Como se ha comentado, este comportamiento es debido a que las cortas de Filón Norte y Sierra Bullones están conectadas en profundidad mediante las labores de minería interior. Se comprueba que el nivel del agua en Filón Norte se ha incrementado en casi 40 m entre 2002 y 2016, lo que equivale a 2,8 m/año También se observa como el incremento de nivel es mayor los primeros años y se va amortiguando con el paso del tiempo, siguiendo aproximadamente una tendencia exponencial, aunque con variaciones dependiendo de las precipitaciones que ocurren entre cada periodo estudiado. Ello es lógico pues los aportes subterráneos a las cortas deben ser mayores al principio, cuando el gradiente hidráulico generado como consecuencia de los bombeos es superior, y disminuyen a medida que el nivel aumenta y el gradiente hidráulico disminuye. Por otro lado, a mayor superficie inundada las salidas por evaporación se incrementan, lo que también puede contribuir a la ralentización del llenado de ambas cortas con el paso del tiempo.

En el futuro, el nivel del agua en ambas cortas continuará subiendo hasta 1) que el agua llegue a una altura en la que produzca el rebose de las cortas ó 2) cuando las salidas por evaporación se igualen con las entradas de agua (subterráneas y superficiales) a las cortas. La cota de rebose de Filón Norte se situaría próxima a 235 m de altura, donde se encuentra un túnel del plano inclinado para la extracción del mineral; a partir de ese punto el agua circularía hacia el río Oraque a través del Rivera de Aguas Agrias. Los bordes de la corta de Sierra Bullones se encuentran a una mayor altitud, pero al estar conectadas ambas cortas, el punto de rebose sería el mismo.



Figura 3. Nivel del agua en las cortas de Sierra Bullones y Filón Norte

Suponiendo que la tendencia observada continuara en el tiempo, se puede realizar una predicción aproximada de cuándo se produciría el rebose de la corta de Filón Norte y la estabilización en Sierra Bullones. La evolución de los niveles observados en Filón Norte se ajustan a una ecuación polinómica de orden 2 (R2=0.99), lo que nos permite deducir que el nivel llegaría a la cota de rebose (235 m) en el año 2051. Aunque estos datos son aproximados, sí se puede asegurar que a corto plazo no van a existir problemas de aportes de contaminantes al medio por el rebose de ambas cortas. No obstante, sería necesario realizar un estudio de detalle de la evolución de las entradas y salidas al sistema formado por ambas cortas para prever su evolución futura de una forma más exacta.

5. Conclusiones

La minería en Tharsis ha creado serios problemas medioambientales en la zona debido a la generación de lixiviados ácidos muy contaminantes que producen un fuerte impacto en los ríos Meca y Oraque. Estos problemas podrían verse agravados si se produce el rebose de aguas ácidas de las cortas de Sierra Bullones y Filón Norte, cuyo nivel está ascendiendo desde la paralización de la actividad minera a finales del siglo pasado.

A partir de la evolución del nivel del agua en ambas cortas, obtenidos a partir del MDT y las ortofotografías disponibles, se comprueba que las cortas de Filón Norte y Sierra Bullones están conectadas porque el nivel ha ascendido casi 40 m entre los años 2002 y 2016, lo que equivale a una media de 2.8 m/año. No obstante, el ascenso es más rápido durante los primeros años y se va moderando con el paso del tiempo.

Si esta tendencia continua, el rebose de Filón Norte y la estabilización del nivel de Sierra Bullones se produciría aproximadamente en el año 2051, por lo que no existe un riesgo para el medio ambiente a corto plazo. No obstante, sería necesario realizar un estudio detallado de las entradas y salidas del sistema para poder realizar una estimación más precisa de su evolución futura.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado gracias a los proyectos de investigación CGL2016-78783-C2-1-R (SCYRE), ERAMIN PCIN2015-242 y LIFE-ETAD ENV/ES/000250.

Referencias

Cánovas, C.R., Peiffer, S, Macías, F., Olías, M., Nieto, J.M. (2015): Geochemical processes in a highly acidic pit lake of the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Chemical Geology* 395: 144-153.

- Checkland, S.G. (1967): *The mines of Tharsis. Roman, French and British entreprise in Spain.* Ed. George Allen & Unwin Ltd. London, 288 p.
- Deligny, E. (1863): Notas históricas sobre las minas de cobre de Sierra de Tharsis. *Revista Minera vol XIV*, 111-121.

- Galván, L., Olías, M., Fernandez de Villarán, R., Domingo Santos, J.M., Nieto, J.M., Sarmiento, A.M., Cánovas, C.R. (2009): Application of the SWAT model to an AMD-affected river (Meca River, SW Spain). Estimation of transported pollutant load. *J Hydrol* 377:445-454.
- Gonzalo y Tarín, J. (1888): Descripción física, geológica y minera de la provincia de Huelva. Memorias de la Comisión del Mapa Geológico de España, Tomo II. Madrid. 660 p.
- Lopez Pamo, E., Sánchez España, F.J., Díez Ercilla, M., Santofimia Pastor, E., Reyes Andrés, J. (2009): Cortas mineras inundadas de la Faja Pirítica: inventario e hidroquímica. IGME, Madrid, p. 233-258.
- Olías, M., Nieto, J.M., Sarmiento, A.M., Cánovas, C.R., Galván, L. (2011): Water Quality in the Future Alcolea Reservoir (Odiel River, SW Spain): A Clear Example of the Inappropriate Management of Water Resources in Spain. *Water Resour Manage* 25:201-215.
- Pinedo Vara, I. (1963): Piritas de Huelva. Su historia, minería y aprovechamiento. Summa, Madrid.
- Tornos, F., Gonzalez Clavijo, E., Spiro, B. (1997): The Filón Norte orebody, Tharsis, Iberian Pyrite Belt: a proximal low-temperature shale-hosted massive sulphide in a thin-skinned tectonic belt. *Mineralium Deposita* 33, 150-169.
- Tornos, F., Lopez Pamo, E., Sánchez España, F.J. (2009): *The Iberian Pyrite Belt*. In: Spanish Geological Framework and Geosites (Eds.: Agueda, J., Palacios, J. and Salvador, C.I.). IGME, Madrid, p. 56-64.

CHEMICAL TRACERS AND STABLE ISOTOPES MIXING MODELS FOR THE STUDY OF GROUNDWATER QUALITY AND RECHARGE IN THE MOROCCAN HIGH ATLAS MOUNTAINS

B. N'DA, L. BOUCHAOU, S. DANNI, Y. AIT BRAHIM (&) E. BERRAOUZ Laboratory of Applied Geology and Geo-Environment, Ibn Zohr University, BP. 8106, Cité Dakhla, 80060. Agadir, Morocco e-mail: baudnda2013@gmail.com

B. REICHERT Steinmann-Institute, Geology, Bonn University, Nussallee 53115 Bonn, Germany

L. HANICH Laboratory of Geo-Resources, Faculty of Science and Technology, Cadi Ayyad University, BP. 549, Marrakech, Morocco

> A. CHEBHOUNI CESBIO, 15 rue Abou Derr. BP 8967 -10000 Rabat Agdal, Morocco

J.-L. MICHELOT UMR IDES 8148 CNRS-Université Paris-Sud 11-Bât 504, 91405 Orsay Cedex, France

Abstract: A common global practice in the High Atlas Mountains is upstream water storage in dammed reservoirs that captures mountainous snowmelt, and downstream agriculture irrigation. However, the intensive use of water for irrigation, coupled with the effects of climate change, makes the region subject to high water stress. This implies the establishment of an integrated management system adapted to such water resources. Effective management of groundwater requires good control upstream of the different sources of supply and their contribution. Thus, we conducted a study on the contribution of the components snow and rain recharge of surface water and groundwater in the High Atlas, using chemical and isotope investigations. The isotopic results from the 2 sites upstream catchments (Souss and Tensift) compared to those obtained in the Draa basin highlight the importance of spatial and temporal variabilities of isotopic signal, which may impact quantifying the contributions of snowmelt to stream flow and groundwater. Using the stable isotope mixing model, the contribution of runoff derived from snowmelt (SN) ranges between 42 and 75% in the headwaters of the studied catchments, while the component of rainfall is 25 to 58%. The low mineralized waters from the High Atlas induce a dilution of the water salinity in the neighboring plains (Souss, Tensift and Draa). The results could be used to help refining hydrological conceptual models at various scales.

Key words: Stable isotopes, Chemical Tracers, Water resources, High Atlas

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

MODELING SOIL TRANSPORT OF PESTICIDES USING DIFFERENT ONE-DIMENSIONAL VADOSE ZONE NUMERICAL APPROXIMATIONS

Rodrigo-Ilarri, J. Rodrigo-Clavero, M.E. Ballesteros-Almonacid, L.

Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA), Universitat Politècnica de València. Camino de Vera s/n, 46022, Valencia (Spain), jrodrigo@upv.es

Abstract: Pesticide application has currently been identified as one of the most relevant soil contamination sources on agricultural areas. However, little effort has been done so far to understand the fate and transport of pesticides in the vadose zone. This work shows the application of two different USEPA numerical models to simulate the fate and transport of pesticides in the unsaturated zone of the aquifer. PESTAN is used to estimate the vertical migration of dissolved organic solutes through the vadose zone to groundwater. Estimates are based on a closed-form analytical solution of the advective-dispersive-reactive transport equation. The model is intended for use in conducting initial screening assessments of the potential for contamination of ground-water from currently registered pesticides and those submitted for registration. The Pesticide Root Zone Model Groundwater (PRZM-GW) was developed as a regulatory model to estimate pesticide concentrations in vulnerable ground-water sources.Both models have been applied to simulate the behavior of pesticides on the scope of a Mediterranean Basin for a set of different environmental scenarios.

Key words: pesticide, modelling, vadose zone

1. INTRODUCTION AND OBJECTIVES

Following USEPA (2005), pesticides are "substances or organisms used to eliminate, incapacitate, modify, inhibit growth of or repel pests. They can be natural or synthetic chemicals, mixtures of these, or living organisms that act as biological control agents".Depending largely on the amount of product used, as well as the physicochemical characteristics of the environment, pesticides can infiltrate the soil and eventually affect the aquifer. Occasionally, such products can be detected in groundwater even after several years. If the infiltration is carried out slowly through the unsaturated soil, there are possibilities of retention and some biological degradation, although their accumulation continues to pose a potential risk to plantations. If they reach the aquifer directly, their elimination by biological actions is very slow or null, and it can end up giving concentrations of pollutant not suitable in abstractions destined for drinking water. In addition, these compounds may react with other compounds in the medium giving rise to by-products which are sometimes more toxic than the starting materials. The major problems arise in the uncontrolled massive applications, in the accidental spills and in the drags produced by very intense rains.

The mobility of pesticides in aquifers depends greatly on their structure and their chemical composition. Pesticides with a complicated molecule are usually retained by the soil, but can be disposed of again when favorable conditions are available. In areas where groundwater levels are deep - with a very long transit time for pollutants in the vadose zone - the problem in groundwater may be deferred in time [USEPA (2005), COST66 (1996)].

The use of numerical models is one of the available alternatives to understand the consequences of using pesticides on soil and groundwater.Pesticides transport simulations have been widely studied (Francaviglia et al. (2000), Francaviglia and Capri (2000)). Some other authors such as

Brusseau and Rao (1989, 1991), Brusseau and Reid (1991) or Brusseau et al. (1989), focused their research on understanding the behaviour of organic pollutants in the vadose zone.

In order to carry out an evaluation of the impact of the choice of the numerical model chosen, the present work compares the results obtained by applying two models of resolution of the transport equation in unsaturated porous media to the same set of input data which refers to a certain area on Valencia Plain aquifer (Spain).

2. Identification and description of numerical models for pesticide analysis

A set of different numerical models are available to study the fate and transport of pesticides both in the vadose zone and the aquifer. The work done by the Soil Modeling Group of FOCUS (Boesten, J. et al., 1997), shows a comprehensive list of numerical modelsused to analyze the transport of pesticides in the vadose zone. The PRZM_GW model (Young, D.F. (2014) was not included in the FOCUS list. In this research, where only scarce field data was available, PESTAN and PRZM-GW were chosen as they allow to perform one-dimensional simulations with a small number of parameters.

Model	References	Objetives	NZS	ZS	1D-2D-3D	Processes
PESTAN	Ravi, V. et al (1992).	Pesticides concen- tration in soil	р		1D	Advection, dispersion and reactions
PRZM_GW	Young, D. F. (2014).	Pesticides concen- tration in soil and groundwater	р	р	1D	Advection, dispersion, reactions and root interactions

The main characteristics of PRZM_GW and PESTAN models are shown in Table 1.

Table 1. Mathematical models for pesticide analysis

2.1. PESTAN model

The PESTAN (Pesticide Analytical) model was a USEPA standard computer code for estimating the transport of organic solutes through soil to groundwater. PESTAN is an easy-to-use tool to make preliminary evaluations when only little and scarce information about the environmental conditions are available, so the use of more complex models is not reliable. The model is based on a closed-form analytical solution of the advective-dispersive-reactive transport equation. The model was developed by Enfield, et al. (1982) and has since been used for initial screening assessments to evaluate the potential for groundwater contamination of currently registered pesticides. The model has also been tested under field and laboratory conditions (Enfield et al., 1982; Jones and Back, 1984; Melancon et al., 1986).

The calculations for the one-dimensional vertical transport of a pollutant dissolved in water are based on the following equation:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t} - k_l C$$
(1)

where C: concentration of contaminant dissolved in water (M/L^3) , t: time (T), x: distance along the flow path (L), D: dispersion coefficient (L^2/T) , v: interstitial or pore-water velocity (L/T), ρ_b : bulk density (M/L^3) , θ : volumetric water content (volume of pore water/total volume), S: solid-phase concentration (mass of pollutant in soil/mass of soil) (M/M), k_i : first-order decay coefficient in liquid phase (1/T). The term is the rate of loss of solute from liquid phase to solid phase due to sorption and can be related with through the Freundlichlinear sorption coefficientK_d.

Being R the retardation factor, then the solution of Eq. (1) can be written as

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2} exp(-k_l t) \left\{ erf\left[\frac{x+x_0 - \frac{vt}{R}}{2\sqrt{D_t/R}}\right] - erf\left[\frac{x - \frac{vt}{R}}{2\sqrt{D_t/R}}\right] \right\}$$
(2)

2.2. PRZM-GW model

PRZM-GW (Pesticide Root Zone Model for GroundWater) is a USEPA computer model that simulates the movement of contaminants in unsaturated soil systems within and immediately below the root zone. It is used as a groundwater risk assessment tool. The model considers different formulations that analyze the transport processes of pesticides in the vadose zone. Thegroundwaterflowisdescribedby Richards equation:

$$\frac{\partial\theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\theta) \frac{\partial h}{\partial t} \right]$$
(3)

and the mass balance equations for the dissolved, adsorbed and gas phases are:

$$A\Delta z \frac{\partial (C_w \theta)}{\partial t} = J_D - J_V - J_{DW} - J_U + J_{QR} + J_{APP} + J_{FOF} \pm J_{TRN}$$
(4)

$$A\Delta z \frac{\partial (C_S \rho_S)}{\partial t} = -J_{DS} - J_{ER}$$
⁽⁵⁾

$$A\Delta z \frac{\partial (C_g a)}{\partial t} = -J_{GD} - J_{DG}$$
(6)

where A: transversal section of the soil column (cm²), Δz : depth (cm), C_w: concentration of contaminant in water (g/cm³), C_s: concentration of contaminant in soil (g/g), C_g: concentration of contaminant in gas phase (g/cm³), a: volumetric air content in soil (cm³/cm³), ρ_s : soil density (g/cm³), J_D: mass flux due to dispersion and diffusion in dissolved phase (g/day), J_v: mass flux due to advection in dissolved phase (g/day), J_{GD}: mass flux due to dispersion and diffusion in gas phase (g/day), J_{DW}: mass flux due to degradation in dissolved phase (g/day), J_{DG}: mass flux due to degradation in gas phase (g/day), J_U: mass flux from the dissolved phase due to root uptake (g/day), J_{QR}: mass flux from runoff (g/day), J_{APP}: mass flux from pesticide application to soil (g/ day), J_{FOF}: mass flux given from the crops to the soil (g/day), J_{DS}: mass flux due to the chemical degradation of adsorbed contaminant (g/day), J_{ER}: mass flux (loss) by dissolution or sediments erosion (g/day), J_{TRN}: mass flux due to other reactions (g/day)

3. Model setup and results

The concentrations soil of the herbicide terbuthylazine were computed using PESTAN and PRZM-GW. The numerical modeling was design to simulate the behaviour of terbuthylazine on a certain area on Valencia Plain aquifer (Spain) were the concentrations of terbuthylazine were measured to be 0,31 μ g/l.

Actual values of K_d that consider the adsorption process due to the presence of clay materials in the soil were not available and adsoprtion processes was simulated via K_{oc} instead. The following values of the model parameters about the properties of terbuthylazine and the soil were admitted:

—solubility in water = 6.5 mg/l

- --half-life = 60 days
- $-K_{oc} = 220 \text{ mg/l}$

—to perform a conservative analysis, the effects of volatilization and any type of degradation prior to the entry of the pesticide into the soil were neglected.

A constant recharge value (precipitation + infiltration) equal to 1030 mm/year was considered. Phreatic level was set at 5 m depth simulating the real conditions found on the area of analysis. As no field information about the type of soil was available, a set of scenarios were defined to analyze the effect of different types of soils and application frequency. Table 2 summarizes the soil parameters considered in the simulations. PRZM-GW simulations were performed considering the parameters shown in Table 3.Single-dose and annual applications of 1 kg/ha, 2 kg/ha and 3 kg/ha were simulated at 3 m and 5 m depth.

Parameter	Sandy Loam	Sandy-Clay Loam	Sandy Clay	Loam	Clay Loam
$ ho_{\rm b}(g/cm^3)$	1.335	1.47	1.28	1.47	1.28
Saturation	0.435	0.42	0.426	0.451	0.476
Characteristic Curve Coeff.	4.9	7.12	10.4	5.39	8.52
K _{sat} (cm/h)	4.42	1.31	0.12	1.04	0.26
f _{oc} (%)	0.71	0.19	0.38	0.52	0.1
Sand (%)	65	60	50	40	35
Clay (%)	35	40	50	60	75

Table 2. Soil parameters used in PESTAN (Varadhan et al. (1982)) and PRZM-GW

Root	Maturity	Harvest	Screen	Groundwater	Albedo
Depth	Date	Date	Length	Temperature	
20 cm	Day 5 Month 12	Day 10 Month 12	1 m	17°C	0.2

Table 3. Parameters used in PRZM-GW



Figure 1. PESTAN simulation results for the different applications (above) and types of soil (below)

Figure 1 shows the results obtained using PESTAN for the different applications and types of soil. Figure 2 shows the results of the PRZM-GW simulations for the same conditions. Finally, Figure 3 shows the comparison of the results obtained by both models for a loamy soil.


Figure 2. PRZM-GW simulation results for the different applications (above) and types of soil (below)



Figure 3. Comparison between PESTAN and PRZM-GW simulation results for a loamy soil. Observed field data (0,3 ppb) is shown (right)

4. Discussion and conclusions

For single dose applications, PESTAN simulation results show a certain degree of proportionality between the application dose and the terbuthylazine concentrations computed (Figure 1 above left). These concentrations are highly dependent on the soil characteristics (being 4 times higher on Sandy Loam than on Sandy Clay). PRZM-GW results also show this proportionality between the application dose and the concentrations (Figure 2 above left). However, the maximum concentration computed islower than the one obtained by PESTAN for the same parameters, though the effect on the soil last longer (Figure 3 left). PRZM-GW is able to reproduce the terbuthylazine concentration data observed in field much better than PESTAN (Figure 3 right). For an annual application of 1 kg/ha /year, the observed concentrations at 5 m depth is very close to the 0,3 ppb observed in field. PESTAN is not able to reach this value, making lower predictions of terbuthylazine concentrations. This fact is due to the fact that PESTAN simulates only single doses and the combined effect of annual doses is obtained by a convolution of the single dose concentration results.

In conclusion, results show that PRZM-GW is a more accurate model to simulate pesticide concentrations in soil. The concentration predictions of PRZM-GW are always higher than those obtained by PESTAN for the same kind of soil with the same set of model parameters. Both models are easy to use and have a friendly user-interface. However, both need some field information that may be difficult to find.

The results of the models are highly-dependent on the actual soil parameters, so a specific sampling data campaign is highly suggested when using these models in real case studies.

Acknowledgements: This work has been partially funded by the Spanish Ministerio de Economía y Competitividad through the research project ¿QUIÉN HA SIDO? – Ref: CGL2014-59841-P

References

- Boesten, J., Helweg, A., Businelli, M., Bergstrom, L., Schaefer, H., Delmas, A., Kloskowski, R., Walker, A., travis, K., Smeets, L., Jones, R., Vanderbroeck, V., Van Der Linden, A., Broerse, S., Klein, M., Layton, R., Jacobsen, O-S and Yon, D. (1997): *Soil persistence models and EU registration*. Final report of the work of the Soil Modelling Work group of FOCUS.
- Brusseau, M.L. and Rao, P.S.C. (1989): Sorption nonideality during organic contaminant transport inporous media. *CRC Critical Reviews in Environ. Contro.*, 19:33.
- Brusseau, M.L. and Rao, P.S.C. (1991): Influence of sorbate structure on nonequilibrium sorption of organic compounds. *Environ. Sci. Technol.*, 25:1501.
- Brusseau, M.L. and Reid, M.L. (1991): Nonequilibrium sorption of organic chemicals by low organic carbon aquifer materials. *Chemosphere*, 22:341.
- Brusseau, M.L., Jessup, R.E. and Rao, P.S.C. (1989): Modeling the transport of solutes influenced by multiprocess nonequilibrium. *Water Resources Research*, 25:1971.
- COST 66 (1996): Fate of pesticides in the soil and the environment. Sorption and mobility working group meeting. Seville. Science Research Development. EU.
- Francaviglia, R., Capri, E., Klein, M., Hosang, J., Aden, K., Trevisan, M. and Errera, G. (2000): Comparing and evaluating pesticide leaching models. Results for the Tor Mancina dataset (Italy). Agricultural Water Management, (44)1-3:135-151.
- Francaviglia, R. and Capri, E. (2000): Lysimeter experiments in Tor Mancina (Italy). Agricultural Water Management, 44, 63-74.
- Ravi, V. and Johnson, J.A. (1992): *PESTAN: Pesticide Analytical Model Version 4.0 User's Guide*, U.S Environmental Protection Agency (EPA).
- USEPA (2005). Guidelines for Responsible Pesticide Use. Adelaide, South Australia.
- Varadhan, R., & Johnson, J. A. (1982): PESTAN Pesticide Analytical Model Version 4.0.U.S Environmental Protection Agency (EPA).
- Young, D. F. (2014): PRZM GW User Manual Version 1.07, U.S Environmental Protection.

IMPACT OF RAINFALL STRUCTURE ON MODELLING SOLUTE LEACHING IN SOIL AND GROUNDWATER

F. Slama

E. GARGOURI ELLOUZE

R. BOUHLILA

University of Tunis El Manar, National Engineering School of TUNIS (ENIT), Laboratory of Modelling in Hydraulics and Environment (LMHE), 1002, Tunis, Tunisia, fairouz.slama@gmail.com

Abstract: Irrigation return fluxes and solute recycling are very important mechanisms impacting groundwater quality and water resources management. Numerical models are often used to estimate water and solute fluxes reaching groundwater in irrigated areas. Climatic data mainly rainfall have an important influence on the estimation of those fluxes. the present paper aims to study the impact of rainfall structure on leaching processes. Soil samples were collected in Korba semi arid coastal plain in Tunisia in dry and wet seasons. Collected field data were used to define the initial solute and flow conditions and to estimate the soil hydraulic parameters for numerical modelling. Different climatic scenarios for three wetness conditions were generated to test the influence of rainfall on solute fate. Results show that both annual rainfall amounts and structure have an impact on solute fluxes quantities reaching groundwater and soil concentrations.

Key words: Rainfall structure, Irrigation return flow, HYDRUS1D, Korba aquifer

1. INTRODUCTION

Several chemical substances are contaminating both soil and groundwater through irrigation return flow mechanisms (Cardona et al., 2004). The quantification and prediction of irrigation return flows in terms of water and solute inflows is a relevant question. Indeed, it is important to integrate this component to the solute and water balance in order to manage irrigation amounts and reduce water losses.

Numerical and conceptual models are used to quantify and to predict solute flow of various agricultural chemical substances contaminating the groundwater. Baran et al. (2008) used AGRI-FLUX (Banton and Larocque, 1997) to model nitrate movement through a homogeneous loess formation and to identify major processes influencing nitrate concentrations along the soil profiles. Javaux and Vanclooster (2004) simulated long term chloride transport through a layered soil. Rajmohan and Elango (2007) used HYDRUS2D to simulate both nitrate and chloride transport in the vadose zone and to estimate their respective solute fluxes towards groundwater. Araguès et al. (1985) calibrated an irrigation project model to propose the best management scheme that reduces the salt flux in the irrigation return flow.McGrath et al. (2008) also focused on the influence of rainfall structure on leaching processes.

Former prediction scenarios of solute transport, under irrigation and climatic boundary conditions, demonstrated that considering the average annual daily value of rainfall generated underestimated solute fluxes towards groundwater and high salt accumulation in soil profiles (Slama, 2010).

The present work aims to study the impact of rainfall structure while modelling the prediction of flow and solute transport to groundwater in three irrigated plots.

2. Material and methods

2.1. Soil Sampling

Soil samples were collected in three irrigated plots in semi arid Korba coastal plain (Northeast Tunisia) (Fig. 1) in both dry and wet seasons. The fields are intensively exploited reaching in some cases three crops per year, and tomato is the dominant crop in Korba plain. The main cropping season for tomato starts usually in March and ends in June. Drip irrigation is widely used, however farmers are reported to overirrigate crops.



Fig. 1. Location of the three plots PN4, PN5 and PN6 where soil samples were extracted (map sources: google earth software)

The total sampled depth reached 4 m, 15 m and 19.5 m. Salinity and chloride were measured in soil saturated paste extracts. Water content was estimated from electrical resistivity imaging (ERT) measurements (Slama, 2010)

2.2. Rainfall Structure

For climatic data, 32 years of daily rainfall records were used. Each annual rainfall temporal structure corresponded to one scenario while each rainfall scenario was classified in a cumulative way so that the end of the year corresponded to 100% of the annual rainfall amount. Then, for each day of cumulative rainfall scenario, percentiles were calculated. We deduced for each percentile a new scenario such as each day corresponded to x-percentile (1%, 5%, 10%, ...50%, ...90% etc) (Fig. 2).



Fig.2 Temporal structure of cumulative rainfall

We considered in this paper 5 scenarios 10%, 25%, 50%, 75% and 90%. These scenarios corresponded to an annual rainfall behaviour.

To simulate an annual rainfall sequence, we selected three wetness conditions: dry (P371), wet (P492) and medium (P730), respectively corresponding to annual rainfall amount under, up and equal to the median (371, 730 and 490 mm/year).

2.3. Modelling solute transport using HYDRUS1D

The modelling study was carried out using HYDRUS1D (Šimùnek et al., 2008). HYDURS1D solves numerically (using Galerkin finite-element schemes) the Richards equation and the convection-dispersion solute transport equation in 1D variably saturated media.

HYDRUS1D was applied to model salt transport in the vadose zone for three profiles corresponding respectively to PN4 (depth=4 m), PN5 (depth=15 m) and PN6 (depth=25 m) (Fig. 1).

In several studies, chloride, considered as a tracer, is used for the modelling of solute movement through the vadose zone (Javaux and Vanclooster, 2004). We will consider Total Dissolved Salts (TDS) as the variable for the solute transport simulations. Indeed, chloride is well correlated to EC (Slama, 2010) and thus to TDS. EC was converted into TDS using a multiplication factor of 0.7.

Soil profiles were assumed to be layered and were divided into layers corresponding each to a soil material. The soil hydraulic properties, according to the Van Genuchten model, were estimated using the Rosetta neural network prediction technique, integrated in HYDRUS1D, based on the percentage of sand, silt and clay measured on the profiles.

Atmospheric boundary conditions with surface runoff were considered at the top of the profile. Besides, root water uptake is integrated to the model using Feddes model (Feddes et al., 1976). Daily potential values of evaporation, transpiration and precipitation (including rainfall (with different conditions and scenarios described in section 2.2) and irrigation (3.5 mm/day during 107 days)) were added as variable boundary conditions. The top boundary condition was repeated 10 times giving a total calculation time of 10 years.

The reference crop evapotranspiration, ETo, was calculated according to the FAO Penman-Monteith method. The code then computes actual transpiration and actual evaporation on the basis of soil saturation conditions. A constant water content was considered as the bottom boundary condition. The top and the bottom solute boundary conditions were assumed as concentration flux ones. The initial conditions were derived from the field study.

3. Results

Cumulative bottom solute fluxes computed for PN6 under dry, median and wet conditions, each with 5 scenarios, are given in Tab.1. We notice that solute flux vary both with scenarios and with the total amount of annual rainfall. Indeed, fluxes are much more important for the wet year (Rainfall=730 mm). However with dryer conditions we can obtain greater solute fluxes reaching groundwater (P371, scenario 90% vs P492 scenarios 10% and 25 %). In addition, the computed flux corresponding to the annual daily average rainfall was about 58.5 g/ha/year.

Cumulative rainfall (mm/ year)	Scenario	Cumulative bottom solute flux (g/ha/year)
	10%	30.8
	25%	32.2
371	50%	32.5
	75%	35.8
	90%	37.1
	10%	32.5
	25%	34.9
492	50%	38.0
492 10 25 492 50 75 90 10 25 90 25 25 25 25 25 25 25 25 25 25	75%	74.3
	90%	130.5
	10%	230150
	25%	202570
730	50%	277020
	75%	383330
	90%	352700

Tab.1 Cumulative bottom solute fluxes

Fig.3 describes TDS profiles calculated for different scenarios and different wetness conditions. We notice that soil profiles get much less concentrated for the wettest condition (P730). Even though the boundary condition corresponding to P371, scenario 90% is considered as dryer than the condition P492, scenario 90%, soil profile gets nearly as concentrated as for the first one. Moreover, soil Profiles are less concentrated for condition P492, scenario 10% than they are for the simulation considering P492, scenario 90%, which demonstrates the impact of rainfall structure on soil leaching.



Fig. 3 TDS profiles calculated after 1825 days (T1) and 3650 days (T2) for (a) P371, Scenario 90%, (b) P730, Scenario 90%, (c) P492, Scenario 10% and (d) P492, Scenario 90%

4. CONCLUSION

Experimental and numerical studies were conducted in Korba coastal plain (Tunisia) to assess the impact of rainfall structure on the solute leaching processes.

Long term simulations using HYDRUS1D, under different climatic conditions, demonstrated that the rainfall amount and structure has an influence on solute fluxes towards groundwater and soil concentration.

Beyond a certain threshold of annual rainfall amount, solute fluxes are less sensitive to rainfall structure.

Future works are to continue the analysis for the remaining profiles PN4, and PN5 in order to compare the depth and granular size effect on leaching processes besides rainfall structure. It is also important to study the influence of the rainfall structure over several years and the next step is to generate different rainfall patterns from a year to another.

References

Aragüés, R., Tanji, K.K., Quílez, D., Alberto, F., Faci, J., Machín, J. and Arrué, J., L. (1985): Calibration and verification of an irrigation return flow hydrosalinity model. Irrigation science, 6(2): 85-94.

Banton, O. and Larocque, M. (1997): Agriflux 2.0. Notice d'utilisation, www.hydriad.com.

- Baran, N., Lepiller, M. and Mouvet, C. (2008): Agricultural diffuse pollution in a chalk aquifer (Trois Fontaines, France): Influence of pesticide properties and hydrodynamic constraints. *Journal of Hydrology*, 358(1-2): 56-69.
- Cardona, A., Carrillo-Rivera, J., Huizar-Alvarez, R. and Garniel-Castro, E. (2004): Salinization in coastal aquifers of arid zones: an example from Santo Domingo, Baja California Sur, Mexico. *Environmental Geology*, 45: 350-366.
- Feddes, R.A., Kowalik, P., Kolinska-Malinka, K. and Zaradny, H. (1976): Simulation of field water uptake by plants using a soil water dependent root extraction function. *Journal of Hydrology*, 31(12): 13-26.

Javaux, M. and Vanclooster, M. (2004): In Situ Long-Term Chloride Transport through a Layered, Nonsaturated Subsoil. 2. Effect of Layering on Solute Transport Processes. *Vadose Zone Journal*, 3:

- 1331-1339
- McGrath, G.S., Hinz, C. and Sivapalan, M.C.W. (2008): Modeling the effect of rainfall intermittency on the variability of solute persistence at the soil surface. *Water Resources Research*, 44(9): W09432.

Rajmohan, N. and Elango, L. (2007): Mobility of major ions and nutrients in the unsaturated zone during paddy cultivation: a field study and solute transport modelling approach. *Hydrological Processes*, 21(20): 2698-2712.

- Šimùnek, J., Šejna, M., Saito, H., Sakai, M. and Van Genuchten, M. Th. (2008): The Hydrus-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media, Version 4.0. Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA.
- Slama F. (2010): Field experimentation and modelling of salts transfer in Korba coastal plain: Impact of seawater intrusion and irrigation practices. PhD thesis. University of Neuchatel, centre of Hydrogeology, 112 p.

IDENTIFYING TRENDS IN THE WATER CYCLE OF THE "GAVE DE PAU" AND "GAVE D'OLORON" CATCHMENT AREAS IN THE NORTHERN PYRENEES

A. WUILLEUMIER

BRGM - Direction Régionale Nouvelle-Aquitaine. Parc Technologique Europarc, 24, Avenue Léonard de Vinci - 33600 PESSAC, France. a.wuilleumier@brgm.fr

J-J. Seguin

Brgm – Scientific Centre. 2, Avenue Claude Guillemin - Bp 36009, 45060, Orléans Cedex 2, France. Jj.seguin@Brgm.fr

Abstract: Studies carried out in France show that the south-western part of the country will be one of the regions most affected by climate change impacts. This study aimed to identify trends in the different components of the water cycle in this region. The study was performed using statistical methods commonly used to analyse hydrological time series, such as the Mann-Kendall and Pettitt non-parametric tests. The tests were applied to several variables, including rainfall, effective rainfall, mean annual discharge, low-flow discharge and piezometric level. Over the long term (1959-2014) and based on Météo France data, the study identified significant negative trends in evapotranspiration in both catchment areas, and in effective rainfall in the Gave d'Oloron basin. Regarding river discharge, significant negative trends were identified for the 1965-2011 period in the mean annual discharge of the 8 rivers studied and in low-water discharge for 6 of the rivers. The Sen slopes calculated show drastic reductions in mean discharge over the same period (up to 50%). However, the same test applied over a longer period was not always significant (1912-2016, Gave d'Oloron), which underlines the importance of the period chosen for analysis. Regarding piezometric levels, significant positive trends were identified in the mean annual water level during the period for which data was available (2001-2015). It is important to note that significant positive trends were also identified in the mean annual discharge of rivers over the same period.

Key words: North Pyrenean catchment basins, hydrology, trend, Mann-Kendall test, Pettitt test.

1. INTRODUCTION

Climate change has become a major concern in recent years because of its social and environmental impacts, which are already evident in various regions across the world. In 2010 in France, the Ministry for the Environment, Energy and the Sea launched the "Explore 2070" project, which is using different climatic, demographic and socio-economic scenarios to develop strategies in view of potential climate change impacts on hydrosystems and coastal environments by 2050-2070 (see Amraoui, 2012, for a summary of the nationwide study in France). At a more local scale, numerous studies are under way or already completed on the consequences of climate change for surface and groundwaters. The study presented in this article concerns two hydrosystems in south-western France. It was conducted under a 5-year regional agreement on groundwater (2015-2020) between the Nouvelle Aquitaine Region, the French State and the BRGM.

2. Aim and data used

The aim of the study was to identify potentially climate-related changes in the catchment basins of two rivers, the Gave de Pau and the Gave d'Oloron, which both rise in the Pyrenees (Figure 1). The research involved analysing available time series for rainfall, ETP, effective rainfall,

discharge rates in both rivers and their tributaries and the levels of the groundwater tables that connect with the two rivers.

The discharge time series analysed were collected from 12 hydrometric stations (Figure 1). At 10 of these, measurements were taken daily for periods of 43 years (1920-1962) to 105 years (1912-2016). For the other two, the measurement period was 28 years (1927-1954) (Table 1). Spectral analysis of all 12 discharge time series clearly shows a "peak" every 12 months and a secondary "peak" every 6 months (Figure 2). The 6-month cycle corresponds to the rainfall-snowmelt regime of the two rivers, which is determined by late autumn rains and snowmelt in the spring.

For the groundwater table levels, 20 piezometers had recorded measurements but of these, only 6 had produced enough data to be statistically significant. The discharge measurements (taken daily) are recent (2002-2016). Over the common measurement period, there is a high correlation between river discharge rates and the levels of the connecting water tables.

The climate, rainfall and ETP data were extracted from the national SAFRAN system run by Météo France. This system interpolates the meteorological variables on a daily basis into a regular 8 km x 8 km grid. For the study, 13 grid cells were selected, running north to south across the two catchment basins (Figure 1).

3. Methodology

The methodology used essentially relies on statistical tests applied to several variables characterising the water level and river discharge time series. These are:

- —the annual (hydrological year) averages, medians, minima and maxima from the time series, —the minimum monthly average discharge in each calendar year (QMNA),
- -the minimum monthly average piezometric level in each calendar year (HMNA).

The river variables analysed also included:

—base flow (which refers to river water that derives from stored sources, such as delayed discharge from groundwater), for which we used the Base Flow Index (Gustard et al., 1992),
—the frequency of maximum monthly discharge rates.

The final step was to calculate effective rainfall, for which we used Thornthwaite's method with the SAFRAN grid data for rainfall and ETP, which we then cross-referenced with the discharge and water level data.

The statistical tests used are those proposed by Kundzewicz et al. (2000), i.e. the Mann-Kendall test for trend detection and the Pettitt test to detect change points (Pettitt, 1979). To check for any autocorrelated data in the time series analysed, we used a modified version of the Mann-Kendall test (Hamed and Rao, 1998). These tests were all applied to the variables listed above.

4. Analysis of the time series for discharge

4.1. Identifying trends

When all of the measurement periods are considered (some time series cover more than 100 years), at least one of the variables in 8 stations out of 12 are characterised by a drop in discharge which is significant (5% risk threshold) to very significant (1% risk threshold), and 7 stations show a drop in QMNA and/or the average annual flow rate. An example is given in Figure 4, showing the average annual discharge of the Saison river at Mauléon, for which the Mann-Kendall and Pettitt tests are highly significant (p-value below 10-4).

The share of the discharge represented by the drop was calculated by applying the Sen slope (Sen, 1968) to the period selected for the tests. The annual averages then showed estimated drops of 50% to 60% in the module for the Neste de Cap de Long discharge (O0105110) between 1948 and 2011 and for the Saison river at Mauléon-Licharre (Q7322510) between 1967 and 2011. A smaller and (statistically) non-significant drop was identified at the stations for the Gave de

Pau at Saint-Pé-de-Bigorre (1959-2016), the Gave d'Ossau at Oloron-Sainte-Marie (1912-2013), the Gave d'Estaing at Estaing (1927-1954) and the Ouzom at Arthez-d'Asson (1927-1954), and a significant drop for the Lourdios-Ichère at Lourdios-Ichère (1920-1962). A significant to very significant drop in QMNA appears at 5 stations, and a non-significant drop at 3 or 4 other stations (if we include the Gave de Pau station at Bérenx, where the QMNA dropped to 9.5% of QMNA5 between 1923 and 2016).

A common measurement period was chosen to ensure homogeneous results: the Mann-Kendall test (modified by Hamed and Rao) was applied to the average discharge and QMNA produced by 8 hydrometric stations with virtually complete time series over 45 years (1967-2011). All show a significant downward trend (Table 2) in the annual average discharge and 6 show a downward trend in QMNA. Applying the Sen slope over 45 years shows that the average annual discharge at all stations dropped by up to and over half of the module over the period studied. An interesting point is that in stations where no (statistically) downward trend was identified over a longer period (Q7412910, Q5501010), there is a systematic drop during the 1967-2011 period. Boe and Habets (2014) have shown a climate-related cycle that could account for these observations.

4.2. The Base Flow Index

The Base Flow Index (BFI) is the ratio of the base flow (water which is assumed to enter the river from a hydrosystem over a certain lapse of time) over the entire river discharge. The calculation method used was developed by the Wallingford Institute of Hydrology (Gustard et al., 1992).

As very long time series were available for discharge, there were grounds for investigating whether the BFI had varied over several decades. The time series were therefore subdivided into 2 or 3 periods of about 30 years each. Depending on stations and periods, the BFI varies from 0.51 (Saison river at Mauléon-Licharre, 1967-1980) to 0.76 (Gave de Pau at Saint-Pé-de-Bigorre, 1959-1980). Except for the Gave d'Oloron at Escos and the Neste de Cap de Long, the BFI dropped between period 2 (from the late 1940s to 1980) and period 3 (1981 to 2016), reflecting a drop in the base flow share of the total discharge. Although this implies a relative increase in the share of rapid input into the rivers, it does not imply an increased contribution in absolute values (the observed drops in effective rainfall in fact suggest the reverse). This is illustrated by the Gave de Pau measurements at Bérenx, for example. The average module is 81.6 m³/s over the entire period from 1923 to 2016, 76.5 m³/s from 1923 to 1945, 87.8 m³/s from 1948 to 1980 and 76.9 m³/s for the last period in the time series. Once the BFI is known for each of the three periods, it is possible to calculate the shares of rapid input and base flow input in the total discharge (Table 3). This shows very slight variations in rapid input, and a very significant increase (+20%) in the base flow share from 1948 to 1980.

Given the rainfall-snowmelt regime of river discharge in the two catchment basins, the drop in the BFI should not be interpreted necessarily as a decline in groundwater input into the rivers, as it could also indicate a drop in snowmelt input. This still needs to be analysed, although the shrinking glaciated areas in the Pyrenees would tend to support this hypothesis (Figure 5).

5. Analysis of the time series for water levels

Because only a few years of water level measurements were available, the period analysed is much shorter than for discharge (2002-2016). The analysis shows an upward trend (significant and non-significant) in the averages from 5 piezometers out of 6. The results are more varied for the other variables, and do not point to any clear conclusions. The contradiction between this upward trend and the results for average annual discharge is only apparent, because it disappears when the latter are tested for the same period as for the water levels. Both variables are then highly correlated and both show an upward trend. This result clearly shows the importance of the period chosen to apply the tests.

6. Analysis of the time series for effective rainfall

A long-term downward trend (1959-2014) appears for effective rainfall as well as for discharge: this trend is significant for the upstream reaches of the Gave d'Oloron but not significant for those of the Gave de Pau. The trend is essentially due to an upward trend in ETP, with a change point in the second half of the 1980s. Figure 6 shows the trend calculated for effective rainfall in the Gave d'Oloron catchment area, which is significant at the 5% risk threshold (p-value 0.026), superimposed over the curve calculated for average discharge at station Q7002910 (also significant at the 5% risk threshold - p-value 0.021).

7. Conclusion

By applying statistical tests to different periods and to a large number of characteristic variables of the water cycle, it becomes possible to compile an anthology of information on a given area. In the case of the Gave de Pau and Gave d'Oloron catchment basins, multi-variable analysis shows a significant decline in river discharge from 1967 to 2011, which is consistent with the trend for effective rainfall over the same period. This does not contradict the upward trend in piezometric levels identified over a much shorter period (2002-2016), which is consistent with the trend in average annual discharge over that same period. Finally, analysis of the Base Flow Index from 1948 to 1980 and from 1981 to 2016 shows the declining share of base flow input entering most of the rivers in these catchment basins. This point still needs to be correlated with changes in the area of glacial surfaces in the Pyrenees.

References

Amraoui, N. (2012), Changement climatique, Explore 2070. BRGM/RP-61483-FR vol. 9.

- Boe J., Habets F. (2014) Multi-decadal river flow variations in France. Hydrol. Earth Syst. Sci., 18, 691-708.
- Gustard, A., Bullock, A., Dixon, J. M. (1992), Low flow estimation in the United Kingdom. Wallingford, Institute of Hydrology, (IH Report No.108).
- Hamed, K.H., Rao, A.R. (1998), A modified Mann–Kendall trend test for autocorrelated data. J. Hydrol., 204, 219-246.
- Kundzewicz, Z. W. & Robson, A. (eds), (2000), Detecting Trends and Other Changes in Hydrological Data. World Climate Programme - Water, World Climate Programme Data and Monitoring, WCDMP-45, WMO/TD no. 1013. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.
- Pettitt, N. (1979), A non parametric approach to the change point problem. App. Statist. 28, núm. 2.
- Seguin J.J., Wuilleumier A. (2017), Recherche d'évolutions climatique et hydrologique dans les bassins versants des Gaves de Pau et d'Oloron. Final report. BRGM/RP-66802-FR.
- Sen, P.K. (1968), Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. J. Am. Stat. Assoc. 63, 1379-1389.

Acknowledgements

This study was supported financially by the European Union ERDF programme, the Nouvelle Aquitaine Region, the Pyrénées-Atlantiques *Département* and the Adour-Garonne Water Agency.



Figure 1 Locations of the piezometers and gauging stations producing the data analysed in the study

Code	Name of river	Period	Basin (km ²)
O0105110	The Neste de Cap de Long at Aragnouet [Les Edelweiss]	1948-2011	5
Q4124010	The Gave d'Héas at Gèdre	1948-1995	84
Q4801010	The Gave de Pau at Saint-Pé-de-Bigorre [bridge at Rieulhes]	1959-2016	1120
Q5501010	The Gave de Pau at Bérenx [bridge at Bérenx]	1923-2016	2575
Q6142910	The Gave d'Ossau at Oloron-Sainte-Marie [Oloron-Sainte-Croix]	1912-2013	488
Q6332510	The Gave d'Aspe at Bedous [bridge at Escot]	1948-2011	425
Q7002910	The Gave d'Oloron at Oloron-Sainte-Marie [Oloron-SNCF]	1912-2016	1085
Q7322510	The Saison river at Mauléon-Licharre [Berrogain Laruns - Cibi]	1967-2011	480
Q7412910	The Gave d'Oloron at Escos	1949-2016	2456
Q6404010	The Lourdios-Ichère river at Lourdios-Ichère	1920-1962	46
Q4844010	The Ouzom river at Arthez-d'Asson	1927-1954	129
Q4654310	The Gave d'Estaing at Estaing [Las Counces]	1927-1954	38.5

Table 1. List of hydrometric stations used for the study



Figure 2. Spectral analysis of the time series for the Gave de Pau at station Q4801010



Figure 3. Discharge in the Gave d'Oloron (Q7002910) and water table levels measured by piezometer 10295X0032



Figure 4. The Mann Kendall and Pettitt tests applied to Saison river discharge (Q7322510)

Station	Début	Fin	Nb années retenues	Valeurs moyennes		Module (m3/s)	Pente Sen (m3/s par an)	Proportion baisse	QMNA		Pente Sen (m3/s par an)	QMNA moyen	Proportion baisse
O0105110	01/01/1967	31/12/2011	43		TS	0.26	-0.003	-44%	pente n	ulle	0.000	0.017	0%
Q4801010	01/01/1967	31/12/2011	45		TS	46.03	-0.270	-26%		ΤS	-0.233	20.6	-51%
Q5501010	01/01/1967	31/12/2011	45	Deless	TS	81.10	-0.802	-45%	Paissa	TS	-0.338	31.8	-48%
Q6142910	01/01/1967	31/12/2011	44		TS	19.49	-0.216	-50%		TS	-0.073	5.59	-59%
Q6332510	01/01/1967	31/12/2011	45	Daisse	S5	23.45	-0.111	-21%	Daisse	S 5	-0.047	6.64	-32%
Q7002910	01/01/1967	31/12/2011	45		TS	51.68	-0.375	-33%		S5	-0.133	16.4	-36%
Q7322510	01/01/1967	31/12/2011	45		TS	23.88	-0.300	-57%		S 5	-0.057	5.39	-47%
Q7412910	01/01/1967	31/12/2011	45		S10	101.78	-0.369	-16%	BNS		-0.120	26.5	-20%

Table 2. Results of applying the Mann-Kendall test to average annual values and QMNAmeasured at hydrometric stations providing time series for the 1967-2011 period

Période	Module (m3/s)	BFI	Q de base (m3/s)	Q rapide (m3/s)
1924-1945	76.5	0.656	50.2	26.3
1948-1980	87.8	0.691	60.7	27.1
1981-2016	76.9	0.666	51.2	25.7

 Table 3. The Gave de Pau at Bérenx – percentages of base flows and rapid flows deducted from the BFI values calculated



Figure 5. Retreat of the Ossoue glacier from 1911 to 2012 (Association Moraine)



Figure 6. Sen curve calculated for annual effective rainfall in SAFRAN grid-cell 1761 and for average annual discharge at station Q7002910. The vertical yellow line shows the change point date for effective rainfall; the vertical red line shows the change point date for river discharge

MODELING OF AN AMPEROMETRIC BIOSENSOR RESPONSE FOR THE DETECTION OF POLLUTANTS IN WATER SAMPLES

Асні Fетні Département de Génie des procédés, Faculté de sciences appliquées, Kasdi Merbah University, Ouargla 30000, Algeria E-mail: achifethi@hotmail.fr

BENSANA AMIRA Département de Génie des procédés, Faculté de Technologie, Ferhat Abbas-SETIF-1-university, SETIF Algeria

BOUGUETTOUCHA ABDALLAH Département de Génie des procédés, Faculté de Technologie, Ferhat Abbas-SETIF-1-university, SETIF Algeria

Abstract: A mathematical model of an amperometric biosensor response for the determination of pollutants in water samples has been developed. The model is based on the reaction-diffusion system of species. The numerical simulation of an amperometric biosensor response was carried out using the implicit finite difference technique. The theoretical investigation is based on the determination of geometric and kinetic parameters of biosensor such as: diffusion coefficients of species and the thickness of enzymatic layer. The numerical results will be compared with experimental ones for the estimation of various conditions influencing the biosensor performance such as, rate of inhibition, reaction time of inhibitor.

Keywords: Amperometric biosensor; diffusion-reaction system; enzyme; inhibition; modeling, numerical simulation.

1. INTRODUCTION

The use of novel biosensing technologies is of increasing importance in multiple fields, the most one is the instantaneous evaluation of groundwater quality. This last are decreased in the presence of pollutants in water samples. Amperometric biosensors are widely applied for the determination of pollutants. In this work, we have described the effect of diffusion-reaction system of pollutants on the amperometric biosensor response.

The quantitative determination of toxic compounds at low concentration using useful monitoring devices is often required and of great importance. Therefore, biosensors provide a more effective on-site control of water treatment processes. In addition, biosensors show important advantages: simplicity of analysis, low cost, high sensitivity and short response time (Ruzgas, *et al.*, 1995). Inhibition-based biosensors have been developed for specific determination of sulphides with simplicity, specificity and accuracy. (Liu, *et al.*, 2008 and Savizi, *et al.*, 2012)

Cyanide is known to be an extremely poisonous substance and a highly toxic pollutant of surface and ground waters. However, it is widely used, due to its excellent properties, in different applications such as that in the chemical industry (1.5 million tons/year), ores extraction (e.g. gold and silver), and plastics production (Frizzarin *et al.*, 2013 and Ghanavati and Tavallali *et al.*, 2014). Cyanide is an ion readily absorbed by living organisms by inhalation, oral and dermal routes of exposure (Fernandez-Argüelles *et al.*, 2003). The main toxic effects of cyanide are attributed to its high affinity towards the iron atoms of haemoproteins such as peroxidase, ferric haemoglobin and myoglobin, as well as catalase. It also binds to the ferric form of cytochrome-c and inhibits the mitochondrial electron-transport chain (Tavallali *et al.*, 2014), thus inhibiting the oxygen transference of the main parts of human body such as the brain, heart and lungs, and consequently disrupts the mechanism of the whole organism (Ghanavati *et al.*, 2014).

The mathematical models are a useful tool for the kinetic and geometric analysis of biosensors (Cambiaso et al., 1996). Several mathematical models have been developed to describe the amperometric response of glucose sensor (Kulys, *et al.*, 1983 and Lemke (1988) and Mell *et al.*, 1975 and Croce *et al.* 2012 and Parker, *et al.*, 1987). There are some theoretical approaches devoted to the kinetic study of the biosensors based on inhibition systems (Gray et al. (1989) and Emmanuel *et al.*, 1974 and Valero *et al.*, 1991 and Yang *et al.*, 2005 and Zhang *et al.*, 2001 and D. Simelevicius, *et al.*, 2010), but there have been only a few studies on the modeling of biosensor based inhibition by excess of substrate and product (Kulys *et al.*, 2006 and Zhang *et al.*, 2001). However, in our work, the model developed is able to simulate the irreversible inhibition. In our best of knowledge, this work is considered as the first mathematical modeling of Biosensor coupled to irreversible inhibition.

2. MATHEMATICAL MODEL

2.1. Physical description of diffusion-reaction system

In the present paper, a mathematical model was developed to optimize the configuration of HRP biosensor and to describe the inhibitor effect on the amperometric biosensor response. The model is based on reaction-diffusion equations containing a non-linear term related to Michaelis-Menten kinetics. The simulation of the biosensor response was carried out using the finite difference technique. The model can be used to investigate the effect of physical and kinetic parameters of biosensor.



Scheme of principal structure of inhibition based biosensor

2.2. Equations of the model

The diffusion system for each species can be described by the following equation:

$$\frac{\partial C}{\partial T} = \overline{D}_{Cd} \frac{\partial^{-} C}{\partial X^{2}}$$

The diffusion – reaction mechanism equations In the enzyme membrane, are as follows:

$$\begin{pmatrix} \frac{\partial S}{\partial T} = \frac{\partial^2 S}{\partial X^2} - V(S, Ib) \\ \frac{\partial P}{\partial T} = \overline{D}_{pm} \frac{\partial^2 P}{\partial X^2} + V(S, Ib) \\ \frac{\partial Ib}{\partial T} = \overline{D}_{im} \frac{\partial^2 Ib}{\partial X^2} - K_i. Ea. Ib \\ \frac{\partial Ea}{\partial T} = -K_i. Ea. Ib \end{cases}$$

The kinetic term describing the competitive mechanism of inhibition is as follows,

$$V(S, Ib) = \frac{v_{max} \cdot S}{(1+K_i/Ib)+S}$$
 Where $V_{max} = K_{Cat}$. EaBoundary conditions, (t > 0) are:

- At electrode surface (X = 0), the substrate and the inhibitor are electro-inactive substances,

$$\frac{\partial S}{\partial X}\Big|_{X=0} = 0$$
 and $\frac{\partial Ib}{\partial X}\Big|_{X=0} = 0$

The product concentration is reduced to zero due to the fast charge transfer,

$$P|_{X=0} = 0$$

- At the enzyme membrane / diffusion layer interface, the mass conservation of each species is given as follows,

$$\overline{D}_{Cm} \frac{\partial C}{\partial X}\Big|_{X=1^{-}} = \overline{D}_{Cd} \frac{\partial C}{\partial X}\Big|_{X=1^{-}}$$

Where: C = substrate S, Product P, inhibitor Ib, \overline{D}_{cd} is the diffusion coefficient of substrate (\overline{D}_{sd}) , product (\overline{D}_{pd}) and inhibitor (\overline{D}_{id}) in diffusion layer.

In the bulk solution $(X = 1 + \delta_d)$, the concentrations of substrate and inhibitor are equals to their initial values and remain constant,

$$S(1 + \delta_d, T) = S_0$$
 and $Ib(1 + \delta_d, T) = Ib_0$

Initial conditions, at the injection time of the substrate (T = 0), the initial conditions are as follows;

$$S(X,T_0) = \begin{cases} 0 & for \ 0 \le X < 1 + \delta_d \\ 1 & for \ X = 1 + \delta_d \\ P(X,T_0) = 0 & for \ 0 \le X \le 1 + \delta_d \end{cases}$$

The inhibitor was injected at time $(T = T_0)$;

$$Ib(X,T_0) = \begin{cases} 0 & for \ 0 \le X < 1 + \delta_d \\ Ib_0 & for \ X = 1 + \delta_d \end{cases}$$

The current density equation is obtained according to Faraday's and Fick's laws,

$$I(T) = \overline{D}_{pm} \frac{\partial P}{\partial X} \Big|_{X=0}$$

where : $I(T) = i(t) * \frac{l_m}{ne.F.D_{sm}.k_M}$

3. Results and discussion

The inhibition measurements started when the HRP biosensor was incubated into cell containing 10 mL acetate buffer solution (pH = 6.0) and 1 mM H_2O_2 . Then, a 10 µM of caffeic acid (substrate) was added to record a steady-state current (I_0). After adding a known inhibitor concentration in solution, the decreased current (I_1) was recorded, which was directly proportional to the final concentration of inhibitor in solution. Under inhibition effect of sulfide the current (I_1) is smaller than current (I_0), the degree of inhibition (I (%)) was evaluated according to the following equation:

$$I(\%) = \frac{I_0 - I_1}{I_0} \times 100$$

In figure 2 is shown the effect of the inhibitor concentration on the maximal current intensity. As one can see, the steady-state current is very sensitive to the inhibitor concentration. Figure 3 shows the influence of dimensionless constant of irreversible inhibition on the biosensor response. We observed that the current density is decreased just at the moment we inject the inhibitor. The current density decrease considerably when the large value of irreversible inhibition constant is used.



Fig. 1. Amperometric HRP biosensor response for the determination of inhibitors (A. cyanide and B. sulfide)



In Figure 4, the concentration curves of inhibitor in the E-matrix and the diffusion layer are plotted at different incubation time. Figure. 5 shows the normalized output signal of biosensor in case when the inhibitor and substrate are initially present together (black curve) and when the inhibitor is injected after to reach steady state current (red curve), the decrease of the biosensor response in both cases depend strongly to the inhibition rate of the active site of enzyme.



Fig. 5. Effect of the reaction time of inhibition on the biosensor response, (black curve) the inhibitor

Fig. 4. Concentration curves of the inhibitor in the E-matrix and the diffusion layer at different step of times

4. CONCLUSION

A mathematical model based on second Fick's law and modified Michaelis-Menten kinetics, has been developed to simulate the amperometric biosensor response. The biosensor responses to various conditions such as, rate of inhibition, reaction time of inhibitor were simulated. The numerical results will be compared with experimental ones for the kinetic study and geometric analysis of biosensors based inhibition.

References

- Cambiaso, Delfino, A., L., Frattarola, M., Verreschi, G., Ashworth, D., Maines, A., Vadgama, P. (1996): Modeling and simulation of a diffusion limited glucose biosensor. *Sens. Actuators B*, (33) 203-207.
- Croce Jr., R.A., Vaddiraju, S., Papadimitrakopoulos, F., Jain, F.C. (2012): Theoretical analysis of the performance of glucose sensors with layer-by-layer assembled outer membranes. *Sensors*, (12): 13402-13416.
- Emmanuel, T., Rakitzis, (1974): kinetics of irreversible enzyme inhibition by an unstable inhibitor. *Biochem. J.*, (141): 601-603.
- Fernandez-Argüelles, M.T., Costa-Fernndez, J.M., Pereiro, R., Sanz-Medel, A. (2003): Room temperature phosphorimetric determination of cyanide based on triplet state energy transfer. *Anal. Chim. Acta*, (491) 27-35.
- Frizzarin, R.M., Rocha, F.R.P. (2013): A multi-pumping flow-based procedure with improved sensitivity for the spectrophotometric determination of acid-dissociable cyanide in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, (758):108-113.
- Ghanavati, M., Azad, R.R., Mousavi, S.A. (2014): Amperometric inhibition biosensor for the determination of cyanide. *Sensors Actuators B*, (190): 858-864.
- Gray, P.J., Duggleby, R.G. (1989): Analysis of kinetic data for irreversible enzyme inhibition. *Biochem. J.*, (257): 419-424.
- Kulys, J.J. (1981): The development of new analytical systems based on biocatalysts, Anal. Lett, (14 B6):377-397
- Kulys, J.J. (1981): Development of new analytical systems based on biocatalysers. *Enzyme Microb Technol*, (3) 344-352
- Kulys, J.J., Sorochinskii, V.V., Vidziunaite, R.A. (1986): Transient response of bienzyme electrodes. *Biosensors*, (2) 135-146
- Kulys, J.J., Cenas, N.K. (1983): Oxidation of glucose oxidase from penicillium Vitale by one and two-electron acceptors. *Biochim. Biophys. Acta*, (744): 57-63.
- Lemke, K. (1988): Mathematical simulation of an amperometric enzyme-substrate electrode with a PO₂ basic sensor. Part 2. Mathematical simulation of the glucose oxidase glucose electrode. *Med. Biol. Eng. Comput*, (26): 533-540.
- Liu, L., Chen, Z., Yang, S., Jin, X., and Lin, X. (2008): Sensors. Actuators B, (129): 218-224.
- Savizi, I.S.P., Kariminia, H.R., Ghadiri, M., and Roosta-Azad, R. (2012). *Biosens. Bioelectron*, (35): 297-301.
- Mell, L.D., Maloy, T.A. (1975):Model for the amperometric enzyme electrode obtained Through digital simulation and applied to the immobilized glucose oxidase system. *Anal. Chem.* (47): 299-307.
- Mizutani, F., Yamanaka, T., Tanabe, Y., Tsuda, K. (1985): An enzyme electrode for L-lactate With a chemically amplified response. *Anal. Chim. Acta*, (177): 153-166.
- Parker, J.W., Schwartz, C.S. (1987): Modeling the kinetics of immobilized glucose oxidase. *Biotechnol. Bioeng*, (30):724-735.
- Ruzgas, T., EmnCus, I.J., Gorton, L., and Marko-Varga, G. (1995): Analytica. Chimica. Acta,: (311)-245.
- Simelevicius, D., Baronas, R. (2010): Computational modeling of amperometric biosensors in the case of substrate and product inhibition, *J. Math. Chem.*, (47): 430-445.
- Tavallali, H., Deilamy-Rad, G., Parhami, A., S.K., (2014): Dithizone as novel and efficient chromogenic probe for cyanid detection in aqueous media through nucleophilic addition into diazenylthione moiety. Spectrochim. Acta A Mol. Biomol. Spectrosc, (121): 139-146.

- Valero, E., Varon, R., Garcia-Carmona, F. (1991): A kinetic study of irreversible enzyme inhibition by an inhibitor that is rendered unstable by enzymic catalysis. *Biochem. J.*, (277): 869-874.
- Yang, J., Jamei, M., Yeo, K.R., Tucker, G.T., Rostami-Hodjegan, A. (2005): Kinetic values for mechanism-based enzyme inhibition: assessing the bias introduced by the conventional experimental protocol. *Eur. J. Pharm. Sci.*, (26): 334–340.
- Zhang, S., Zhao, H., John, R. (2001): Development of a quantitative relationship between inhibition percentage and both incubation time and inhibitor concentration for inhibition biosensors
 theoretical and practical considerations. *Biosens. Bioelectron*, (16): 1119-1126.

1.3. GROUNDWATER AND CLIMATE CHANGE

AN INDEX-BASED METHOD TO ASSESS IMPACTS OF GLOBAL CHANGE ON SEAWATER INTRUSION PROBLEMS

L. BAENA RUIZ Spanish Geological Survey (IGME), Urb. Alcázar del Genil, 4-Edif. Zulema, Bajo, 18006 Granada Spain. e-mail: l.baena@igme.es

D. PULIDO-VELAZQUEZ Spanish Geological Survey (IGME), Urb. Alcázar del Genil, 4-Edif. Zulema, Bajo, 18006 Granada Spain. e-mail: HYPERLINK "mailto:d.pulido@igme.es" d.pulido@igme.es

> A. RENAU-PRUÑONOSA Jaume I University, Castellón, Spain. arenau@guest.uji.es

I. MORELL Jaume I University, Castellón, Spain. morell@uji.es

C. LLOPIS-ALBERT Universitat Politècnica de València, Valencia, Spain. cllopisa@gmail.com

A.J. COLLADOS-LARA Spanish Geological Survey (IGME), Urb. Alcázar del Genil, 4-Edif. Zulema, Bajo, 18006 Granada Spain. e-mail: HYPERLINK "mailto:aj.collados@igme.es" aj.collados@igme.es

> J. SENENT-APARICIO UCAM, Murcia, Spain. jsenent@ucam.edu

Abstract: Global change (GC) might produce important changes in the components of the water balance in coastal aquifers modifying the dynamic of the seawater intrusion (SWI). An assessment of these impacts on freshwater-seawater interaction requires an integrated analysis of quantity and quality issues. In this paper we propose a method to assess and summarise impacts of GC on SWI at different spatial scale. It requires generating consistent plausible future scenarios taking into account climate change, Land Use and Land Cover (LULC) change and Sea Level Rise (SLR) in coastal aquifers. We propose an integrated analysis of the hydrological impacts of potential future scenarios based on a sequential coupling of mathematical models: rainfall-recharge models, agronomic water requirements and irrigation returns models, and fuid density-dependent flow models. We intend to use these models' results (hydraulic head and chloride concentration maps) to apply an indices-based method to assess and summarize SWI problems (status and vulnerability) at different spatial scale, moving from maps to 2D conceptual cross sections and lumped indices. It can help to identify coastal groundwater bodies in risk of not achieving a good status in accordance with the Water Framework Directive and to identify possible management strategies to reduce existing impacts. The temporal evolution of the indices can be used to assess resilience and trends respect to SWI problems in the historical period and future potential scenarios. In this work we show the results obtained for the Plana de Oropesa-Torrablanca aquifer but different groundwater (GW) bodies and temporal periods can be compared.

Key words: Global change, Seawater intrusion, Coastal aquifer, Lumped indices, Vulnerability

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

INFLUENCE DES VARIATIONS CLIMATIQUES SUR LES RÉSERVES D'EAU SOUTERRAINE DES PLAINES DE ZANA CHOTT SABOUN ET GADAINE (NORD-EST ALGÉRIEN)

BELALITE Halima MENANI Mohamed Redha Laboratoire MGRE Univ. Batna 2halimablt@yahoo.fr; redha.menani@univ-batna2.dz

Résumé: Les sous bassins de Zana Chott Saboun et Gadaine appartiennent à l'ensemble structural des hautes plaines constantinoises et s'étendent sur une superficie de 1400 Km². On est en présence d'un système aquifère bi-couches séparées par une couche imperméable : —Un aquifère alluvionnaire du Mio-Plio-Quaternaire, d'épaisseur n'excédant pas une cen-

taine de mètres, qui est pratiquement à sec de nos jours, sauf à proximité des chotts. —Un aquifère dans les calcaires fissurés du Jurassique et du Crétacé, exploité par des centaines de forages.

Le climat qui y règne est de type semi-aride avec des précipitations annuelles n'excédant pas les 400 mm et une moyenne de température de 16°C. La région a connu ces dernières années, une sécheresse importante avec une perturbation du régime de précipitation. Cette agressivité climatique provoque l'absence de couverture végétale, exposant ainsi la région à une augmentation des températures, à l'évaporation, d'où une très faible infiltration et un déficit d'écoulement.

Des campagnes piézométriques ont été réalisées sur trois années consécutives. La majorité des points d'eau atteignent des profondeurs de 60 à 180 m et sont destinés en grande partie à l'irrigation. L'écoulement des eaux souterraines est orienté vers les exutoires naturels des deux plaines qui sont des chotts et sebkhas (lacs salés).

Une analyse statistique des données climatiques de différentes stations de la région montrent des perturbations du régime de précipitation avec des incidences nettes sur la recharge des aquifères et sur leurs piézométries.

Mots clés: Variations climatiques, sécheresse, eaux souterraines, Algérie.

1. INTRODUCTION

Cette étude porte sur l'analyse des battements piézométrique dont l'origine est les changements climatiques. L'approche méthodologique prend en compte l'analyse de la variabilité climatique, Les résultats de cette étude ont permis de caractériser les principales manifestations de la variabilité climatique (des précipitations sans pour autant influencés les niveaux piézométriques). Les précipitations, qui sont le facteur principal de l'alimentation des eaux souterraines, ont une influence sur la variabilité des écoulements à toutes les échelles de temps. L'étude des séries hydrométriques permet donc d'évaluer la réponse des nappes aux variations du climat. Dans cette optique, nous allons examiner l'évolution des précipitations et des écoulements au cours des dernières décennies dans les sous bassins versant de Zana Chott Saboun et Gadaine en marginalisant les sorties (stables durant ces dernières années).

2. Matériels et méthodes

Les données utilisées dans ce travail proviennent de sept stations pluviométriques et les mesures des niveaux piézométriques de deux plaines d'étude, ont été réalisé sur plusieurs années. La majorité des points d'eau recensés sont bien dispersés dans la plaine, servant en grande partie à l'irrigation. La totalité des points d'eaux sont à des profondeurs de 60 à 180m.

Les sous bassins de Zana Chott Saboun et Gadaine s'étendent sur une superficie de 1400 Km². appartiennent à l'ensemble structural des hautes plaines constantinoises, entouré de reliefs fortement plissés et tectonisés, caractérisée par une morphologie à faible altitude dans la plaine est accentuée pour les massifs, cette morphologie favorise à un réseau hydrographique non développé et de type endoréique avec un écoulement temporaire.

Les plaines d'étude occupent une vaste partie du territoire de la wilaya de Batna et le reste appartient au territoire de la wilaya d'Oum El-Bouaghi. (Figure1). Elle est largement tournée vers l'agriculture, Le climat qui y règne est de type semi-aride avec des précipitations annuelles n'excédant pas les 400 mm et une moyenne de température de 16°C.



Figure 1. Situation géographique de la plaine d'étude (Gadaine et Zana Chott Saboun)

Du point de vue géologique, Le recouvrement de cette plaine est de mio-plio-quaternaire est constitué essentiellement d'alluvions avec des niveaux plus conglomératiques, le tout dans une matrice argileuse.

Les reliefs sont fortement plissés et tectonisés et constitués de roches carbonatées d'âge Jurassique à Crétacé. Des points de vue structuraux les reliefs constituent de deux ensembles ; Les formations de l'ensemble allochtone sud-Sétifien forment les affleurements des Djebels Guedmane, Tizourit, Merzeguène, Azraouat, Roknia et du Djebel Mestaoua. Affleurements de l'ensemble parautochtone et autochtone aurésien cet ensemble forment les monts d'Ain Yaghout et les affleurements de la région des lacs au pied du Djebel Hamouda, Djebel Tafraout, K[®] Tfouda et Djebel Sarif. Les pentes moyennes sont comprises entre «0 et 6%». L'analyse des données géologiques et géophysiques ainsi que les logs stratigraphiques des forages, ont permis de définir la géométrie de deux aquifères superposés, séparés par une couche imperméable (système aquifère bi-couches):

- —Un aquifère alluvionnaire du Mio-Plio-Quaternaire, d'épaisseur n'excédant pas une centaine de mètres, qui est pratiquement à sec de nos jours, sauf à proximité des chotts.
- -Un aquifère dans les calcaires fissurés du Jurassique et du Crétacé, exploité par des centaines de forages.

Des failles affectant les formations carbonatées constituent un champ important pour le développement du karst et assurent les relations hydrogéologiques entre les ensembles aquifères du Mio-Plio-Quaternaire et du Crétacé – Jurassique. Ces relations peuvent exister aussi lorsqu'il n'y a pas un écran imperméable entre ces deux ensembles.

Comme le montre les diagrammes ombro-thermiques (Figure 2) de la station d'Ain Skhouna, Les mois secs se succèdent de Mai à Septembre où on observe une coïncidence entre les deux extrêmes (Maxima thermique et minima pluviométrique), cela traduit une période de sécheresse où l'évapotranspiration atteint sa plus forte valeur.



Figure 2. Diagramme ombro-thermiquede Gaussen et Bagnoul de la station de Ain Skhouna

La méthode des «doubles cumuls» nous a permis de faire une vérification complète des totaux annuels. Cette méthode consiste à comparer les totaux cumulés relevés aux postes pluviométriques à ceux d'un poste de référence ayant fonctionné sur une période longue et continue et dont la série est homogène.

Nous étudions l'évolution de la pluviométrie annuelle enregistrée aux stations des sous bassins (Ain yaghout, Ain Skhouna, Ain Djasser, Oum Laajoul, Batna, Merouana et djebel houara) à des différentes périodes, La station d'Ain Yaghout est prise comme exemple vu qu'elle couvre la plus longue et la plus complète série pluviométrique (1970-2015).



Figure 3. Corrélation des données pluviométriques par la méthode des doubles cumuls

La variation interannuelle des précipitations nous permet de dégager les tendances générales de la variation et l'évolution de la pluviométrie annuelle, elle varie entre 184,40 et 531,15 mm, La région d'étude reçoit une pluviométrie moyenne de l'ordre de 313,63mm.

À partir de la Figure 4, la tendance déficitaire des précipitations lors de la période d'enregistrement (1970/2015) où plusieurs valeurs annuelles se trouvent en dessous de la moyenne. C'est là, en effet, que l'on repère les années les plus sèches de la période de 45 ans. Ceci n'implique donc que les séries pluviométriques qui seront utilisées pour le calcul des bilans hydrologiques correspondent à des périodes de faible pluviosité. Les conséquences directes vont donc se traduire par une faible hydraulicité.



Figure 4. Variation interannuelle des précipitations dans la station d'Ain yaghout



2000- 2009

Figure 5. Carte des isohyètes de la région d'étude

Les pluies annuelles croissent du Nord-Ouest au Sud et de Nord-est au Sud. Les valeurs plus élevées des pluies en altitude, les pluies est d'une valeur de 440 mm au sud de la plaine et diminuent vers le Nord jusqu'à des valeurs de l'ordre de 230 mm.

3. Résultats et Discussions

La carte piézométrique, a été construite à partir des profondeurs mesurées des niveaux statiques, et des côtes altimétriques estimées grâce au fond topographique, L'interprétation du ces cartes montre que tous les écoulements convergents vers les exutoires naturelle des deux plaines, sauf certain endroit où on remarque une irrégularité des courbes de niveaux (partie Sud-ouest de la plaine du Gadaine), probablement à une surexploitation des eaux souterraines ou par l'irrégularité du fond de la cuvette, La topographie de ce substratum explique les anomalies de l'écoulement. Le substratum est affecté par de grands accidents tectoniques (accumulation des eaux souterraines). Les plus importantes zones d'alimentation se situent dans les massifs ainsi que sur les piémonts qui sont recouverts d'une faible couche d'alluvions ou dans la plaine quand il n'y a pas d'écran imperméable séparant l'aquifère superficiel ce qui permet l'infiltration des eaux météoriques. L'alimentation se fait également par l'intermédiaire d'un réseau de fractures acheminant de grandes quantités d'eau.



Figure 6. Carte piézométrique (plaines de Zana Chott Saboun et Gadaine 2016)

La comparaison des mesures piézométriques effectuées ces dernières années (2015-2016) a permis de faire ressortir les réactions plus ou moins rapides des aquifères superposés aux apports pluviométriques. Cette fluctuation augmente vers le Nord, Nord-Ouest, Sud Est et Sud Ouest, sur les piémonts des massifs (zone cultures) et diminue ou annuler dans certain point d'eau vers le centre et l'exutoire de la plaine (probablement zone sur salée).



Figure 7. Fluctuation du niveau piézométrique





Les nappes de la plaine de Zana Chott Saboun et Gadaine sont dans un état de surexploitation chronique, La surexploitation de la nappe libre qui alimentées par les précipitations et dont le potentiel est dépassé provoque une baisse continue de leur niveau piézométrique jusqu'à épuisement. Au cours des dernières décennies, la région a été affectée par une sécheresse persistante,

à l'origine d'une sous-alimentation naturelle de ces nappes, aggravée par la surexploitation des eaux souterraines. La Figure 8 montre bien la baisse continue du niveau piézométrique de la nappe profond sur toute la plaine.

Cette diminution est due principalement à la baisse des précipitations des dernières décennies et à l'augmentation du nombre de points d'eau.

4. Conclusion

L'impact de la modification du régime pluviométrique a provoqué une diminution des ressources en eau souterraine, Il ressort de l'analyse des courbes d'évolution piézométrique saisonnière que la nappe se recharge pendant la courte saison des pluies avec des amplitudes piézométriques très différentes.

Références bibliographiques

- Atamena, A. 2008. Etude de l'évaluation du flux azoté au niveau de la plaine de Seriana-Zana el Baida (147 pages). Université de Batna.
- C.G.G. 1972 Etude géophysique de la plaine de Bourehzel. Direction des études du milieu et de la recherche hydraulique. Ministère des ressources en eau. Algérie.
- Dib, Imene. L'impact de l'activité agricole et urbaine sur la qualité des eaux souterraines de la plaine de Gadaine-Ain Yaghout (Est Algérien). Université. Hadj Lakhdar-Batna.
- Menani, M.R. Etude hydrogéologique de la plaine d'El Madher: géologie, climatologie, hydrogéologie et modélisation des écoulements souterrains. Thèse de doctorat nouveau régime, Université de Nancy 1, France, 410 p.

O. N. M de Batna : Données climatologiques de la station d'Ain Skhouna.

ASSESSING THE IMPACTS OF CLIMATE CHANGE ON GROUNDWATER RECHARGE FOR THE CHIBA BASIN IN TUNISIA

S. BENABDALLAH Centre de Recherches et des Technologies des Eaux, BP 273 soliman, Tunisia e-mail: sihem.benabdallah@certe.rnrt.tn

H. MAIRECH Centre de Recherches et des Technologies des Eaux, BP 273 soliman, Tunisia

> F.M. HUMMEL Ludwig-Maximilians-University, Germany

Abstract: This study concerns the evaluation of the climate change impact on water resources of a coastal watershed with a focus on the recharge area using two climate change scenarios. Our approach is based on the application of the ArcSWAT, a hydrological model for the Chiba River in Tunisia. The calibration of the model was made using observed data over the period of 1989-2010. The goodness of fit of the simulated flows based on the Nash coefficient (NSE), the ratio of the root mean square error to the standard deviation (RSR) and the percent bias (PBIAS) gave respectively 0.75, 0.5 and -12.61 %. KNMI and SMHI provided predicted climate data on a daily basis. KNMI is driven with the general circulation model ECHAM5-r3 and regional climate model RACMO2. SMHI runs on GCM ECHAM5-r3 as well but employs the RCM Rossby Centre regional atmospheric climate model RCA3. Both models have a spatial resolution of 25 km and used the A1B scenario of the IPCC to project future climate. For every scenario, two simulations were conducted: a reference simulation over the period of 1971/2000 and a future simulation over the period of 2041-2070. The comparison between the various simulations showed that the increase of the temperature and the decrease of the precipitation estimated by both scenarios KNMI and SMHI would have an impact on the water balance of the study area. This impact results, mainly, in a decrease of the surface flow, the total aquifer recharge and the soil moisture content.

Key words: Basin, Hydrologic model, Climate change, Total recharge.

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

EFFECTS OF CLIMATE VARIABILITY ON GROUNDWATER RESOURCES IN COASTAL AQUIFERS (CASE OF MITIDJA PLAIN IN THE NORTH ALGERIA)

Bouderbala

Department of Earth Sciences, University of Khemis Miliana 44000, Algeria e-mail: bouderbala.aek@gmail.com

Abstract The Mitidja plain is situated in the North Algerian. It extends over an area of about 1450 km². It consists of two aquifers that are the main source of drinking water for several cities around the plain, and they are also used for the irrigation of the plain. The upper consists of fine grained (clay) and coarse grained (gravel and sand) sediments and it is alluvial, coastal and unconfined aquifer. The low confined aquifer of Astian (Upper Pliocene) is constituted mainly by limestone and sandstone with a continental origin. The analysis of the potentiometric maps of the alluvial aquifer shows a remarkable decrease of potentiometric levels between the seventies years and the last decades, at more than 20 meters in some places. This is explained by the long drought period and the increase of the number of drilling and wells in this aquifer, and it should be noted that some wells recorded potentiometric levels below sea level, thus reflecting an inversion of groundwater flow, from the sea to the inside of aquifer, which has favored the advancement of seawater intrusion in the sector of Mitidja west at more than 2 km. The urban and industrial effluents, which are discharged into the receiving environment without appropriate treatment, added to the agricultural pesticides and fertilizers used in this plain, and the seawater intrusion constitute the main source of groundwater quality degradation in the most part of the plain.

Key words: Groundwater quality, Coastal aquifers, Climate variability, Seawater intrusion, Nitrate pollution

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.
ESCENARIOS FUTUROS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN EL ACUÍFERO KÁRSTICO DE LA SIERRA DE LAS NIEVES (MÁLAGA) A PARTIR DE PROYECCIONES DE TEMPERATURA Y PRECIPITACIÓN GENERADAS POR MODELOS CLIMÁTICOS REGIONALES

A.J. COLLADOS-LARA Instituto Geológico y Minero de España, Urb. Alcázar del Genil, 4. Edificio Zulema Bajo, 18006, Granada (Spain) E-mails: ajcollados@gmail.com

D. PULIDO-VELAZQUEZ Instituto Geológico y Minero de España, Urb. Alcázar del Genil, 4. Edificio Zulema Bajo, 18006, Granada (Spain) E-mails: d.pulido@igme.es

E. PARDO-IGÚZQUIZA Instituto Geológico y Minero de España, Ríos Rosas, 23, 28003 Madrid (Spain) E-mail: e.pardo@igme.es

Abstract: El acuífero kárstico de la Sierra de las Nieves, dentro del Parque Natural y Reserva de la Biosfera del mismo nombre, es un singular paraje de gran valor paisajístico, ecológico y geológico (hidrogeológico y geomorfológico) tanto en superficie (exokarst) como subterráneo (endokarst). El acuífero funciona en régimen natural y está considerado como un laboratorio natural del karst por el espectacular desarrollo que han adquirido las principales características kársticas tanto en superficie (depresiones y manantiales) como subterráneo (gran desarrollo de una red de conductos). El ciclo hidrológico está mantenido por la relativamente alta precipitación y moderadas temperaturas debido a su particular localización geográfica, las cuales son susceptibles de variar de acuerdo al cambio climático de origen antrópico por el incremento del CO2 atmosférico. En este trabajo se analizan y discuten los resultados de las proyecciones de la temperatura y precipitación que cabe esperar para este área de acuerdo a diferentes modelos regionales climáticos. Las proyecciones se han corregido con varias técnicas tanto para la metodología de *biascorrection* como para la metodología de *delta change*.

Palabras clave: escenarios futuros de cambio climático, modelos regionales de clima (RCM), acuífero de Sierra de las Nieves.

1. Introducción

Para el análisis de los impactos hidrológicos de potenciales escenarios futuros y las posibles estrategias de adaptación frente a los mismos se requiere la generación de series climáticas de precipitación (P) y de temperatura (T). Estas series pueden ser generadas aplicando técnicas estadísticas de corrección a los escenarios de modelos climáticos (series de control y futuro) teniendo en cuenta los valores tomados por las series históricas correspondientes al periodo de control. Los modelos regionales de clima (RCM) proporcionan escenarios de cambio climático con resoluciones espaciales de decenas de kilómetros. Estos modelos se encuentran anidados a modelos generales de clima (GCM) que tienen resoluciones espaciales de cientos de kilómetros. La mayoría de las veces los estadísticos de los escenarios de control proporcionados por los modelos pueden diferir bastante de los estadísticos de las series observadas para el periodo de estudio. Por este motivo las series proporcionadas por los RCM no pueden ser utilizadas directamente y se hace necesario el empleo de técnicas estadísticas de corrección y generación de series futuras. Existen diferentes técnicas con diferentes grados de complejidad (corrección de primer momento, corrección de primer y segundo momento, técnicas de regresión, *quantile mapping*, etc.). Estas

técnicas pueden ser aplicadas desde dos enfoques conceptuales diferentes, *bias correction* y *delta change*, dependiendo de cómo se combine la información climática del periodo histórico y de los RCM (Räisänen and Räty, 2012).

En este estudio se han aplicado los dos enfoques conceptuales (*bias correction* y *delta change*) para generar series futuras de P y T agregadas para la región asociada al acuífero de Sierra de las Nieves. La generación de las series se ha realizado a partir de nueve RCM anidados a diferentes GCM. El objetivo del trabajo es analizar la sensibilidad de las series futuras generadas al modelo y enfoque conceptual aplicados y cuantificar los cambios potenciales de P y T. Por otro lado se pretende estudiar cómo afectarán estos cambios a la recarga potencial (R) del acuífero.

2. Metodología

La generación de series futuras se realiza teniendo en cuenta la información procedente de observaciones y la información de cambio climático procedente de los modelos climáticos. La forma en la que se combina esta información determina el enfoque conceptual de perturbación empleado (Figura 1). Las técnicas de *bias correction* perturban los escenarios de control de los modelos imponiendo que existan las menores diferencias posibles con el periodo histórico. La función de transformación usada para obtener el control corregido es aplicada a la serie futura para generar los escenarios futuros. La hipótesis asumida por estas técnicas es que las diferencias entre el escenario de control y el periodo histórico se mantienen en el futuro (Watanabe *et al.*, 2012). Sin embargo, las técnicas de *delta change* asumen que los cambios relativos entre el control y el futuro de las simulaciones son acertados. Por lo tanto, para generar las series futuras imponen estos cambios a las series históricas.



Figura 1. Diferencia entre los dos enfoques conceptuales de perturbación (Räisänen and Räty, 2012)

La aplicación de los dos enfoques conceptuales de perturbación se ha realizado mediante las técnicas de corrección de primer y segundo momento para el caso de T y *quantile mapping* con cuantiles empíricos para P. Las técnicas de corrección difieren en la forma en que incorporan la información de cambio climático mediante una función de transformación. La técnica de corrección de segundo momento impone la conservación de los cambios en media y desviación estándar de las series que definen la transformación a la serie perturbada. En este estudio se aplica la función de transformación de probabilidad de las series. En este estudio se ha empleado la técnica de cuantiles empíricos propuesta por Pulido-Velazquez *et al.* (2011). En las técnicas de *quantile mapping* se define la función a partir de la función de distribución de probabilidad de las series. En este estudio se ha empleado la técnica de cuantiles empíricos propuesta por Gudmundsson *et al.* (2012). Para cuantificar los cambios producidos en R se ha establecido el modelo de recarga R=C*(P-ETR) donde ETR es la evapotranspiración real y C el coeficiente de infiltraciónconsiderado constante en el periodo histórico y futuro. Por tanto los cambios relativos esperados en la recarga serán los mismos que los esperados en (P-ETR). ETR se ha determinado por el método empírico propuesto por Turc (1954).

3. Caso de estudio y datos

El acuífero de estudio tiene una extensión de 110 km² y está situado en la provincia de Málaga en el sur de España (Figura 2).Se trata de un acuífero kárstico mediterráneo de relieve alto que se engloba dentro del Parque Natural de la Sierra de las Nieves (Liñan-Baena, 2005; Pardo-Igúzquiza et al., 2012).



Figura 2. Localización de la zona de estudio: el acuífero kárstico de la Sierra de las Nieves en la provincia de Málaga en el Sur de España

El acuífero kárstico está constituido por una secuencia de rocas carbonáticas (dolomías, calizas y brecha dolomítica) plegadas y constituye el flanco de un sinclinal tumbado con vergencia hacia el NW. El modelo conceptual del acuífero es dos bloques tectónicos desplazados tectónicamente 500 m uno con respecto al otro y que se encuentran separados por el importante accidente tectónico de la falla de las Turquillas. El acuífero funciona en régimen natural y tiene un gran valor geológico, ecológico y medioambiental por su biodiversidad, geodiversidad así como por su gran valor paisajístico tanto en superficie como subterráneo. El acuífero forma parte de la Reserva de la Biosfera Sierra de las Nieves por la UNESCO. La información histórica de P y T empleada ha sido extraída del proyecto Spain02 (Herrera et al., 2016) para el periodo de 1971-2000. El proyecto presenta una estimación de P y T diaria a partir de los datos de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET). En la Figura 3 se representa la media mensual de las series de P y T históricas para el periodo considerado.Spain02 tiene una resolución espacial aproximada de 12.5 Km y emplea la misma malla de cálculo que el proyecto EURO-CORDEX. Este proyecto cuenta con diferentes RCM asociados a distintos escenarios de emisiones. En este estudio se ha considerado el escenario más pesimista (RCP8.5) para el periodo 2071-2100. En la Tabla 1 se recogen los RCM y GCM utilizados en este estudio.



Figura 3. Precipitación y temperatura media para el periodo 1971-2000

GCM RCM	CNRM- CM5	EC- EARTH	MPI- ESM- LR	IPSL- CM5A MR
CCLM4-8-17	Х	Х	Х	
RCA4	Х	Х	Х	
HIRHAM5		Х		
RACMO22E		Х		
WRF331F				X

Tabla 1. RCM y GCM considerados en el estudio

4. Resultados y discusión

En muchos casos, las diferencias entre la serie histórica y de control (proporcionada por los RCM) pueden llegar a ser considerables. La Figura 4 muestra estas diferencias para el caso estudiado.



Figura 4. Media y desviación estándar para las series histórica y de control (P y T) para el año medio en el periodo 1971-2000

Las diferencias relativas máxima, mínima y media para el caso de P son 50.7%, 13.1% y 26.5% para la media y 38.4%, 0.11% y 16.2% para la desviación. Estos valores, en el caso de T, son 31.0%, 11.4% y 20.9% para la media y 72.7%, 58.1% y 66.9% para la desviación. Estas diferencias hacen necesario aplicar técnicas de corrección para generar los escenarios futuros de clima.



Figure 5. Cambio relativo en media y desviación estándar de las series futuras de P y T con respecto a las series de control



Figure 6. Media y desviación estándar de las series de control corregidas para las series de P y T en el periodo 1971-2000

En la Figura 5 se muestra la diferencia relativa entre las series de futuro y de control de los RCM. Esta información es usada directamente en el enfoque delta change para perturbar la serie histórica y generar los escenarios futuros. Sin embargo, el enfoque bias correction usa los cambios relativos entre las series históricas y de control proporcionando unas series de control corregidas para cada RCM. En la Figura 6 se muestran las series de control corregidas para cada RCM. Todos las series corregidas, tanto en media como en desviación se aproximan bastante a las series observadas (máximas diferencias relativas de 0.20% y 0.37% para la media y desviación de P y diferencias prácticamente nulas para el caso de T).



Figure 7. Media y desviación estándar de las series histórica y futuras (enfoque bias correction) de P y T en el periodo 2071-2100



Figure 8. Media y desviación estándar de las series futuras (enfoque delta change) de P y T en el periodo 2071-2100

	Biascorrection			Delta change		
	Cambio	Cambio	Cambio	Cambio en	Cambio	Cambio
RCM	en P (%)	en T (%)	en R (%)	P (%)	en T (%)	en R (%)
CCLM4-8-17(CNRM-CM5)	-18.84	19.36	-48.51	-16.17	19.36	-51.96
CCLM4-8-17(EC-EARTH)	-31.74	19.52	-70.89	-26.33	19.52	-66.18
CCLM4-8-17(MPI-ESM-LR)	-31.88	19.60	-69.28	-26.93	19.60	-62.28
HIRHAM5(EC-EARTH)	-36.22	19.13	-74.37	-33.08	19.13	-68.65
RACMO22E(EC-EARTH)	-29.06	19.20	-69.17	-26.50	19.20	-63.68
RCA4(CNRM-CM5)	-15.18	19.12	-42.04	-17.09	19.12	-53.06
RCA4(EC-EARTH)	-33.24	19.26	-72.49	-26.54	19.26	-65.39
RCA4(MPI-ESM-LR)	-33.04	19.35	-70.43	-34.32	19.35	-70.02
WRF331F(IPSL-CM5A-MR)	-30.14	19.81	-68.82	-23.63	19.81	-64.34

Tabla 2. Cambio relativo (%) de la precipitación y temperatura futurapara los enfoques de bias correctiony delta change

Las series futuras generadas utilizando los enfoques bias correction y delta change se presentan en la Figura 7 y 8 respectivamente. Estas series son diferentes dependiendo del RCM empleado ya que cada RCM predice unos cambios futuros diferentes. La técnica de perturbación empleada también condiciona estas series, con la corrección de primer y segundo momento (usada para T) se obtienen los mismos valores medios en los estadísticos de media y desviación para los dos enfoques de perturbación (bias correction y delta change) pero las series mensuales generadas son diferentes entre sí. Sin embargo, la técnica de quantile mapping genera series con medias y desviaciones diferentes bajo cada uno de los enfoques. En la Tabla 2 se recogen los cambios relativos en P, T y R previstos para el periodo 2071-2100 con respecto al periodo histórico 1971-2000. El valor medio de reducción previsto para P es de 27.2%, el aumento de T de 19.4 % y la reducción de R es 64%.

5. Conclusiones

En este trabajo se presenta una metodología para la generación de escenarios futuros en la que se consideran diferentes RCM y se utilizan diferentes enfoques y técnicas de perturbación. Para el caso estudiado se esperan cambios importantes en P y T para el periodo de estudio (2071-2100) que pueden dar lugar a importantes reducciones en la recarga del acuífero. Los valores medios esperados de reducción y aumento de P y T con respecto al periodo histórico son 27.2% y

19.4 % respectivamente. Estos cambios en P y T se traducen en una reducción media de la recarga de 64%. Otro objetivo del trabajo es estudiar la sensibilidad al enfoque de perturbación y al RCM empleados. Para el cambio relativo en la temperatura media anual no existen diferencias cuando se generan las series bajo los dos enfoques presentados. Sin embargo, para la precipitación las diferencias pueden variar desde 1.3% hasta un 6.7%. Estos valores son bastante mayores cuando se analiza la sensibilidad al RCM empleado obteniéndose diferencias máximas en el cambio relativo esperado de 0.68% para el caso de T y 21.0% y 18.2% para P generada usando los enfoques de bias correction y delta change, respectivamente.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido parcialmente financiado por los proyectos CGL2013-48424-C2-2-R and CGL2015-71510-R(MINECO). También queremos agradecer a los proyectos Spain02 y CORDEX por los datos proporcionados y al paquete de R qmap.

Referencias

- Gudmundsson, L., Bremnes, J.B., Haugen, J.E. and Engen-Skaugen, T. (2012): Technical Note: Downscaling RCM precipitation to the station scale using statistical transformations - a comparison of methods. Hydrology and Earth System Sciences, 16, 3383-3390. doi:10.5194/hess-16-3383-2012.
- Herrera, S., Fernández, J. and Gutiérrez, J.M. (2016): Update of the Spain02 Gridded Observational Dataset for Euro-CORDEX evaluation: Assessing the Effect of the Interpolation Methodology. International Journal of Climatology, 36:900-908. doi: 10.1002/joc.4391.
- Liñán-Baena, C. (2005): Hidrogeología de acuíferos carbonatados en la unidad Yunquera-Nieves (Málaga). Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas, 16, 322 p., Madrid.
- Pardo-Igúzquiza, E., Durán-Valsero, J.J., Dowd, P.A., Guardiola-Albert, C., Liñan-Baena, C. and Robledo-Ardila P.A. (2012): Estimation of spatio-temporal recharge of aquifers in mountainous karst terrains: application to Sierra de las Nieves (Spain). Journal of Hydrology, 470-471, 124-137.
- Pulido-Velazquez, D., Garrote, L., Andreu, J., Martin-Carrasco, F.J. and Iglesias, A. (2011):A methodology to diagnose the effect of climate change and to identify adaptive strategies to reduce its impacts in conjunctive-use systems at basin scale. Journal of Hydrology, 405, 110-122. doi: 10.1016/j.jhydrol.2011.05.014.
- Räisänen, J. and Räty, O. (2012): Projections of daily mean temperature variability in the future: cross-validation tests with ENSEMBLES regional climate simulations. Climate Dynamics. 10.1007/s00382-012-1515-9.
- Turc, L. (1954): Le bilan d'eau des sols: Relations entre les precipitations, l'evaporation et l'ecoulement. Annales Agronomiques, 5, 491-595; 6, 5-131.
- Watanabe, S., Kanae, S., Seto, S., Yeh P. J.-F., Hirabayashi, Y. and Oki, T. (2012): Intercomparison of bias-correction methods for monthly temperature and precipitation simulated by multiple climate models. Journal of Geophysical Research, 117:D23114. DOI: 10.1029/2012JD018192.

QUANTITATIVE IMPACT OF CLIMATE VARIATIONS ON GROUNDWATER IN SOUTHERN ITALY

D. Ducci

Department of Civil, Architectural and Environmental Engineering, University of Naples Federico II, Italy Email: daniela@unina.it

M. Polemio

Research Institute for geo-hydrological protection (CNR-IRPI), Via Amendola 122/I, Bari, Italy Email: m.polemio@ba.irpi.cnr.it

Abstract: The variability of precipitation and temperature, the combined effect of which determines a decreasing trend of recharge, is critic for groundwater resources due to the overlapping with the increasing exploitation. In Campania, from the eighties to 2008 precipitation has decreased, not uniformly in the whole region; now the trend seems increasing, but this trend is highly influenced by the period 2008-2011, very rainy. In Apulia, the decreasing trend of rainfall is notable after 1980: the droughts of 1988-92 and 1999-2001 appear to be exceptional. The Apulian piezometric trend of the last 40 years highlights the dramatic decrease of groundwater availability.

This remarkable lowering defines a widespread quantity degradation. The situation severity of groundwater resources is worsened by the effects on the quality of groundwater resources due to the salinization of the wide coastal aquifers of the whole Southern Italy.

Key words: Climate change, groundwater resources, Southern Italy

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Ground-water and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

EFFECT OF PAST WETTER PERIODS ON CURRENT CONDITIONS IN ARID ZONE AQUIFERS

C. Herrera

Universidad Católica del Norte. Av. Angamos 0610. Antofagasta, Chile (cherrera@ucn.cl)

E. Custodio

Royal Academy of Sciences of Spain. Groundwater Hydrology Group. Dept. Civil and Environmental Eng., Technical University of Catalonia (UPC). Barcelona (emilio.custodio@upc.edu)

J. Jódar

Groundwater Hydrology Group, Dept. Civil and Environmental Eng., Technical University of Catalonia (UPC). Hydromodel Host S.L. and Aquageo Proyectos S.L., Spain (jorge.jodar@hydromodelhost.com)

Abstract: Aquifers in arid zones are very sensitive to changes in the distribution of weather patterns over an extended period of time. This is the case in the coastal aquifers of the Atacama Desert in northern Chile, where studies show different recharge periods that coincide with changes in climatic conditions during the last 14 ka. It is one of the driest regions of the world, containing areas whose average annual precipitation is less than 1 mm. Along the mountain range parallel to the coast, called Cordillera de la Costa (Coastal Range) water samples have been obtained from springs and deep wells in order to know the moisture sources and recharge periods. All spring waters are of the sodium chloride composition type, with variable contents of calcium and sulphate, while some of the deep water is of the calcium chloride composition type. The waters of the deep wells are more saline than the waters of the springs and have high nitrate concentrations (up to 874 mg/L). From the isotopic study of δ^{18} O, δ^{2} H, at least two episodes of significant recharge in the Cordillera de la Costa can be established, from the late Pleistocene to the present. The oldest episode had an Atlantic origin of moisture, whereas for the younger one the moisture came from the Pacific Ocean and was associated with El Niño-Southern Oscillation (ENSO). This affects differently current groundwater reserves, chloride concentration and ¹⁴C in total dissolved inorganic carbon. ¹⁴C apparent ages of spring waters are not related with the age of the wetter event but mostly with aquifer conditions.

Key words: Aquifer recharge; Arid zones; Environmental isotopes; Radiocarbon; Groundwater age

1. INTRODUCTION

Recharge in arid lands is a small fraction of the scarce precipitation, with a non-linear relationship, so a relatively small change in precipitation results in relatively large changes in recharge. To study this under conditions similar to those in the Mediterranean area, but more extreme, the coastal aquifers in northern Chile offer a privileged registry to understand climate variability in the currently hyper-arid Atacama Desert (Fig.1). These aquifers are located in a region containing areas whose current mean annual precipitation is less than 1 mm, although in some of them strong, short storms can occasionally occur. The average potential evaporation rate is between 2000 and 2500 mm/yr, seemingly insuring that aquifer recharge under current climatic conditions is impossible. However, due to the occasional large storms, ephemeral surface runoff and small lagoons are generated, which can produce concentrated recharge besides some diffuse recharge in areas with outcropping fissured rock and detrital horizonts.

The climate history during the Quaternary in northern Chile is complex. According to sedimentary records within the Atacama Desert, the climate was characterized by an alternation of less arid and arid periods, since the onset of hyper–arid conditions in the Middle Miocene (Vargas et al., 2006). Infrequent and high-intensity storm events, with decadal (as the ENSO, El Niño-Southern Oscillation phenomena), centennial (changes in solar and cosmic-ray activity) or millennial (orbital forcing) recurrence intervals, could enable significant recharge in some moments. This is extremely difficult to observe or monitor at human timescales. However, a high-intensity storm event occurred recently, on March 2015, in northern Chile. This storm event was triggered by the 2015/2016 El Niño warm event, which influenced water resources in northern Chile.

The main objective of the studies being carried out is to understand the origin of groundwater reserves in the aquifers in the Cordillera de la Costa by means of chemical and stable and radioactive isotopic methods. It is expected that most of recharge to aquifers under these hyperarid circumstances happens occasionally over long time scales.



Figure 1. Digital elevation model (DEM) that shows the Atacama Desert area and the location of the springs and deep wells of the study area. The deep wells are in Michilla (mining) District and Mine Ivan

2. LOCATION AND CLIMATE

The Cordillera de la Costa (Coastal Range) is a long N–S oriented morpho-structural unit, 10–25 km wide, with an average elevation of 1000 m, up to 2000 m a.s.l. (above sea level). It runs from the northern border with Perú to central Chile. In the northern part, between 18° S to 26° S, the current climate is hyper-arid, from the western Andes to the coast. This hyper–aridity is a consequence of three factors: a) the presence of the Cordillera de los Andes (Andes Range), which acts as a high elevation physical barrier that prevents the arrival of moisture from the Atlantic, b) the Humboldt ocean current, whose cold water hinders the entrance of Pacific moisture and which also modulates the strength of the Pacific anticyclone and causes an atmospheric temperature inversion (Garreaud et al., 2009), and c) the fact that the westerlies, which transport Pacific moisture to southern Chile, only reach as far north as 30 °S latitude (Sáez et al., 2016). The Cordillera de la Costa receives an average annual precipitation less than 5 mm during the austral winterand Pacific moisture to the south. It is shown that winter rainfall tends to be higher during El Ni\u02dc no years, while heavy summer rainfall tends to be more common during La Ni\u02dc no-Southern

Oscillation (ENSO. However, in El Niño years of ENSO, when there are extreme precipitation events associated with an increase of ocean surface temperature in the tropics, the rainfall may reach 10 mm/year (Garreaud, 2009).

3. Geological and hydrogeological description

The Cordillera de la Costa represents the Upper Jurassic–lower Upper Cretaceous Volcanic arc related to the first stage of the Andean subduction and related magmatism. The plutonic rocks vary from gabbros to granites, which are intruded by basaltic, andesitic and dacitic dike swarms. The volcanic succession is mainly composed of andesitic and basalt–andesitic rocks, with subordinate intercalations of continental and marine volcano-clastics and silica–rich pyroclastic rocks at the base (González and Niemeyer, 2005).

The Atacama Fault System is one of the most important tectonic structures of the Andes. It can be traced along approximately 1000 km through the Cordillera de la Costa. It is a regional strick–slip fault. A series of pull-apart basins are controlled by the Atacama Fault, which are filled by alluvial sediments and saline deposits of Oligocene–Miocene age.

The bulk formations in the Cordillera de la Costa have very low hydraulic conductivity and hydraulic transmissivity. This explains the existence of a relatively high water table and small permanent springs on the western flank of the Cordillera, despite the low recharge rate (Herrera and Custodio, 2014) in the vicinity of Antofagasta, is discussed after hydrogeochemical and isotopic studies and supported by groundwater flow hydrodynamic considerations. Spring water is brackish to saline, with electrical conductivity ranging from 2 to 25 mS/cm. Chemical and water isotope data (18 O and 2 H.

4. Hydrochemistry

Groundwater manifestations are scarce and consist in a few small, scattered springs in the oceanic side. To them, a few deep boreholes in the Michilla mining district and in the Mine Ivan are added (Fig. 1). The coastal springs waters are brackish to saline, with electrical conductivity between 2 and 25 mS/cm and temperatures between 13.5 and 23 °C. All deep well groundwater samples are saline to brines, with electrical conductivity ranging between 24 and 72 mS/cm and temperatures between 25 and 29 °C.

The hydrogeochemical study points to the origin of the waters. Spring water salinity is the result of aridity on atmospheric deposition. The seawater ionic ratios are preserved, with some expectable increase in sulphate. This shows a Pacific Ocean origin instead of the highly modified chemical composition of rainfall from the Atlantic Ocean across the continent. No data on atmospheric chloride deposition is available. Using expectable values deduced from other arid areas it results that observed Cl concentration in spring water needs higher current precipitation or is the remnant of past wetter conditions. This last is the more plausible explanation, although some local effects of current recharge in areas subjected to frequent fog (*camanchaca*) conditions can be expected.

Well (borehole) and mine water salinity is also due to aridity, but is increased by closed basin evaporation in the central area of Cordillera de la Costa and modified by water–rock interaction, especially by cation exchange. The high nitrate concentrations found in these waters, up to 874 mg/L can be explained by the existence of natural nitrate-rich evaporites, formed by similar processes as in the Central Depression and in the Pampa del Tamarugal, more to the North, as it happens in the Salar de Pintados (Risacher *et al.*, 1999).

The relatively low concentration of dissolved SiO_2 (0.5-21 mg/L) indicates small water weathering of rock silicate minerals because of the low CO_2 partial pressure in the soil.

5. WATER ¹⁸O AND ²H

Figure 2 shows the plot of δ^{18} O *vs.* δ^{2} H V–SMOW for coastal spring waters and Ivan and Michilla wells, the world mean meteoric water line (WMWL) of δ^{2} H = $8\delta^{18}$ O + 10%, and spring and well water from several other locations in northern Chile. Also included are two samples of rainfall obtained in Antofagasta city in a very rare big rainfall storm that occurred in March of 2015. Groundwater from the Cordillera de la Costa shows that water from springs and deep wells differ isotopically. Spring waters plots very close to seawater and the rainfall water of March 2015, ranging +0.2‰ to d-2.2‰ for δ^{18} O and +3.3‰ to -33‰ for δ^{2} H. The water samples from the deep wells in Michilla and Ivan mines are heavier and show a clear isotope fractionation by evaporation, in agreement with the chemical origin of salinity. Values range from -0.5‰ to +3‰ for δ^{18} O and -0.2‰ to -20‰ for δ^{2} H. The extrapolation of the evaporation line intersects the WMWL, which represent local conditions, at a point that corresponds to light initial water.

Groundwater isotopic values from different parts of northern Chile allow making some general observations about the origin of moisture of the rainfall that recharged the aquifers. The δ^{18} O and δ^2 H of groundwater from the Cordillera de la Costa up to the Altiplano, in northern Chile, shows a marked East–West isotopic gradient around the latitude of the city of Antofagasta (Tropic of Capricorn), from very light to close to seawater, with values between 0 and $-3 \%_0$ for δ^{18} O and between 5 and $-10 \%_0$ for δ^2 H. This could be explained by its stormy maritime origin associated to moisture from the Pacific Ocean. Moving toward the East, groundwater δ^{18} O and δ^2 H decrease. Thus, in the Precordillera and the estern edge of the Salar de Atacama (2300 m a.s.l.), isotopic values vary between -5 and $-9 \%_0$ for δ^{18} O and -40 and $-70 \%_0$ for δ^2 H. In the upper part of the Cordillera, specifically in the Tuyajto Lagoon sector (4040 m asl), δ^{18} O and δ^2 H vary between -9and $-11 \%_0$ for δ^{18} O and -70 and $-90 \%_0$ for δ^2 H (Herrera et al., 2016).

Coastal spring water has an isotopic signature that is clearly related to modern precipitation in the coastal areas of Perú and Ecuador, and the occasional high rainfall event of March 2015 at Antofagasta city are very close to spring water isotopic composition (Figure 2). Therefore, it can be concluded, as was done previously in Herrera and Custodio (2015), that the water vapor source for the past and current precipitation recharging the Cordillera de la Costa came from the equatorial Pacific and might be associated with the incursion of warmer currents from the coast of Ecuador to northern Chile, associated with a southward displacement of ENSO.



Fig. 2. Plot of δ^{18} O vs. δ^{2} H data of waters from Cordillera de la Costa coastal springs and Ivan and Michilla deep wells

6. RADIOCARBON DATA

Eleven determinations of ¹⁴C activity in total dissolved inorganic carbon (TDIC) are available. They vary between 55 y 80 pmC for the springs (with only a more decayed exception) and between 17 and 22 pmC for the deep wells. Results are corrected to take into account non–atmospherically derived carbon, which in most cases is old enough to contain non–measurable ¹⁴C activity (dead carbon). The resulting apparent ages of spring water vary between 5 and 3 ka (thousands of years or kiloyears), while the apparent ages of water in deep boreholes vary between 12.5 and 14.5 ka. Comparing to the climate record, these apparent ages seem to correspond to the last two episodes of enhanced precipitation and recharge in the Cordillera de la Costa, from the late Pleistocene to the present (Latorre et al., 2006; Quade et al., 2008; Placzek et al., 2009). The oldest episode would have occurred in the late Pleistocene, with moisture that likely came from the Atlantic Ocean. The second episode occurred in middle Holocene, with moisture coming from the Pacific Ocean. However, this could be a coincidence.

In most cases, sampled groundwater is not a parcel of water moving unaltered from recharge to the moment of getting the sample, but a complex mixture of waters with a wide range of transit times through the unsaturated and the saturated zone. So, the resulting corrected (apparent) age has no clearly defined meaning, except for pure piston flow or when it can be converted into average renewal (turnover) time in the system, which includes the saturated (aquifer system) and the presumably long percolation time through the saturated zone. This conversion needs a validated conceptual groundwater flow model (Zuber, 1986).

7. Application of the exponential mixing model

For a well–mixed (exponential mixing) reservoir containing a thickness of water H and receiving a uniform recharge R with C_R radioactive tracer concentration, the tracer concentration of the outflow C, for a decay constant λ , is the result of a simple balance yield (Custodio and Jódar, 2016): $C_R/C = 1 + \lambda H/R$. This is a well–known result. Thus, the ¹⁴C activity depends on H/R, which is the average groundwater turnover time of water in the aquifer (H = water depth in the aquifer; R = recharge rate).

To help in understanding the significance of chloride and ¹⁴C contents in groundwater resulting from a previous wetter period, a simplified mathematical model was analytically solved (Custodio and Custodio–Ayala, 2014). It has been recently extended and submitted for publication. Results depend on dynamic and dead reserves in the aquifer and on renewal time, as well as on duration and age of the wetter event.

A wetter period between 5 and 7 kyr ago, for renewal times higher than 2 kyr, produces a change that currently shows up as a reserve increase that still lasts and a clear decrease of Cl concentration, but a less marked increase in ¹⁴C activity. This is due to Cl concentration in recharge being inversely proportional to recharge rate increase, but ¹⁴C activity remains unchanged as it does not depend on precipitation or recharge rate but depends on ¹⁴C in soil CO₂, which does not vary. So, recharge changes do not translate into clear modification in ¹⁴C activity. Observed changes are mostly due to variation of reserves and the unsaturated zone thickness. Consequently, ¹⁴C apparent ages do not help in defining past drier or wetter periods in aquifers recharged through its whole surface, although results should be compatible with expected activities. ¹⁴C activity depends mostly on water reserves relative to recharge. Thick unsaturated zones are a further component that makes difficult the dating.

What has been said also holds for water isotope contents. If the increased recharge period introduces the same isotopic composition as that in existing groundwater, no discernible signal is produced, but if the origin is different this will show up as a change lasting a long time after the wetter period in a slow renewal time aquifer. The isotopic composition of the wells is dominated by Atlantic origin water with some possible influence of local Pacific isotopically heavier recharge. Spring water is dominated by Pacific influence, derived from current recharge or remnants of an important past wetter period, as is pointed out by the Cl content.

Assuming constant recharge, the ¹⁴C activity for well water yields a renewal time (to which the exponential model holds on in part and with significant influence of the unsaturated zone transit time) of 30 to 65 ka, which translates for a groundwater total reserve depth of 1 m into a recharge rate of about 0.02 mm/yr. For the springs, also assuming a wetter period until recently, the renewal time is 2 to 7 ka and a recharge rate between 0.2 and 0.5 mm/yr. These last values are close to what can be expected from a preliminary atmospheric chloride balance.

Acknowledgments

This research was supported by the Anillo Project ACT1203 of the CONICYT of Chile.

References

- Custodio, E., Custodio-Ayala, J. (2014). Effect on radiocarbon of a rainier period content in a large water table aquifer in an arid land. 8. ^a Asamblea Hispano-Portuguesa de Geodesia y Geofísica, Évora, Portugal.
- Custodio, E., Jódar, J. (2016). Simple solutions for steady-state diffuse recharge evaluation in sloping homogeneous unconfined aquifers by means of atmospheric tracers. *Journal of Hydrology*, 540: 287-305.
- Garreaud, R. D. (2009). The Andes climate and weather. Advances in Geosciences, 22, 3.
- Herrera, C., Custodio, E. (2014). Origin of waters from small springs located at the northern coast of Chile, in the vicinity of Antofagasta. *Andean Geology*, *41*(2), 314-341.
- González, G., Niemeyer, H. (2005). Carta Antofagasta y Punta Tetas, Región Antofagasta. Servicio Nacional de Geología y Minería. *Carta Geológica de Chile, Serie Geología Básica, 89*(35), 1.
- Herrera, C., Custodio, E., Chong, G., Lambán, L.J., Riquelme, R., Wilke, H., Jódar, J., Urrutia, J., Urqueta, H., Sarmiento, A., Gamboa, C., Lictevout, E. (2016). Groundwater flow in a closed basin with a saline shallow lake in a volcanic area: Laguna Tuyajto, northern Chilean Altiplano of the Andes. *Science of the Total Environment*, 541: 303-318.
- Latorre, C., Betancourt, J. L., Arroyo, M. T. (2006). Late Quaternary vegetation and climate history of a perennial river canyon in the Río Salado basin (22 S) of Northern Chile. *Quaternary Research*, 65(3), 450-466.
- Risacher, F., Alonso, H., Salazar, C. (2003). The origin of brines and salts in Chilean salars: a hydrochemical review. *Earth-Science Reviews*, 63, 249-293.
- Placzek, C., Quade, J., Betancourt, J.L., Patchett, P.J., Rech, J.A., Latorre, C., English, N.B. (2009). Climate in the dry central Andes over Geologic, Millennial, and Interannual Timescales1. Annals of the Missouri Botanical Garden; 96(3), 386-397.
- Quade, J., Rech, J. A., Betancourt, J. L., Latorre, C., Quade, B., Rylander, K. A., Fisher, T. (2008). Paleowetlands and regional climate change in the central Atacama Desert, northern Chile. *Quaternary Research*; 69(3), 343-360.
- Sáez, A., Godfrey, L. V., Herrera, C., Chong, G., Pueyo, J. J. (2016). Timing of wet episodes in Atacama Desert over the last 15 ka. The groundwater discharge deposits (GWD) from Domeyko Range at 25° S. *Quaternary Science Reviews*, 145, 82-93.
- Vargas, G., Rutllant, J., Ortlieb, L. (2006). ENSO tropical-extratropical climate teleconnections and mechanisms for Holocene debris flows along the hyperarid coast of western South America (17-24 S). Earth and Planetary Science Letters, 249 (3), 467-483.
- Zuber, A. (1986). Mathematical models for the interpretation of environmental radioisotopes in groundwater systems. In: Fritz, P. and Fontes, J-C (eds.): *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry*, V.2., Elsevier, Amsterdam: 1-59.

THE SEASONAL CARBON DIOXIDE BUDGET FROM A MEDITERRANEAN MOUNTAIN WATERSHED IN CORSICA (IMPLICATIONS FROM GROUND AND SURFACE WATERS)

T. R. Juhlke

Friedrich-Alexander University Erlangen-Nuremberg (FAU), Department of Geography and Geosciences, GeoZentrum Nordbayern, Schlossgarten 5, 91054 Erlangen, Germany, tobias.juhlke@fau.de

F. HUNEAU

Université de Corse Pascal Paoli, CNRS UMR 6134 SPE, Laboratoire d'Hydrogéologie, Campus Grimaldi, BP 52, F-20250 Corte, France, huneau@univ-corse.fr

E. GAREL

Université de Corse Pascal Paoli, CNRS UMR 6134 SPE, Laboratoire d'Hydrogéologie, Campus Grimaldi, BP 52, F-20250 Corte, France

J.A.C. BARTH

Friedrich-Alexander University Erlangen-Nuremberg (FAU), Department of Geography and Geosciences, GeoZentrum Nordbayern, Schlossgarten 5, 91054 Erlangen, Germany

R. VAN GELDERN

Friedrich-Alexander University Erlangen-Nuremberg (FAU), Department of Geography and Geosciences, GeoZentrum Nordbayern, Schlossgarten 5, 91054 Erlangen, Germany

Abstract: Inland waters of the island of Corsica, France, part of the climate change hotspot of the western Mediterranean, were investigated to identify interaction of different water compartments with bedrock and atmosphere. The potentially large impact of climatic variations in the future on the island's hydrologic cycle was the incentive for the analysis of water chemistry parameters and light stable isotope analyses of river-, rain-, soil-, and shallow groundwater. The high-relief catchment of the Tavignanu River was sampled because of its unique conditions with respect to gradient, size and lithology. The focus on the riverine dissolved inorganic carbon (DIC) concentrations and its stable isotope ratios $(\delta^{13}C_{DE})$ produced pronounced seasonal affected results. The carbon budget of river water was influenced by atmospheric CO₉ in winter, whereas in summertime soil-derived carbon dioxide dominated. This pushed the riverine partial carbon dioxide pressure (pCO_{\circ}) to above atmospheric concentrations, which resulted in CO₂ degassing during summer. This pattern was more pronounced in the carbonate dominated areas and the heavily vegetated lowland of the catchment. The strong influence of soil conditions on river water during the dry period confirms the importance of sustainable groundwater management in these climate change affected areas.

Key words: Corsica, climate change, river water, groundwater, DIC

1. INTRODUCTION

The island of Corsica, France, lies in the midst of the northwestern Mediterranean, one of the most prominent climate change hotspots in Europe and also worldwide (Giorgi, 2006, Solomon *et al.*, 2007). Thus, it will be potentially affected largely by climatic variations in the future, with severe consequences for usable water resources (Viola *et al.*, 2014). Related to this prediction are scientific questions about the response of inland waters on changing climatic conditions and their influence on it. One aspect is the riverine contribution of CO_2 to the atmosphere. As for the carbon cycle, rivers have long been neglected to serve as a major CO_2 source (Wehrli, 2013), especially small headwater streams. The assessment of riverine dissolved inorganic carbon (DIC) and

its stable isotope ratios ($\delta^{13}C_{DIC}$) can provide a necessary base of knowledge for climate and water management related problems. They also supply additional information concerning lithology, seasonal influences, biochemical processes and the interaction of different water compartments.

2. LOCATION AND METHODOLOGY

2.1. Study site

The Tavignanu River is the second largest river on Corsica, with a total length of 89.1 km and a catchment area of 798.6 km² including tributaries (Fig. 1). It descends from 1875 m.a.s.l., flowing roughly eastward and discharges into the Tyrrhenian Sea. This exceptional gradient is mostly confined to the first 27 km, where the river drops about 1475 m of height in a crystalline high mountain environment. In the middle part, several tributaries from lithologically mixed catchments, including carbonates, granites and schists, enter the main stream. For the last 22 kilometers the river enters the low gradient, strong vegetated coastal region.



Fig. 1. Maps of the study site: a) Topographic map of the island of Corsica (France) with the location of the Tavignanu River (blue) and borders of its catchment (red). b) Simplified geologic map of the Tavignanu River catchment (area: 798.6 km²). Sampling points are shown for the Tavignanu River (circles), the Restonica River (diamonds) and other major tributaries (triangles). Gauging stations in the catchment exist for the Restonica River, the Vecchio River (stars), and the Tavignanu River (at sampling point 8)

2.2. Methods

A downstream transect along the Tavignanu River was realized with regularly spaced sampling points. The first tributary, Restonica River, was also sampled with an even distribution. The additional five major tributaries of Tavignanu River were sampled at their respective mouths to receive a representative sample of the entire sub-watershed. Five sampling campaigns took place on a quarterly basis in 2016 and 2017, to differentiate seasonal influences.

Every sample point was examined in situ for the physico-chemical field parameters water temperature (T), pH value, dissolved oxygen (DO) concentration and content, electrical conductivity (EC), redox potential, and total alkalinity (TA). Samples were analyzed for major ions via ion chromatography, trace elements via ICP-MS, stable carbon isotopes of DIC and stable oxygen and hydrogen isotopes of water via IRMS.

3. DISCUSSION

3.1. River water mixing

To identify the relative contributions of the tributary water masses to the main channel a multi tracer approach was used. Together with the discharge measurements of three gauging stations, these calculations revealed that during summer, i.e. the dry period, the overall discharge was less than 10 % of spring values and water contribution of tributaries approached the distribution of sub-catchment surface area. This hints at the absence of melting snow as water source and leaves soil and groundwater as the major water sources for the river, which are in turn fed by rainwater.

3.2. Water chemistry

A mixture of seasonal and lithological influence was observable for water chemistry. Since the three main water contributing streams rise from silicate terrains, EC values were low compared to streams in carbonate lithology. Differences in lithology were indicated by major ion distribution (Fig. 2). The sodium chloride hydrochemical water-type was mostly encountered in waters from igneous rocks and brackish environment. Most tributaries and the lower main stream samples could be assigned to the magnesium bicarbonate type. Decreasing rainfall during early summer months caused higher concentration of ions in river water, due to longer contact time of water and rock (Drever, 1997), especially in soils. Since carbonate same more soluble than silicates, the improved water-rock interaction induces more carbonate than silicate dissolution. Therefore the carbonate catchment tributaries had a stronger influence on main stream chemistry, which could be monitored via ion ratios (Gaillardet *et al.*, 1999).



Fig. 2. Hydrochemical diagram of all analyzed samples after Piper (1944) in correlation with the lithology of the sampling sites

3.3. DIC and $\delta^{13}C_{DIC}$

The total amount of inorganic carbon species (TCO_2) was closely correlated with EC values, even in granitic catchments. Riverine DIC sources could be differentiated via stable isotope analysis of DIC. They depended on dominating lithology and changed with season. In silicate terrain, most of the DIC originates from soil CO_2 and possibly minor dissolution of trace carbonates. An additional influence of atmospheric CO_2 could be detected in winter, when photosynthesis in the high mountain areas is inhibited and soil CO_2 input into the stream reduced. Carbonate tributaries derived DIC mainly from soil and carbonate rocks. There, seasonal variations correlated with climatic conditions, due to different altitude, e.g. a strong influence of soil CO_2 in the heavy vegetated lowlands during spring and summer.

The riverine partial pressure of CO_2 (pCO_2) could be calculated from TCO_2 , pH, and temperature and also exhibited seasonal and spatial trends. In winter, only the source lakes of Restonica and Tavignanu River, and the two lowermost tributaries had pCO_2 values above atmospheric levels. In spring and summer this oversaturation extended to most of the high mountain parts of Tavignanu and Restonica River and the whole lowland area. As stated above, this was due to increased soil CO_2 contribution. In conjunction with discharge and riverbed morphology data, pCO_2 values were used to calculate CO_2 fluxes between river and atmosphere (Raymond *et al.*, 2012). The overall CO_2 flux of the main stream was negative in winter, which means uptake of atmospheric carbon into the river. However, for the remaining seasons carbon fluxes showed carbon exhalation from the river.

4. Conclusion

The Tavignanu River catchment combines many important environmental parameters, such as an exceptional morphological gradient, lithological diverse sub-catchments, and a pronounced seasonality. They all influence the water chemistry, and especially the DIC system, directly or indirectly. The main drivers found here, were plant productivity and water availability which relate to seasonal and altitude differences. The baseflow conditions in summer carry no signal of snowmelt water, thus leaving shallow ground- and soil water as the only contributor to rivers. In yearly average, the main river is a carbon source to the atmosphere, even though considerable parts of the catchment are made up of granitic rocks. These findings highlight the importance of further research of small catchments as possible atmospheric CO_2 sources. The strong connection to seasonality and thereby the diversity of water sources links these riverine CO_2 budgets to ground- and rain water resources, and eventually current climatic conditions. This intensifies the significance of research of not only surface waters, but also groundwater and its sustainable management in the face of climate change.

Acknowledgements

The authors would like to thank Christian Hanke, Silke Meyer, Lucy Beinert, and Irene Wein (FAU) for help with laboratory analyses and field work. This project was financially supported within the PROCOPE program framework by the German Academic Exchange Service (DAAD; project-ID 57211614) and the French Ministry of Foreign Affairs (PHC Project No 35374PM).

References

Drever, J.I. (1997): *The Geochemistry of Natural Waters*. 3rd edn Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, 436 p.

Gaillardet, J., Dupré, B., Louvat, P. and Allègre, C.J. (1999): Global silicate weathering and CO₂ consumption rates deduced from the chemistry of large rivers. *Chemical Geology*, 159(1-4): 3-30.
Giorgi, F. (2006): Climate change hot-spots. *Geophysical Research Letters*, 33(8).

Piper, A.M. (1944): A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses.

Transactions, American Geophysical Union, 25(6): 914.

- Raymond, P.A., Zappa, C.J., Butman, D., Bott, T.L., Potter, J., Mulholland, P., Laursen, A.E., Mc-Dowell, W.H. and Newbold, D. (2012): Scaling the gas transfer velocity and hydraulic geometry in streams and small rivers. *Limnology & Oceanography: Fluids & Environments*, 2(0): 41-53.
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. and Miller, H.L. (2007): Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, 2007. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Viola, F., Sapiano, M., Schembri, M., Brincat, C., Lopez, A., Toscano, A., Diamadopoulos, E., Charalambous, B., Molle, B. and Zoumadakis, M. (2014): The state of water resources in major Mediterranean islands. *Water Resources*, 41(6): 639-648.

Wehrli, B. (2013): Biogeochemistry: Conduits of the carbon cycle. *Nature*, 503(7476): 346-347.

IMPACTS OF GLOBAL CHANGES ON GROUNDWATER RESOURCES IN NORTH-EAST TUNISIA: THE CASE OF THE GROMBALIA PHREATIC AQUIFER

F. LACHAAL S. CHARGUI R.B. MESSAOUD A. CHEKIRBANE A. MLAYAH Georesources Laboratory, Water Research and Technology Centre, Borj Cedria Ecopark, PO Box 273 Soliman 8020, Tunisia. e-mail: lachaalfethi@yahoo.fr / fethi.lachaal@certe.rnrt.tn M. TSUJIMURA

Faculty of Life and Environmental Sciences, University of Tsukuba, 1-1-1 Tennodai, Tsukuba, Ibaraki 305-8577, Japan

R.B. Messaoud

S. MASSUEL

C. Leduc

IRD, UMR G-EAU, BP 5095, 34196 Montpellier Cedex 5, France

Abstract: Due to the growing water demand, especially for the agricultural development, the water management in the Grombalia region (NE Tunisia) exploits multiple sources of water. Rainfall is marked by a strong seasonal and interannual variability in time and over space. The regional aquifer has been intensively used for irrigation. Artificial groundwater recharge has been initiated in 1975, in order to reduce the piezometric depletion. It is fed by an important surface water transfer from the North-West of Tunisian since 1984 and by 3 local dams. As a consequence, the Grombalia aquifer system has undergone multiple hydrodynamic and hydrochemical changes, affecting it deeply during the last decades. This study investigates their consequences on the groundwater quantity and quality. In this context, a multi-tracer approach was carried out in the Grombalia basin, based on 4 field visits between March 2013 and April 2015.

The recent piezometric decline varying between 0 and -18 m in the upstream part of the aquifer is due to the intense groundwater pumping. Conversely, a water level rise in the central and downstream parts is explained by the excess irrigation return flow: since 1992, the groundwater has risen of up to 2 m. The waterlogging creates many agricultural, environmental and economic problems because of the suffocation of plants. An increase in groundwater salinity is the consequence of agriculture intensification in the Grombalia basin.

Key words: Water resources management, Anthropogenic activities, Hydrogeochemistry, Multi-tracer, stable isotopes

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

HYDROGEOLOGICAL MODEL OF MIJAS MOUNTAIN AQUIFERS UNDER DIFFERENT CLIMATE CONDITIONS (MALAGA, SPAIN)

J. Martín-Arias (&) B. Andreo

Departamento de Geología y Centro de Hidrogeología de la Universidad de Málaga. Facultad de Ciencias. Campus de Teatinos s/n, Universidad de Málaga. 29071 Málaga, Spain e-mail: j.martin@uma.es, andreo@uma.es

P. Martínez-Santos

Departamento de Geodinámica, Facultad de Ciencias Geológicas. C/José Antonio Novaís 2. Universidad Complutense de Madrid, Ciudad Universitaria. 28040 Madrid, Spain e-mail: pemartin@ucm.es

Abstract: Carbonate aquifers represent an important source of freshwater, both for urban and agricultural uses. This is particularly true in semiarid regions, where intensive pumping has often led to aquifer overexploitation. One example is the Mijas mountain carbonate diffuse flow system (80 km²), located to the SW of the city of Malaga, Spain. From a geological standpoint, this area consists of Triassic dolomitic and calcareous rocks, which overlay Palaeozoic metapelites. The geological structure is formed by ESE-WNW folds and the metapelites anticlinal cores have divided the study area into four aquifer systems. The recharge of Mijas mountain aquifers comes from direct infiltration of rainfall, while pumping is the main discharge. To improve the knowledge of geological and hydrodynamic parameters, and therefore to improve water resources management, a hydrogeological model has been developed with Processing Modflow 8.0.42. Piezometric level and spring flows have been modelled, under steady and transient-flow conditions for a 35-year period. Five future scenarios were simulated for different rainfall and pumping conditions. Outcomes confirm that the water level evolution is determined by the quantity and distribution of rainfall during the hydrological year, with the same pumping rate. The results also suggest that current trends are likely to raise sustainability issues in the future.

Key words: Groundwater model, Processing Modflow, Future scenarios, Karstic aquifer, Fisurated flow system.

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Ground-water and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

QUALITATIVE EVALUATION OF CLIMATE CHANGE EFFECTS ON NITRATE OCCURRENCE AT SEVERAL AQUIFERS IN THE CATALONIA INNER BASIN

J. MAS-PLA

L. Portell

Institut Català de Recerca de l'Aigua (ICRA), c/ Emili Grahit, 101, 17003 Girona, Spain; e-mail: jmas@icra.cat

A. Menció

Grup de Geologia Aplicada i Ambiental (GAiA-Geocamb), Deptartament de Ciències Ambientals, Campus de Montilivi, Universitat de Girona, 17003 Girona, Spain

Abstract: According to climate predictions, climate change will modify the water balance leading to drier hydrological conditions in Western Mediterranean regions. Such a modification of the water budget will have influences on the groundwater nitrate content in the aquifers. In this paper, we review the effects of climate change on nitrate content, taking as reference four selected aquifers in Catalonia (NE Spain), considering hydrogeological, environmental and socio-economic concerns. Since the outcome of good agricultural practices in the next decades is uncertain to reduce nitrate content in groundwater, new water supply alternatives, as reclaimed water reuse, must be planned so they are already included in present operational budgets in order to avoid considering them as externalities when they will be urgently needed.

Key words: Climate change, Nitrate, Groundwater pollution, Catalonia

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

GROUNDWATER RESPONSES TO CLIMATE CHANGE IN A COASTAL SEMI-ARID AREA FROM MOROCCO; CASE OF ESSAOUIRA BASIN

S. OUHAMDOUCH (&) M. BAHIR Laboratoire de Géosciences et Environnement, Département de Géologie, Ecole Normale Supérieure Université Cadi Ayyad, Marrakech, Maroc e-mail: salah.ouhamdouch@edu.uca.ma

> P.M. CARREIRA Centro de Ciências e Tecnologias Nucleares,CTN/IST Universidade de Lisboa, Portugal

K. ZOUARI Laboratoire de Radio-Analyse et Environnement, Ecole Nationale d'Ingénieurs de Sfax Université de Sfax, BP W3038, Sfax, Tunisie

Abstract: During the last decades, a decrease in precipitation and an increase in air temperature are observed from arid and semi-arid areas. Therefore, changes in the water resource balance are expected. In this context, this study aimed to identify the climate change effects on groundwater from the Essaouira basin (southwestern Morocco). The average precipitation is about 300 mm/year and the temperatures oscillate around 20°C. The climate study showed that the precipitation and the air temperatures show a general downward trend (~12 %) and an upward trend (~1.5 °C), respectively. The decrease in recharge and recurrent drought episodes caused a continuous decrease in groundwater level. The hydrogeochemical approach indicates that (i) the groundwater facies was mainly of the Na-Cl type from 1990 to 2009, and Mg-Ca-Cl for 2015, (ii) a degradation of groundwater quality with an increase in salinity (80-3500 mg/L) that resulted from the dissolution of evaporate minerals and seawater intrusion. The concentration of ¹⁸O, ²H are determined, the local meteoric water line (LMWL) close to the global meteoric water line (GMWL) characterizing ocean precipitations is determined. The ground waters of Essaouira basin are very sensitive to any variation in the natural recharge, this makes them very vulnerable faced with the climate change. The results of this study should be taken in consideration for the future water management in this region.

Key words: Climate change, Essaouira basin, semi-arid, water resource.

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Ground-water and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

FUTURE EFFECTS OF CLIMATE CHANGE ON THE DYNAMICS OF THE SIERRA NEVADA SNOWPACK: CONCLUSIONS FROM CELLULAR AUTOMATA MODELS

EULOGIO PARDO-IGÚZQUIZA Instituto Geológico y Minero de España, Ríos Rosas, 23, 28003 Madrid, e-mail: e.pardo@igme.es

A.J. Collados-Lara

D. Pulido-Velazquez

Unidad del IGME en Granada, Urbanización Alcázar del Genil, Urb. Alcázar del Genil, 4. Edificio Zulema Bajo, 18006, Granada (Spain). e-mails: ajcollados@gmail.com, d.pulido@igme.es

Abstract Water resources (surface water and groundwater) of Alpine basins are conditioned by the spatiotemporal evolution of the snowpack. In turn, the dynamics of the snowpack depends on stationary parameters (altitude, slope, orientation,...) and non-stationary parameters (rainfall, temperature, wind, ...). In this work the influence of climate change has been studied considering that the stationary parameters are constant while precipitation and temperature have been modified according to different climate change scenarios. The calculations have been carried out by spatially distributed cellular automata models that describe the dynamics of the snowpack according to state (snow or no snow) transition rules according to the altitude of each cell, the state of neighbor cells and climate indexes that drive the dynamics of the snowpack. This analysis has been applied to the Sierra Nevada mountain range where several Mediterranean alpine basins have their origin. The climatological models predict that, for the time period (2071-2100), there will be a temperature increase of around 30% and a reduction in precipitation of around 27%. This information is used to generate plausible indexes of the climate variables and to study their effect on the snow cover. This kind of analysis is very important in planning and management of water resources (both surface water and groundwater) of Alpine basins that are originated in Sierra Nevada.

Key words: Water Resources, Cellular automata, Sierra Nevada, Precipitation, Temperature

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

MODELO MATEMÁTICO DISTRIBUIDO DE UN ACUÍFERO KÁRSTICO MEDITERRÁNEO PARA EL ESTUDIO DE LOS EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO: EL CASO DE LA SIERRA DE LAS NIEVES (MÁLAGA, ESPAÑA)

E. PARDO-IGÚZQUIZA Instituto Geológico y Minero de España, Ríos Rosas, 23, 28003 Madrid (Spain). E-mails: e.pardo@igme

A. PULIDO-BOSCH Departamento de Biología y Geología, Universidad de Almería, Edificio Científico Técnico II-B, apulido@ual.es

J.A. LUQUE-ESPINAR Instituto Geológico y Minero de España, Urb. Alcázar del Genil, 4. Edificio Zulema Bajo, 18006, Granada (Spain). E-mails: ja.luque@igme.es

J. HEREDIA Instituto Geológico y Minero de España, Ríos Rosas, 23, 28003 Madrid (Spain). E-mails: j.heredia@igme.es

J.J. DURÁN Instituto Geológico y Minero de España, Ríos Rosas, 23, 28003 Madrid (Spain). E-mails: jj.duran@igme.es

Abstract: Karst aquifers are complex hydrogeological systems, mainly because their high heterogeneity introduced by a three-dimensional network of karst conduits. These conduits are the responsible of the quick flow of water after rainfall events and that can be observed in spring hydrographs. In this work we have developed a threedimensional mathematical model of a karst aquifer by coupling a vertical gravity flow in the vadose zone and a bidimensional Darcian flow in the saturated zone. The model has been applied to the karst aquifer of the Sierra de las Nieves. This is a high relief karst massif with more than 1000 m of non-saturated thickness in some sectors and with a well-developed network of karst conduits. The modeling of this aquifer is challenging and it is described in the main text. The calibrated model can be used to study the effects of climate change on the water cycle in the aquifer. The results can help the managers of the aquifer which is in an area with high ecological value.

Palabras clave: modelo matemático, zona vadosa, acoplamiento de modelos, recarga, cambio climático

1. Introducción

Los acuíferos kársticos son sistemas hidrogeológicos muy complejos debido a su gran heterogeneidad. En efecto, en el medio kárstico se superponen tres tipos de porosidad: la porosidad de la matriz rocosa, la porosidad de fracturas y la porosidad de conductos kársticos e incluso, en algunos casos, lo que algunos autores han denominado porosidad cavernaria (Motyka, 1988). Además, los macizos kársticos tienen un gran valor hidrológico, ecológico y paisajístico tanto en superficie como subterráneo. Sin embargo, son medios muy frágiles con respecto a la contaminación y a los posibles efectos del cambio climático. Esto es debido a que el ciclo hidrológico en un acuífero kárstico, y en especial en los acuíferos kársticos mediterráneos de relieve alto, está mantenido por el aporte de agua principalmente en forma de lluvia, que supone la principal entrada de agua en el sistema. La circulación del agua dentro del sistema kárstico se produce a través de los diferentes tipos de porosidad cuyo desarrollo y distribución espacial definen las características transmisivas y capacitivas del mismo. En este sentido, un modelo matemático tridimensional espacialmente distribuido puede constituir una herramienta de gran utilidad en la gestión del acuífero y en la previsión de los efectos del cambio climático, atendiendo a posibles escenarios futuros, lo que permitirá el diseño de estrategias para la mitigación de los posibles efectos adversos del cambio global (Toure *et al.*, 2016). Sin embargo, el modelado matemático del flujo de agua en un acuífero kárstico ha sido siempre un desafío debido a la complejidad, ya comentada, de los sistemas kársticos (Kiraly *et al.*, 1995). Esta complejidad es debida a la heterogeneidad introducida principalmente por la red de conductos kársticos; teniendo en mente que el flujo de agua en un acuífero fracturado es un importante problema en sí mismo (Neuman, 2005). No obstante, el enfoque clásico ha consistido en utilizar el análisis de sistemas para extraer la importante información suministrada por los hidrogramas de los manantiales (Padilla y Pulido-Bosch, 1994). A diferencia de estos modelos de caja negra, en este trabajo se implementa un modelo espacialmente distribuido que puede simular la respuesta del sistema a cambios espacio-temporales de variables climáticas en relación al cambio global. La metodología se aplica al acuífero carbonático de la Sierra de las Nieves en la provincia de Málaga en el sur de España. El acuífero está dentro de un Parque Natural, declarado Reserva de la Biosfera por la UNESCO.

2. Metodología

Se ha desarrollado un modelo matemático de un acuífero kárstico no confinado para simular el flujo de agua que entra en el sistema a partir de una recarga espacialmente distribuida a lo largo del tiempo, que circula a través del macizo kárstico y que sale por los manantiales. El enfoque utilizado se ha representado en la Figura 1.



Flujo darciano 2D, aproximación de Dupuit

1 Voxel superficial donde tiene lugar la recarga, este voxel tiene coordenadas (x, y, altitud).

Recarga rápida (flecha) que implica (en práctica para el paso de simulación temporal, el paso instantáneo) de agua desde la superficie hasta el nivel piezométrico. La recarga lenta (difusa) implica la percolación por gravedad a lo largo de la zona vadosa respondiendo a la ecuación de Richards para flujo no saturado (puntos de discretización para modelo de diferencias finitas).

El factor de recarga permite el acoplamiento entre el modelo descrito por la ecuación de Ricards 1D para la zona vadosa y el flujo darciano 2D para la zona saturada. Es este un borde dinámico de acuerdo a las fluctuaciones del nivel piezométrico. La recarga se produce del último voxel 3D de la zona vadosa a la correspondiente celda 2D de la zona saturada.

Figura 1. Modelo matemático tridimensional de un acuífero kárstico no confinado por el acoplamiento de un modelo unidimensional de flujo vertical en la zona no saturada y un modelo bidimensional de flujo horizontal en la zona saturada

Básicamente, y tal como se puede ver en la figura 1, el modelo implementado consiste en un acoplamiento de un modelo unidimensional que describe el flujo no saturado a lo largo de cada columna de cubos o vóxeles en la vertical y un modelo de flujo saturado bidimensional para la zona saturada. El flujo no saturado se describe mediante la ecuación de Richards, considerando solamente el flujo por gravedad (Richards, 1931; Pachepsky *et al.*, 2003):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t} - k_l C$$
(1)

Donde es el tiempo, es la coordenada vertical (altitud), es el contenido volumétrico de agua, y es la conductividad hidráulica no saturada que a su vez es una función del contenido volumétrico de agua. Y el flujo en la zona saturada se considera como un flujo darciano bidimensional (Wang and Anderson, 1982):

$$\frac{\kappa}{2} \left(\frac{\partial^2 h^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h^2}{\partial y^2} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} - R(x, y, t)$$
(2)

Donde es la altitud del nivel piezométrico, es el coeficiente de almacenamiento, son las coordenadas espaciales, es el tiempo, y es la recarga. Este último término de recarga es el flujo vertical en la zona vadosa correspondiente al voxel alcanzado por el nivel piezométrico y es este precisamente el acoplamiento entre el flujo de la zona no saturada y el flujo de la zona saturada (Pardo-Igúzquiza *et al.*, 2017).

3. Caso de estudio y datos

El área de estudio es el acuífero kárstico de la Sierra de las Nieves en el Sur de España (Figura 2) y que tiene una superficie aproximada de 100 km². El macizo kárstico está constituido por una sucesión de rocas carbonáticas (dolomías, calizas y brechas dolomíticas) plegadas con un espesor conocido de más de 1200 m en algunos sectores. Los límites del acuífero son rocas impermeables constituidas por peridotitas y esquistos en los bordes sur, este y oeste, y rocas de facies flysch en el norte (Liñan-Baena, 2005). El acuífero kárstico tiene tres sistemas hidrogeológicos principales que drenan hacia tres importantes manantiales kársticos. La cuenca hidrogeológica más oriental (gris oscuro en la figura) que drena hacia el manantial de Río Grande es el que se ha modelado en el presente trabajo (Figura 3). La discretización de las celdas en la horizontal es de 100 m x 100 m y de 1 m a lo largo de la vertical. El epikarst se simula como una zona vertical desde la superficie hasta cierta profundidad, que tiene alta porosidad y es capaz de retener agua y retrasar su tránsito. Sin embargo, en la cuenca hidrogeológica que se va a utilizar en este estudio no hay un epikarst bien desarrollado. Una descripción del modelo conceptual del acuífero puede encontrarse en Pardo-Igúzquiza *et al.* (2015).

4. Resultados y discusión

Los parámetros geométricos e hidrogeológicos se han representado en la Tabla 1 y la zona de recarga preferente en la figura 4. En primer lugar se ha simulado un pulso (de un día) de recarga constante de 50 mm/día en todo el acuífero. La respuesta (hidrograma) se observa en la figura 5 tanto para un 100% de flujo difuso como para un 30% de recarga difusa y un 70% de recarga concentrada que tiene lugar en la zona definida en la figura 4. Estos pulsos pueden utilizarse para calibrar el modelo. La respuesta que se muestra en la figura 5 refleja muy claramente el tránsito que ha de efectuar el agua a lo largo de la zona no saturada; empleando más tiempo en las zonas que tienen mayor espesor no saturado. Así la respuesta trimodal de la figura 5 se explica muy bien considerando el histograma de espesores no saturados del acuífero datos en la figura 6. Por último, la figura 7 muestra el hidrograma observado y el simulado para 150 días de simulación comenzando en el estiaje del verano de 1995. Puede observarse el buen ajuste en términos generales, máxime cuando tanto el hidrograma como la recarga están también sujetos a notables incertidumbres; en el hidrograma por las razones expuestas en Liñan (2005) y en la recarga por la incertidumbre en la estimación de lluvia, evapotranspiración e infiltración.



Figura 2. A: Localización de la zona de estudio: el acuífero kárstico de la Sierra de las Nieves en la provincia de Málaga en el sur de España. B: Mapa geológico simplificado del acuífero carbonatado. 1: Dolomías, 2: Calizas, 3: Brecha carbonatada



Figura 3. Los tres sistemas hidrogeológicos principales que drenan hacia tres importantes manantiales kársticos

Voxel , discretización espacial	(100 m, 100 m, 1 m)		
Paso temporal	0.001 días		
Coeficiente de almacenamiento (zona saturada)	0.001		
Conductividad hidráulica (zona saturada)	0.26 m/día		
Conductividad hidráulica vertical (zona no saturada)	9.6 m/día		
Conductancia del dren para simular el manantial			

Tabla 1. Parámetros geométricos e hidrogeológicos del modelo matemático



Figura 4. El polígono blanco es el área del acuífero con infiltración preferente y se ha inferido en base a la alta fracturación, la alta densidad de simas y la red de conductos kársticos cartografiada por los espeleólogos



Figure 5. Hidrograma del manantial kárstico de Río Grande para una entrada unitaria (1 día de recarga) igual a 50 mm (barra gris vertical) en toda la cuenca hidrogeológica



Figure 6. Histograma de los espesores de la zona no saturada para las diferentes celdas de discretización



Figure 7. Hidrograma experimental (línea discontínua) y simulación (línea continua) del manantial de Río Grande)

5. Conclusiones

En este trabajo se presenta un modelo tridimensional espacialmente distribuido de un acuífero kárstico. En esencia puede considerarse como una simulación utilizando el medio poroso equivalente, pero que del modo implementado, mediante un acoplamiento de un modelo unidimensional vertical de flujo no saturado en la zona vadosa y un modelo bidimensional de flujo de Darcy en la zona saturada, produce un buen ajuste entre valores experimentales y simulados. Es por ello que el modelo matemático resultante es una herramienta valiosa para estudiar los efectos futuros del cambio climático como son un incremento de la temperatura y una disminución de las precipitaciones.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto CGL2015-71510-R (Ministerio de Economía, Industria y Competitividad).

Referencias

- Kiraly, L., Perrochet, P. and Rossier, Y., 1995. Effect of the epikarst on the hydrograph of karst springs: a numerical approach. *Bulletin d'Hydrogéologie*, 14, 199-220.
- Liñan-Baena, C., 2005. Hidrogeología de acuíferos carbonatados en la unidad Yunquera-Nieves (Málaga). *Plublicaciones del Instituto Geológico y Minero de España*. Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas no. 16, Madrid, 322 p.
- Motyka, J. 1988. Triassic carbonate sediments of Olkusz–Zawiercie ore-bearing district as an aquifer. Tesis Univ. Cracovia. 109 p.
- Neuman, S. P., 2005. Trends, prospects and challenges in quantifying flow and transport through fractured rocks. *Hydrogeology Journal*, 13, 124-147.
- Padilla, A. and Pulido Bosch, A. 1995. Study of hydrographs of karstic aquifers by means of correlation and cross-spectral analysis. *Journal of Hydrology*, 168, 73-89.
- Pachepsky, Y., Timlin, D. and Rawls, W., 2003. Generalized Richards' equation to simulate water transport in unsaturated soils. *Journal of Hydrology*, 272, 3-13.
- Pardo-Igúzquiza, E., Durán, J.J, Luque-Espinar, J.A., Robledo-Ardila, P.A., Martos-Rosillo, S., Guardiola-Albert, C., Pedrera, A., 2015. Karst massif susceptibility from rock matrix, fracture and conduit porosities: a case study of the Sierra de las Nieves (Málaga, Spain). *Environmental Earth Sciences*, 74, 7583-7592.
- Richards, L.A., 1931. Capillary conduction of liquids in porous mediums. Physics 1, 318-333.

Adama Toure, A., Diekkrüger, B., Adama, A., 2016. Impact of Climate Change on Groundwater Resources in the Klela Basin, Southern Mali. *Hydrology*, 3, 1-17.
ESTIMACIÓN PRELIMINAR DE LA RECARGA EN LAS PERIDOTITAS DE SIERRA BERMEJA (PROVINCIA DE MÁLAGA, ESPAÑA): SENSIBILIDAD AL CAMBIO CLIMÁTICO

E. PARDO-IGÚZQUIZA Instituto Geológico y Minero de España, Ríos Rosas, 23, 28003 Madrid (Spain). E-mails: e.pardo@igme.es

S. MARTOS ROSILLO Instituto Geológico y Minero de España, Urb. Alcázar del Genil, 4. Edificio Zulema Bajo, 18006, Granada (Spain). E-mails: s.martos@igme.es

J.A. CABRERA ARRABAL Instituto Geológico y Minero de España, Urb. Alcázar del Genil, 4. Edificio Zulema Bajo, 18006, Granada (Spain)

A. PEDRERA Instituto Geológico y Minero de España, Ríos Rosas, 23, 28003 Madrid (Spain). E-mails: a.pedrera@igme.es

A. RUIZ CONSTAN Instituto Geológico y Minero de España, Urb. Alcázar del Genil, 4. Edificio Zulema Bajo, 18006, Granada (Spain). E-mails: a.ruiz@igme.es

J.J. DURÁN VALSERO Instituto Geológico y Minero de España, Ríos Rosas, 23, 28003 Madrid (Spain). E-mails: jj.duran@igme.es

Abstract: Los recursos hídricos subterráneos de una cuenca están condicionados por la evolución espacio-temporal de la recarga. Esta, a su vez, depende de parámetros propios de la cuenca que definen la infiltración y escorrentía, y de parámetros susceptibles al cambio global, como son las variables climáticas (precipitación y temperatura) y los usos del suelo. En este trabajo se estudia la sensibilidad al cambio climático (variaciones temporales de las variables climáticas), considerando constantes los parámetros de la cuenca (permeabilidad vertical, pendiente, espesor del suelo-roca fracturada...) y los usos del suelo de las peridotitas de Sierra Bermeja (Málaga, Sur de España). Este relieve presenta una pluviometría media anual relativamente alta (1110 mm/año de media en los últimos 35 años), lo que hace que la recarga para estas rocas duras resulte del 23 % de la precipitación. Aunque la recarga es relativamente reducida, su contribución es fundamental para el mantenimiento de los caudales de base de los ríos y de los ecosistemas asociados. Con todo, esta situación puede empeorar en el futuro, debido a los efectos del cambio climático en la región. Los modelos pronostican un aumento de temperatura (incremento de la evapotranspiración) y un régimen con menor precipitación y con una mayor concentración temporal de la precipitación en eventos extremos, con el consiguiente incremento de la escorrentía superficial. Para analizar los posibles efectos del cambio climático en la recarga se ha utilizado un modelo agregado, que se ha aplicado al extenso afloramiento de peridotitas en Sierra Bermeja. Posteriormente, se ha analizado la sensibilidad de la recarga frente a distintas modificaciones en las variables climáticas.

Palabras clave: cambio climático, infiltración, recarga, rocas duras.

1. Introducción

Históricamente, pese a que las rocas ígneas y las metamórficas (rocas duras) afloran entre un 20 y un 35 % de la superficie de la tierra (Gustafson and Kransy, 1994; Amiotte et al., 2003;

Comte et al., 2012), los "acuíferos" asociados a estos materiales han sido poco investigados debido a su baja productividad hidráulica en comparación con los acuíferos detríticos y carbonatados. No obstante, durante los veinte últimos años, esta situación ha cambiado. Recientemente, se han publicado numerosos trabajos de exploración de los recursos hídricos asociados a las rocas duras (Shapiro, 2007), en especial en zonas áridas y semiáridas (eg Wright and Burgess, 1992; Lloyd, 1999). Asimismo, ha crecido la investigación de detalle de este tipo de acuíferos para conocer su capacidad de retención de contaminantes en posibles reservorios de residuos nucleares (Singhal y Gupta, 2010) o la investigación del importante papel que estos terrenos juegan en el mantenimiento de los caudales de base de los ríos (Comte et al., 2012), entre otros aspectos. Pese a todo, los trabajos sobre la evaluación de la recarga en rocas duras no son muy abundantes y menos, aún, los que tratan su posible variación debido a los efectos del cambio climático. La gran heterogeneidad de la permeabilidad y de la porosidad y la existencia de zonas de infiltración preferencial dificultan la evaluación de la recarga en las rocas duras. No obstante, en Singhal y Gupta (2010), se presenta una síntesis de algunos trabajos en los que se estimó la recarga a partir del agua de precipitación, y esta solía estar comprendida entre el 3 y el 21 % de la precipitación, aunque eran más habituales los valores comprendidos entre el 5 y el 15%.

En este trabajo se presentan los resultados de la evaluación de la precipitación media y de la recarga que se produce en las rocas duras de Sierra Bermeja (Málaga, Sur de España, Figura 1). Asimismo, se ha realizado un análisis de los posibles modificaciones de la recarga que se producirían en esta zona como consecuencia del cambio climático.

2. Material y métodos

En este trabajo se han generado series temporales de recarga a partir de los datos climáticos experimentales, una serie de variables de cuenca y un sencillo modelo agregado de balance hídrico. La recarga se calcula a nivel diario y, a partir de dichos valores, se pueden obtener series temporales mensuales y anuales de recarga por agregación de los datos diarios en meses o años. La estimación de la lluvia y temperatura diarias se efectúa por krigeaje con deriva externa (Wackernagel, 2003), ya que así se puede tener en cuenta la topografía como variable secundaria. Es bien conocido que hay una correlación positiva entre altitud y lluvia media y una correlación negativa, aunque más significativa, entre altitud y temperatura. En las estimaciones se han utilizado los datos originales de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET): 18 estaciones de precipitación y 6 estaciones de temperatura. Para los días en que había menos de 3 datos experimentales se tomaron los valores de Spain02 (Herrera et al., 2016). Para la estimación de precipitación y temperatura de los 16314 días que comprende el período de interés se utilizó un variograma climático ajustado a la precipitación diaria media y temperatura diaria media, respectivamente. Para el cálculo de la evapotranspiración potencial (ETP) se empleó el método de Thornthwaite a nivel mensual, que es como se definió, y a posteriori se desagrega para disponer de la ETP a nivel diario. De este modo y con los parámetros empíricos de cuenca es posible aplicar un método de balance hídrico diario. Este modelo, aunque sencillo, nos permite examinar cómo sería la recarga si se cumplen las predicciones de cambio climático que se pueden extrapolar de zonas cercanas y que implicarían un descenso de la precipitación en un 30% y un incremento de temperatura del 30% para la segunda mitad del presente siglo . Además, se especula con que se incrementarán los eventos extremos de precipitación simultáneamente a la reducción de precipitación (Gao y Georgi, 2008). Hemos simulado una serie temporal de precipitación y temperatura con esas premisas modificando las series experimentales previas y se han analizado los resultados del balance como si estos fuesen valores experimentales.



Figura 1. Localización de la zona de estudio

3. Área de estudio

Sierra Bermeja consiste en un extenso afloramiento de rocas peridotíticas (300 km²), clasificado como el afloramiento más grande de lherzolias del mundo (Obata, 1980) y del que se debe destacar su especial interés, por la rareza de las especies vegetales y animales asociadas a los suelos desarrollados sobre estas rocas ultramáficas (Gómez-Zotano et al., 2014). En Sierra Bermeja nace un buen número de ríos que desembocan directamente en el Mediterráneo. Es el caso de los ríos Padrón, Castor, Velerín, Guadalmansa, Guadalmina y Guadaiza. Además, parte de los recursos que se generan en Sierra Bermeja contribuyen al mantenimiento de los caudales de base del Río Verde. La precipitación media anual correspondiente al periodo 1980-2014 es de 1110 mm/año.

Las peridotitas de Ronda están emplazadas en la Cordillera Bética, entre unidades metamórficas del Complejo Alpujárride. En Sierra Bermeja, alcanzan un espesor máximo de unos 5 km y muestran una zonificación petrológica y estructural a escala kilométrica que condiciona en gran medida su grado de meteorización. De arriba a abajo y de norte a sur se reconocen tres zonas principales: milonitas en facies granate-espinela, peridotitas granulares en facies de espinela y tectonitas en facies de plagioclasa (Van der Wal y Vissers, 1996). En las dos últimas es donde los suelos alcanzan mayor desarrollo. Las peridotitas sufrieron una serpentinización heterogénea que en algunos sectores supone la transformación casi total de los minerales originales. Fallas de direcciones y cinemática muy variable, con predominio de orientaciones NE-SO y NO-SE, deformaron las peridotitas y facilitaron su serpentinización (e.g. Pedrera et al., 2016) y la circulación actual de agua. Andreo y Gervilla (2007) presentan una síntesis de la hidrogeología de las rocas ultramáficas desarrollados en la provincia de Málaga, aunque se clasifica a estas rocas como materiales de baja permeabilidad. En todo caso, Sierra Bermeja es el mayor de los afloramientos de peridotitas de la provincia, con 300 km². Hasta la realización de este trabajo se desconocía la precipitación media que lo alcanzaba y tampoco se disponía de evaluación preliminar de su recarga. La descarga de estas rocas se produce a través de numerosos manantiales de reducido caudal y de forma difusa hacia los ríos que lo drenan. En este sentido destaca la ausencia de trabajos que investiguen la relación río-acuífero, dado que de los caudales de estiaje, estrechamente vinculados a la contribución subterránea de las peridotitas, depende el mantenimiento de los singulares ecosistemas desarrollados en este tipo de rocas. Por otro lado, Andreo y Gervilla (2007) y más recientemente, Vadillo et al. (2015), realizaron un inventario con los principales manantiales de Sierra Bermeja y diferenciaron los distintos tipos de facies hidroquímicas de las aguas subterráneas. Asimismo, presentaron un modelo conceptual de funcionamiento en el que se distinguen dos tipos de flujo: i) uno más superficial, relacionado con la zona de alteración del macizo, en el que las aguas son bicarbonatadas magnésicas o magnésico sódicas, con conductividades eléctricas comprendidas entre 200 y 700 mS/cm, y pH menor de 9, ii) otro profundo, relacionado con el flujo a través de

sistemas de fracturas, en el que las aguas son más mineralizadas (CE >700 mS/cm), con facies cloruradas sódicas o hidróxicas cálcicas, y presentan un pH por encima de 9.

4. Resultados y discusión

Las series temporales diarias de precipitación y temperatura, correspondientes al período 1980-2014, se han obtenido a partir de los datos experimentales utilizando krigeaje con deriva externa. Los resultados se han representado en las figuras 3A y 3B.

En Sierra Bermeja, se ha considerado un espesor medio del suelo de 30 cm, una conductividad hidráulica vertical de 13 mm/día, y una reserva útil de agua en el suelo de 60 mm, atendiendo a la información disponible en Aguilar et al. (1998). Utilizando estos valores y un modelo secuencial de balance de agua en el suelo se obtienen los resultados mostrados en la figura 3D a nivel diario y en la figura 4 para valores anuales medios.



Figura 3. Series temporales diarias estimadas para Sierra Bermeja-Tolox (periodo 1980-2014). A: lluvia, B: temperatura media; C: Evapotranspiración potencial; D: Recarga

Las figuras 4A a 4D muestran la lluvia anual media, evapotranspiración real (ETR) media, escorrentía anual media y recarga anual media, respectivamente. La recarga media interanual de la figura 4D implica que la recarga supone un 23% de la precipitación, con el régimen actual de precipitación y temperatura. Obviamente, si este régimen cambia, cambiará la recarga aunque se consideran constantes el resto de los factores (parámetros empíricos de cuenca). De este modo, para estudiar los posibles efectos del cambio climático se puede considerar el peor escenario posible que predicen los modelos y que supone un descenso de las precipitaciones en un 30% y un aumento de temperatura en un 30%, de acuerdo con los valores que se han obtenido en otros estudios para zonas cercanas. Además, existe la previsión de que la distribución temporal de la lluvia también cambiará, de modo que se tendrán más eventos de precipitación extrema. Teniendo en cuenta estos condicionantes se ha generado para el mismo intervalo de datos 1980-2014 series sintéticas de precipitación y temperatura como las que cabe esperar en el período de las proyecciones climáticas 2071-2100. La serie de temperatura considerada ha sido la experimental del período 1980-2014, pero incrementada un 30% la temperatura media y la serie de precipitaciones se ha generado disminuyendo un 30% la precipitación total pero incrementando la importancia y número relativo de precipitaciones extremas. Con estas nuevas series climáticas el modelo predice los resultados que se muestran en las figuras 5A a 5D para la lluvia anual media, evapotranspiración real media, escorrentía anual media y recarga anual media, respectivamente. En esencia, la escorrentía total se incrementaría, sobre todo si se considera en términos relativos con respecto a la precipitación. La recarga disminuiría drásticamente hasta representar sólo un 6% de la precipitación, dando lugar a secuencias de varios años donde no se produciría recarga, lo que implicará la existencia de graves problemas medioambientales en la zona.



Figure 4. Valores medios anuales y media plurianual (en rojo) para A: lluvia, B: evapotranspiración real, C: escorrentía y D: recarga en las peridotitas de Sierra Bermeja-Tolox (periodo 1980-2014)



Figura 5. Valores medios anuales y media plurianual (en rojo) para A: lluvia, B: evapotranspiración real, C: escorrentía y D: recarga en las peridotitas de Sierra Bermeja-Tolox (proyecciones climáticas 2071-2100)

5. Conclusiones

La cuantificación de la recarga en rocas duras es un importante problema a resolver para la evaluación de los recursos hídricos en buena parte del planeta. Se presenta un modelo secuencial de balance hídrico a nivel diario que permite obtener la recarga diaria. Dicha recarga, así como las otras variables que resultan del modelo, pueden agruparse a nivel anual para tener una visión de conjunto de los resultados. Este mismo modelo se ha utilizado para predecir los resultados esperables del cambio climático mediante la generación de series climáticas sintéticas de precipitación y temperatura, con los valores estadísticos medios que se obtienen de las proyecciones climáticas del período 2071-2100, considerando el peor escenario posible de incremento de CO₉ en la atmósfera. Teniendo en cuenta dichas previsiones, y simulando series correspondientes al mismo período al estudiado para años recientes, se llega a la conclusión de que se producirá un importante descenso de la recarga, llegando a darse el caso de producirse secuencias de varios años consecutivos con recargas mínimas, que generarán importantes afecciones negativas desde el punto de vista medioambiental. En todo caso, se considera necesario investigar la variabilidad espacial de las propiedades hidráulicas de los suelos de Sierra Bermeja e instalar y monitorizar varias cuencas piloto, desarolladas íntegramente en peridotitas, con el fin de avanzar en el escaso conocimiento hidrológico e hidrogeológico de estos extensos e importantes afloramientos de rocas duras.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto interno del IGME "Caracterización del funcionamiento hidrogeológico de las peridotitas de Ronda y, parcialmente, por el proyecto CGL2015-71510-R (MINECO). También queremos agradecer a la AEMET y al proyecto Spain02 por los datos proporcionados. Los autores quieren agradecer al Profesor Bartolomé Andreo la revisión crítica del trabajo, la cual ha servido para mejorar la versión final del mismo.

Referencias

- Aguilar, J. Calvo, R., Fernández, , E. y Macías F. 1998. Geoquímica de la alteración y edafogénesis de rocas serpentinizadas de la Sierra Bermeja (Málaga). Edafología 5,131-151.
- Amiotte Suchet P, Probst J, Ludwig W. (2003) Worldwide distribution of continental rock lithology: implications for the atmospheric/soil CO2 uptake by continental weathering and alkalinity river transport to the oceans. Global Biogeochemical Cycles 17:1038.
- Andreo, B. y Gervilla, F. (2007): Las Peridotitas de Ronda. En: J.J. Durán (Coord.), Atlas Hidrogeológico de la Provincia de Málaga. Instituto Geológico y Minero de España-Diputación de Málaga, Madrid, 2: 212-216.
- Comte, J.C., Cassidy, R., Nitsche, J., Ofterdinger, U., Pilatova, K., and Flynn, R. 2012. The typology of Irish hard-rock aquifers based on an integrated hydrogeological and geophysical approach. Hydrogeologt Journal (20): 1569-1588.
- Gao,X and Giorgi, F. (2008). Increased aridity in the Mediterranean region under greenhouse gas forcing estimated from high resolution simulation with a regional climate model. Global and Planetary Change, 62, 195-209.
- Gómez-Zotano, J., Román-Requena, F., Hidalgo-Triana, N., Pérez-Latorre, A.V. 2014. Biodiversidad y valores de conservación de los ecosistemas serpentínicos en España: Sierra Bermeja (Provincia de Málaga). Boletín de la asociación de geógrafos españoles. Núm. 65. 187-206.
- Gustafson G, Krásný J (1994) Crystalline rock aquifers: their occurrence, use and importance. Hydrogeology Journal (2): 64-75
- Herrera, S., Fernández, J. and Gutiérrez, J.M. (2016): Update of the Spain02 Gridded Observational Dataset for Euro-CORDEX evaluation: Assessing the Effect of the Interpolation Methodology. International Journal of Climatology, 36:900-908.
- Lloyd JW (1999) Water resources of hard rock aquifers in arid and semi-arid zones. UNESCO Stud Rep Hydrol 58:1-284.

- Obata, M. (1980): The Ronda peridotite: garnet-, spinel-, and plagioclase-lherzolite facies and the P-T trajectories of high temperature mantle emplacement. Journal of Petrology, 21: 533–572.
- Pedrera, A., J. Galindo-Zaldívar, A. Acosta-Vigil, A. Azor, L. González-Menéndez, L.R. Rodríguez-Fernández, A. Ruiz-Constán (2016). Serpentinization-driven extension in the Ronda mantle slab (Betic Cordillera, S. Spain). Gondwana Research 37 (2016) 205-215.
- Shapiro AM (2007) Fractured-rock aquifers: Understanding an increasingly important source of water. USGS Fact Sheet 112-02, p. 3.
- Singhal BBS, Gupta RP (2010) Applied hydrogeology of fractured rocks. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands.
- Vadillo-Pérez, I., Urresti-Estala, B., Jiménez-Gavilán, P., Martos-Rosillo, S., Durán Valsero, J.J. y Benavente-Herrera, J. 2015. Caracterización hidrogeoquímica preliminar de las peridotitas de Ronda (provincia de Málaga). En: B. Andreo Navarro, J.A. López-Geta, G. Ramos, J.J. Durán, F. Carrasco, I. Vadillo, y P. Jiménez (eds.). El agua en Andalucía. El agua clave medioambiental y socioeconómica. Publicaciones del IGME, Serie Hidrogeológica y Aguas Subterráneas núm. 32. ISBN 978-84-7840-986-0. Tomo I, 515-520.
- Van der Wal, D., Vissers, R.L.M., 1996. Structural petrology of the Ronda peridotite, SW Spain: deformation history. J. Petrol. 37, 23-43.

Wackernagel, H., 2003. Multivariate geostatistics. Third Edition, Springer, 388 p.

Wright EP, Burgess WG (1992). The hydrogeology of crystalline basement aquifers in Africa. Geol Soc London Spec Publ 66:1 264.

IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON THE LEACHATE PRODUCTION OF A BIOREACTOR LANDFILL

RODRIGO-CLAVERO, M. E.

Rodrigo-Ilarri, J.

Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA), Universitat Politècnica de València. Camino de Vera s/n, 46022, Valencia (Spain) – marodcla@upv.es

Abstract: This work presents the results obtained when considering climate change conditions over a synthetic bioreactor solid waste landfill. The joint prediction of leachate and biogas production is numerically obtained using mass balance techniques. The model allows for the recirculation of leachate volumes maximizing the biogas production. Leachate and biogas production are two critical environmental issues on the operation of solid waste landfills. Leachate is formed by the percolation of the fluid that enters the landfill from external sources (e.g. runoff and precipitation) and the loose of humidity of the solid waste mass. Besides, the landfill gas (mainly formed by CH_4 , CO_2 and other greenhouse effect gases) is produced from the anaerobic decomposition of the organic matter of the solid waste mass. Leachate and biogas production processes occur simultaneously in time and they are in fact coupled through the production or consumption of water.

Key words: landfill, leachate, bioreactor, biogas, modelling

1. INTRODUCTION

The term municipal solid waste (MSW) is normally assumed to include all of the wastes generated in a community, with the exception of waste generated by municipal services, treatment plants, and industrial and agricultural processes (Tchobanoglous and Kreith, 2002). Despite the efforts to develop and establish new technologies (composting, biomethanization, incineration techniques with energy re-use and biofuel production) focused on the recycling, re-use and energetic treatment of MSW, landfills are still the most common way of managing the final rejected material of the MSW treatment plants (Scaglia *et al.*, 2010; Abd El-Salam and Abu-Zuid, 2015). Following the Spanish National Waste Plan (PEMAR, 2015), 44% of the total annual MSW generation in Spain is still managed through landfill deposition. The environmental control of the landfill is a critical issue to guarantee the ecosystem equilibrium and the protection of the environment. Therefore, during both the operational and post-closure phases of a MSW landfill, biogas and leachate production are two of the most relevant environmental issues to address (Manna *et al.*, 1999; Adhikari *et al.*, 2014).

Leachate is produced from the percolation of precipitation through the waste mass forming a complex organic liquid. Leachate is a complex and variable mixture containing soluble organic, inorganic, bacteriological constituents and suspended solids (Omar and Rohani, 2015). It shows the characteristics of a residual water concentrate and produces extremely negative effects on the quality of surface and groundwater in the event that it is released into the environment (Kjeldsen *et al.*, 2002). In addition, from the economic point of view, the costs of purifying leachate are one of the most expensive items in the day-to-day operation of the facility, since the process usually includes both the removal of the leachate from the pond where they have been stored and its transportation to the treatment plant, which is usually located at a long distance from the landfill. On the other hand, landfill gas (consisting mainly of a mixture of methane, carbon dioxide and other greenhouse gases) occurs from the anaerobic decomposition of the organic matter present in the waste deposited in the landfill (Barros *et al.*, 2014). In the event that a correct collection of

this biogas is not carried out, combustion or even spontaneous explosions can occur inside the waste mass, compromising not only stability of the landfill slopes, but also health of the workers and staff present on the facilities.

2. Scope and objectives

Warith (2002) defines the bioreactor landfill as "a sanitary landfill site that uses enhanced microbiological processes to transform and stabilize the readily and moderately decomposable organic waste constituents". The control of the processes that occur inside the landfill is sought through the analysis of the leachate recirculation, the waste mass control and the biogas production compared to the maximum production that would be obtained under optimum conditions. The landfill management as bioreactor ensures an environmentally sustainable management that minimizes the environmental impacts and makes the landfill operations economically more profitable. There are four reasons generally cited as justification for bioreactor technology: (1) to increase potential for waste to energy conversion, (2) to store and/or treat leachate, (3) to recover air space, and (4) to ensure sustainability (Reinhart *et al.*, 2002).

This paper shows an application of BIOLEACH (Rodrigo-Clavero, 2016), a new mathematical model programmed on a monthly scale, that evaluates the joint production of leachate and biogas through the application of water balance techniques. Results for different climate change scenarios considered by the Spanish Ministry of Environment (CEDEX-DGA, 2012), in terms of leachate and biogas production are shown.

3. Description of the bioleach model for the management of a bioreactor Landfill

3.1. Conceptual model

BIOLEACH is a mathematical model based on the water balance equation programmed to compute the production of leachate and biogas in MSW landfills. Furthermore, BIOLEACH is designed so these two physical processes are considered in a coupled way, according to the reality that occurs inside the waste mass. Figure 1 shows the conceptual scheme of the bioreactor landfill implemented in BIOLEACH.



Figure 1. Conceptual scheme of the bioreactor landfill in BIOLEACH

The model compares the actual monthly production of biogas $(CH_4 + CO_2)$ with the maximum production that would be obtained under optimal conditions for a specific MSW chemical composition. The leachate production is computed according to the specific weather conditions considering the MSW characterization.

BIOLEACH internally evaluates the water transfer between the different landfill layers and accounts for the leachate recirculation from the leachate pond back to the landfill. The calculations performed by the biogas module evaluates the water consumption and the water vapor generated during the biogas formation process.Figure 2 shows the water balance equation terms that are used to compute leachate. The user must provide the moisture content on the MSW mass, a parameter that comes directly from the solid waste characterization on a new landfill (Table 1 below shows a particular example of these MSW characterization data). If the landfill is already in operation geophysical methods could be applied to estimate this parameter (Reddy *et al.*, 2009).



Figure 2. Balance equation terms at each level of the bioreactor landfill

3.2. Numerical model. Maximum monthly biogas production module

The stoichiometric formulation that estimates the biogas production in terms of the MSW chemical composition is given by Tchobanoglous and Kreith (2002).Neglecting the effects of sulfur and underanaerobic conditions, the term $C_a H_b O_c N_d$ is used to represent (on a molar basis) the composition of the organic material present at the start of the process, as shown in Equation (1).

$$C_{a}H_{b}O_{c}N_{d} + \left(\frac{4a-b-2c+3d}{4}\right)H_{2}O \rightarrow \left(\frac{4a+b-2c-3d}{4}\right)CH_{4} + \left(\frac{4a-b+2c+3d}{4}\right)CO_{2} + dNH_{3}$$
⁽¹⁾

If it is assumed that the biodegradable portion of the organic waste is stabilized completely it will finally degrade in methane, CO_2 and ammonia. The velocity of this conversion depends on the percentage of rapidly and slowly decomposable materials inside the MSW mass and the availability of water.



Figure 3. Maximum monthly biogas production module flowchart

Figure 3 shows the maximum monthly biogas production module flowchart implemented in BIOLEACH. The coefficients of the stoichiometric formulation are automatically calibrated taking into account the chemical elemental analysis of the MSW mass and the monthly amount of MSW stored in the landfill provided by the user.

3.3. Numerical model. Bioreactor module

Figure 4 shows the bioreactor module flowchart which is the core of the numerical formulation of BIOLEACH. User-specified information refers to the monthly weather data and the surface area and volume of the leachate pond. The rest of variables are internally computed by the numerical model, always fulfilling the water balance equation. The model compares the water content inside the MSW mass at every level, and informs the user about the volume of leachate that could be recirculated back inside the landfill mass.



Figure 4. Bioreactor module flowchart

4. MODELING SCOPE, SIMULATION DATA AND DEFINITION OF SCENARIOS

MSW production equals 100.000 t/year. A linear increase rate of 0,08% has been considered in the analysis. The capacity of the landfill is enough to ensure 10 years of operation. The annual MSW total mass is evenly distributed in 12 layers that represent the monthly inputs beingeach landfill layer horizontal. The area of the first layer is 18.519 m². MSW total mass is distributed on its rapidly decomposable waste (RDW) and slowly decomposable waste (SDW) fractions. A triangular kinetic model for the biogas formation has been adopted which RDW fraction degrades completely in 5 years while SDW degrades completely in 15 years and maximum degradation rates are found 1 and 5 years after the MSW has been stored in the landfill, respectively. The stoichiometric formulation for complete biodegradation of organic matter shown in Equation 1 has been used. In all the simulations, 75% of the RDW fraction and 50% of the SDW fraction are finally degraded and converted into biogas. Table 1 shows the MSW characterization and chemical elemental analysis.

Туре	Component	Total weight (kg)	Water content (%)	С	н	0	N	s	Ashes
RDW	Food	24,4	50	48,0	6,4	37,6	2,6	0,4	5,0
RDW	Paper	13,8	5	43,5	6,0	44,0	0,3	0,2	6,0
60% RDW	Garden waste	10,0	30	47,8	6,0	38,0	3,4	0,3	4,5
SDW	Wood	5,9	20	49,5	6,0	42,7	0,2	0,1	1,5
SDW	Textile	8,7	8	55,0	6,6	31,2	4,6	0,2	2,5
-	Plastic	17,7	2	-	-	-	-	-	-
-	Glass	6,2	0	-	-	-	-	-	-
-	Metals	1,5	0	-	-	-	-	-	-
-	Others	11,8	2	-	-	-	-	-	-

Table 1. MSW characterization and chemical elemental analysis

In order to analyze the effects of the climate change a set of different scenarios has been definedfollowing the guidelines of the International Panel of Climate Change (Nakicenovic *et al*, 2000).Table 2 shows the precipitation and evaporation data for the reference scenario. They have been computed as the mean monthly values on the 1980-2012 period in the Júcar River Basin in Spain (CHJ, 2015). The annual weather data remain constant during a 10-year simulation period. Following CEDEX-DGA (2012), Table 3 shows the six different climate change scenarios included in the analysis. These scenarios consider different values of the expected variation on the precipitation (P) and evaporation (E) during the 2011-2100 period.

	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep
P (mm)	57,8	52,0	47,9	38,5	37,1	37,9	51,2	49,8	31,2	10,8	16,2	44,6
E (mm)	34,6	23,5	17,7	18,7	30,5	48,9	56,2	55,5	40,8	21,5	17,9	31,9

Scenario	Period	ΔP	ΔE	
	2011-2040	+ 1%	+ 1%	
A2	2041-2070	- 4%	- 3%	
	2071-2100	- 12%	- 10%	
	2011-2040	- 6%	- 5%	
B2	2041-2070	- 5%	- 4%	
	2071-2100	- 8%	- 3%	

Table 2. Reference scenario weather data

Table 3. Definition of scenario

5. Results and discussion

Figure 5 shows the impact of climate change on the leachate and biogas production by the comparison of the model results for the 7 scenarios. The impact of climate change is clearly identified in terms of leachate production deficit, as the reduction of precipitation implies a reduction on the expected leachate volumes on every scenario with respect to the reference one (except on scenario A2 2011-2040, in which the precipitation is higher). The monthly variability patterns stay, however, unaltered during the whole simulation period.

A maximum cumulative deficit of leachate production of 2.975 m³ has been computed for scenario A2 2071-2100, for which the precipitation decrease is 12%. This represents a 7% decrease on the leachate production with respect to the reference scenario.



Figure 5. Landfill monthly leachate production (above left). Leachate production deficit (above right). Actual vs maximum biogas production (below left). Biogas production deficit (below right)

The biogas production is not affected by the modeled climate change conditions. Results show that total biogas production remains almost unaltered when precipitation decreases. This effect may be due to the fact that the Júcar River basin is located in a semi-arid geographical area and the biogas production of the landfill is far below the maximum production under optimal conditions.

6. Summary and conclusions

BIOLEACH provides an easy-to-use tool that ensures optimum and sustainable environmental management of the landfill. The impact of climate change over the leachate and biogas production on a synthetic landfill located on the Júcar River basin (Spain) has been analyzed using the numerical model. Following the recommendations of the IPCC (Nakicenovic *et al.*, 2000) and the current Spanish environmental regulations (CHJ, 2015 and CEDEX-DGA, 2012), the analysis includes 7 scenarios that consider different values of the precipitation and evaporation future trends during a 10 years period.Results show that a decrease on the volume of leachate is expected in the next decades. A precipitation decrease of 12% (scenario A2 2071-2100) induces a leachate volume decrease of 7%, with respect the reference scenario. Despite the effect over the leachate production has been clearly identified on the model results, the impact over the biogas production is not significant. This result was expected as the actual biogas production on any scenario is far below the maximum biogas production under optimal conditions due to the semi-arid character of the Júcar River basin.

Acknowledgements: This work has been partially funded by the Spanish Ministerio de Economía y Competitividad through the research project ¿QUIÉN HA SIDO? – Ref: CGL2014-59841-P

References

- Abd El-Salam, M. M. and Abu-Zuid, G. I. (2015): Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt, Journal of Advanced Research. Cairo University, 6: 579-586.
- Adhikari, B., Dahal, K. R. and Khanal, S. N. (2014): A Review of Factors Affecting the Composition of Municipal Solid Waste Landfill Leachate, International Journal of Engineering Science and Innovative Technology, 3(5): 273-281.
- Barros, R. M., Filho, G. L. T. and da Silva, T. R. (2014): *The electric energy potential of landfill biogas in Brazil*, Energy Policy. Elsevier, 65: 150-164.
- CEDEX-DGA (2012): Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos en régimen natural. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Gobierno de España, 12-18.
- CHJ (2015):*Plan Hidrológico de la demarcación hidrográfica del Júcar*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España, 100 p.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A. P. Baun, A., Ledin, A. and Christensen, T. H.
- (2002): Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 32(4): 297-336.
- Manna, L., Zanetti, M. C. and Genon, G. (1999): *Modeling biogas production at landfill site*, Resources, Conservation and Recycling, 26(1): 1-14.
- Nakicenovic, N.; Alcamo, J.; Davis, G.; de Vries, B.; Fenhann, J.; Gaffin, S.; Gregory, K.; Grübler, A.; Jung, T.Y.; Kram, T.; La Rovere, E.L.; Michaelis, L.; Mori, S.; Morita, T.; Pepper, W.; Pitcher, H.; Price, L.; Riahi, K.; Roehrl, A.; Rogner, H-H.; Sankovski, A.; Schlesinger, M.; Shukla, P.; Smith, S.; Swart, R.; van Rooijen, R.; Victor, N.; Dadi, Z. (2000):*IPCC Special Report on Emission Scenarios*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdomand New York, NY, USA.
- Omar, H. and Rohani, S. (2015): *Treatment of landfill waste, leachate and landfill gas: A review*, Frontiers of Chemical Science and Engineering, 9(1): 15-32.
- PEMAR (2015): *Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos 2016-2022*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España, 10 p.
- Reddy, K. R., Grellier, S., Carpenter, P. and Bogner, J. (2009): *Geophysical monitoring of leachate recirculation at Orchard Hills Landfill*, Environmental Research and Education Foundation (EREF), Alexandria, VA.

- Reinhart, D. R., McCreanor, P. T. and Townsend, T. (2002): *The bioreactor landfill: Its status and future*, Waste Management & Research, 20: 172-186.
- Rodrigo-Clavero, M. E. (2016): BIOLEACH: Un modelo matemático para la evaluación conjunta de la producción de lixiviados y biogás en vertederos de RSU. Ms. Thesis. Universitat Politècnica de València.
- Scaglia, B., Confalonieri, R., D'Imporzano, G. and Adani, F. (2010): *Estimating biogas production of biologically treated municipal solid waste*, Bioresource Technology, 101: 945-952.

Tchobanoglous, G. and Kreith, F. (2002): *Handbook of Solid Waste Management*, McGraw Hill. Warith, M. (2002) *Bioreactor landfills: experimental and field results*. Waste Management, 22:7-17.

CONSIDERATION ABOUT WATER LEVEL AND SALINITY OF TWO GROUNDWATER DEPENDENT WETLAND IN THE CAMPO DE DALÍAS (ALMERÍA)

F. SÁNCHEZ-MARTOS G.I Recursos Hídricos y Geología Ambiental, Departamento de Biología y Geología. Universidad de Almería. Campus Universitario. 04120 Almería. Spain

> J.M. LÓPEZ-MARTOS Servicio de Espacios Naturales. Junta de Andalucía. Almería. Spain

L. MOLINA SÁNCHEZ G.I Recursos Hídricos y Geología Ambiental, Departamento de Biología y Geología. Universidad de Almería. Campus Universitario. 04120 Almería. Spain

F. NAVARRO-MARTÍNEZ G.I Recursos Hídricos y Geología Ambiental, Departamento de Biología y Geología. Universidad de Almería. Campus Universitario. 04120 Almería. Spain

Abstract: the biodiversity of protected ecosystems is conditioned by the type of water; therefore, in order to appropriately manage wetlands as protected spaces, it is essential to understand the processes related to the interaction between surface water and groundwater. The Campo de Dalías comprises a clear example of such a situation. The area is highly affected by Man's activities, where agriculture and intensive groundwater exploitation affect the origin and evolution of two wetlands: the "Balsa del Sapo" situated inland and "Punta Entinas" on the coast. By considering these two wetlands, we discuss the factors that affect the temporal evolution of the standing water in these protected spaces, and their relationship with anthropic activities in the vicinity. The "Balsa del Sapo" was originally formed from pits excavated to provide silt for agricultural substrate. The poor groundwater quality in the shallowest aquifer gradually led to the abandonment of this groundwater extraction and an increasing reliance on better-quality waters from the deeper aquifer units. As a consequence, there has been an overall rise in piezometric levels in the upper aquifer, which has favoured expansion of the standing water in the wetland, especially since 1991. In the "Punta Entinas" wetland, the expansion of the area occupied by agricultural exploitations has changed the hydrological behaviour of its catchment. The overall rise in the water table in the shallowest aquifer has favoured discharge of groundwater towards the wetland and contributes to enlarge the area of standing water.

Key words (in bold): Human impacts, Groundwater/surface water. Groundwater dependent ecosystems.

1. INTRODUCTION

Wetlands in semiarid areas are uncommon and therefore they tend to be highly valued for wildlife conservation and biodiversity. As a result, such wetlands tend to be designated as protected areas and their proper management is essential. Understanding the surface water-groundwater dependence of wetlands in heavily anthropised semi-arid areas is necessary for their proper management. Knowing the processes behind surface-groundwater interaction is essential since the presence of different types of water conditions biodiversity. This is the case of two wetlands in the Campo de Dalías, Almería that are the focus of attention in this article The Campo de Dalías (Almería) has developed to become a very important area of intensive agricultural exploitation. This agricultural development led to the excavation of silt-pits to supply substrate to be used in the greenhouses. It is in these abandoned pits in the middle of the Campo de Dalías that the

"Balsa de Sapo" has its origin (Pulido Bosch et al., 2000), while the "Punta Entinas" wetland lies on the coastal strip with natural origin (Figure 1).

This study discusses the factors that affect the temporal evolution of standing water in two wetlands in the Campo de Dalias and their relationship with anthropic activities in the vicinity, which rely heavily on intensive abstractions of groundwaters.



Figure 1. Situation of Campo de Dalias and the two wetlands being considered

2. The study area

The Campo de Dalías comprises a coastal plain some 330 km² in extent. It is bounded to the north by the Sierra de Gádor and on its other edges by the Mediterranean Sea. There are several inclines in the centre of the Campo, some of them very steep, as well as a series of endorrheic features in the vicinity of Norias-La Mojonera. Most of the surface drainage converges in this area along *ramblas* (intermittent watercourses) that drain the southern slopes of the Sierra de Gádor. These short watercourses have a high slope and do not reach the sea. The rainfall in this area is cyclical in behaviour with a very heterogeneous annual distribution; overall, the winter-spring regime dominates with a stable intrannual trend (López Martos, 2015).

From the point of view of hydrogeology, there are three main aquifer units (Pulido Bosch et al., 1992; Molina, 1998): Balerma-Las Marinas, Balanegra and Aguadulce. The Balerma-Las Marinas unit is the most extensive of the three aquifers and occupies the centre of the Campo de Dalías. This aquifer basically comprises Pliocene calcarenites; towards its edges are sands and marly sands, which appear in the transition into the impermeable base of this aquifer. The Aguadulce unit lies at the eastern end and has a more complex geometry. It is made of Miocene dolomitic limestone, calcarenite and volcanic rocks, Pliocene calcarenite with sandy episodes and Quaternary fill. The Balanegra unit lies at the western end of the Campo de Dalías. It comprises Miocene carbonates and calcarenites. It dips progressively and is confined beneath the Pliocene marls towards the centre of the Campo.

3. Methods

Piezometric levels in the Campo Dalías have been monitored for decades. In recent years, the number of monitoring points has fallen because of the abandonment of wells in the aquifer. The height of the water column in the wetland has been monitored by the El Ejido municipal council. Using GIS tools, we have determined the evolution of land uses in the catchment that drains towards the "Punta Entinas" wetlands, as well as the vegetation cover and the extent of standing water.

We have analysed precipitation data from two meteorological stations close to the two wetlands. The Mojonera station (FIAPA, Junta de Andalucía) lies close to "Balsa del Sapo". The Punta Sabinar station lies very close to the coastal wetland and boasts daily data (1967-2008), collected by the staff of the lighthouse. Since January 2009, hourly data have been collected as part of the "HIDROSUR" network of the Consejería de Medio Ambiente Junta de Andalucía.

4. Results and discussion

4.1. Balsa del Sapo Wetland

The earliest known piezometric data for the Balerma-Las Marinas unit correspond to the 1970s, when water levels lay at 5 m a.s.l. over practically the whole unit The piezometric evolution of the Balerma-Las Marinas unit is shown in figure 2, where a steady rising water level can be seen up to 20-30 m a.s.l. Meanwhile, in the Balanegra and Aguadulce units, piezometric levels fell, even below sea level in some cases (-10 and -45 m a.s.l.). Such a contrast between the units is due to the abandonment of boreholes in the Balerma-Las Marinas unit since the units have waters with better quality. in the wells of Balanegra and Aguadulce



Figure 2. Historic evolution of water level of surface waters, including the most recent data available. Balerma-Las Marinas Unit (420, 610, 596, 766); Balanegra Unit (77, 360; Aguadulce Unit (537, 689)

Monitoring of water levels in the wetland began in October 2003 (Figure 3). From 2004 to 2006 there was a rising trend of around 1.50 m. This provoked flooding of several hectares in the greenhouses, and the Administration began pumping surface water at a rate of up to 180 l/s, achieving a drop in the surface water level. As a result, the water level in wetland dropped 2 m in 2006-2007 and a gradual decreased flooding of the greenhouse. In 2009 and 2010 there was a generalised rise of 2.5 m in water level, probably linked to high rainfall,which was doubled with respected to the mean values in this area, and malfunctions in the surface pumping system,. Pumping began again in spring 2013, at higher pumping rates, and water levels fell again by 2.5 m. Since then, pumping has been maintained and the water level has a stable trend.

The salinity of the surface waters shows a falling trend. The initially higher salinity (15000 μ S cm⁻¹) was due to the shallowness of the water in the wetland and the setting up of a process of saline concentration. Currently levels (4400 μ S cm⁻¹) are similar to those of groundwater in the Balerma-Las Marinas Unit (Molina Sánchez, et al., 2015).

In short, the poor groundwater quality in the Balerma-Las Marinas Unit encouraged a progressive abandonment of wells and boreholes and an increase in the use of deep boreholes tapping better quality water from the deeper Balanegra and Aguadulce aquifer units. The result was an overall rise in piezometric levels that led to the formation of the "Balsa del Sapo" wetland, which is in direct contact with the Balerma-Las Marinas Unit.



Figure 3. Evolution of standing water in the wetland (m), rainfall (La Mojonera) over the period 2003-2016 (mm/day) and volumes pumped (l/s day)

4.2. Punta Entinas Wetland

The "Punta Entinas" wetland lies on the coast of the Campo de Dalias, separated from the sea by a sand bar and dunes is a natural-occurring coastal lagoon. It overlies outcrops of Pliocene calcarenites belonging to the Balerma-Las Marinas Unit.

The main modification of land use in the Campo de Dalías has been a reduction in traditional cropping and an increase in the area given over to greenhouses, a process that has also progressed within the catchment of the wetland (Figure 4). Based on the GIS analyses of images from 1956-2013, we analysed the evolution of this wetland over time and the considerable changes that have occurred. The total area of wetland and the various environments that comprise it (dunes-saltflats, saltmarsh, islets, rushes and reedbeds, floodable saltflats and standing water) have increased significantly from 1956 until 2013. Figure 5 shows the interannual evolution of the surface area of the wetland and indicates three separate periods with differing trends. Between 1956 and 1974 its growth was very pronounced; from 1974 to 1994, its expansion slowed, and from 1994 it has again shown a growing trend. If we consider only the surface water, this area was more or less constant until 1994, followed by a significant expansion from 1994-2004. From 2004-2013, the area of standing water increased until reaching almost 75% of the surface area of the wetland.



Figure 4. Evolution of surface area covered by greenhouses (grey) and traditional crops (green) in the surface water catchment that drains towards the "Punta Entinas" wetland. The flooded area of the wetland is shown in blue (López Martos, 2015)



Figure 5. Evolution of the total area (Ha) occupied by the wetland, including all mapped environments and only surface water

After analysing rainfall, it is clear that there has been no marked increase over the study period (1967-2014); therefore, the basic cause of the growth of the wetland must be due to human activities in the vicinity of this protected space. The impact of these activities is associated with the increase in surface runoff. This increase in runoff is a direct result of the expansion in the area of land under greenhouse cover in the catchment (Figure 4). Greenhouses represent impermeable runoff surfaces, so they lead to a greater surface water flow following rain, a decrease in infiltration and so a decrease in recharge to the aquifer. The increase in surface runoff and the reduction in infiltration increase the flow of surface water towards the "Punta Entinas" wetland. On the other hand, irrigation returns are higher, and these directly infiltrate into the aquifer causing a gradual rise in water level in the Balerma-Las Marinas Unit (Molina-Sanchez et al., 2015). The consequence is a greater groundwater discharge towards the wetland, as identified using hydrochemical methods (Sánchez-Martos et al., 2014) and by monitoring the effect on the salinity of the surface waters (Lopez-Martos, 2015).

5. Final considerations

The development of agriculture and the intensive consumption of groundwaters in the Campo de Dalías caused the formation of and affected the evolution of an inland wetland ("Balsa del Sapo") and a coastal one ("Punta Entinas"). The "Balsa del Sapo" was formed after a series of pits, excavated to supply silt as an agricultural substrate, and was afterwards abandoned. The evolution of standing water has been associated with a rising phreatic level in the Balerma–Las Marinas aquifer, as a consequence of reduced abstractions and an increase in the amount of irrigation return water (which is taken from the deeper aquifers). The growth in the area occupied by greenhouses affects the hydrological behaviour of the catchment feeding the "Punta Entinas" wetland, and this favours a greater surface water and groundwater discharge towards the wetland, contributing to the growing area of standing water and sometimes modifying its chemical quality. Understanding the dependence of these protected wetlands on surface and groundwaters is a prerequisite for their proper management in this semiarid, heavily anthropised area. An interpretation of all the associated processes becomes essential since the evolution of its standing water and the presence of different water types is one of the factors affecting biodiversity in these protected spaces.

Acknowledgements

This study is a contribution by the research group "Recursos Hídricos y Geología Ambiental" of the Junta de Andalucía (RNM-189) to the Campus de Excelencia Internacional del Mar "CEIMAR". This research has been supported by: the project CGL2014-59908 (Spanish Ministry of Economy and Competitiveness and European Union ERDF funds) and project P11-RNM-8115 (financed by the Consejería de Economía, Innovación y Ciencia. Junta de Andalucía). We also thank comments and suggestions from anonymous reviewers.

References

- López Martos, J.M (2015) Transformaciones de un humedal incrustado en un paisaje del Antropoceno. El caso de los Charcones de Entinas. Trabajo Fin de Grado. Universidad de Almería. 87 pag.
- Molina-Sánchez, L. (1988).Hidroquímica e intrusión marina en el Campo de Dalías (Almería). Doctoral Thesis Univ. Granada, p 340.
- Molina-Sánchez. L; Sánchez-Martos, F; Daniele, L; Vallejos, A and Pulido-Bosch, A. (2015). Interaction of aquifer–wetland in a zone of intensive agriculture: the case of Campo de Dalías (Almería, SE Spain) *Environmental Earth Sciences*. Volume 73, Issue 6, pp. 2869-2880.
- Pulido Bosch, A. Pulido-Leboeuf, P. Molina-Sánchez L. Vallejos, A. and Martín Rosales, W. (2000) Intensive agriculture, wetlands, quarries and water management. A case study (Campo Dalías, SE Spain). *Environmental Geology*, 40 (1-2), 163-168.

Sánchez-Martos, F. Molina-Sánchez, L., Gisbert-Gallego, J. (2014). Groundwater-Wetlands Inter-

ESTIMACIÓN DEL BALANCE HÍDRICO Y LA RECARGA EN EL ACUÍFERO DE LA SIERRA DE LAS ÁGUILAS BAJO DIFERENTES ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO

A. Zeramdini

Dpto. Ecología. Universidad de Alicante (España). Apdo. Correos, 99. E-03080 Alicante, amer.zeramdini@ua.es,

J.M. ANDREU

Dpto. de Ciencias de la Tierra y Medio Ambiente. Universidad de Alicante (España). Apdo. Correos, 99. E-03080 Alicante. Andreu.Rodes@ua.es

H. Moutahir

Dpto. Ecología. Universidad de Alicante (España). Apdo. Correos, 99. E-03080 Alicante, hassane_moutahir@yahoo.fr

> J. AYANZ Aguas Municipalizadas de Alicante E.M. C/ Alona, 33, 03007 Alicante. juan.ayanz@aguasdealicante.es

> > J. Bellot

Dpto. Ecología. Universidad de Alicante (España). Apdo. Correos, 99. E-03080 Alicante, juan.bellot@ua.es

Abstract: Groundwater plays a relevant role in the SE of Spain that of which it has been considered as a strategic resource. Its exploitation during the last decades has generated problems of overexploitation and a series of hydrological, environmental and socioeconomic consequences. Over the time, some aquifers have reached new equilibrium situations, Nevertheless, now they are facing the possible alterations associated with climate change. The present work shows an example of a small karstic aquifer of the province of Alicante (sierra de las Aguilas) in which an estimation of the water budget has been made, in order to establish its current recharge. For this purpose, it has been used the HYDROBAL model, which had shown very good results in other aquifers situated under identical aridity conditions. The estimated recharge for the period 2001/2015 was of 22% of the precipitation, presenting a high correlation between the estimated accumulated recharge and the changes experienced in the piezometry ($r^2 = 95.5\%$). Subsequently, the data series projected for the period (2016/2098), has also been used to analyze the possible effects that climate change can cause in the aquifer's water budget and especially in its recharge. The performed simulations revealed changes in all components of the balance. Some of these changes are quite significant under the two RCP climate scenarios used and occur with a negative trend over the projected period, involving reductions of aquifer recharge between 1.3 and 2 mm / decade according to the scenarios used.

Key words: Aquifer, climate change, HYDROBAL model, recharge, sierra de las Águilas.

1. Introducción

La escasez de recursos superficiales ha hecho que el SE de España sea una de las regiones peninsulares donde las aguas subterráneas han tenido y siguen teniendo una gran importancia. Buena parte de la economía y el desarrollo de esta región se ha debido gracias al aprovechamiento de las aguas subterráneas (Custodio *et al.*, 2016). Como consecuencia de la fuerte presión a la que se vieron sometidas, algunos acuíferos sufrieron notables impactos que obligaron casi al abandono o a una notable disminución en su explotación hasta alcanzar una nueva situación. Así, acuíferos como Cabeçó d'Or, Cid o Crevillente, entre otros, son ejemplos de la provincia de Alicante donde tras su sobreexplotación la extracción disminuyó considerablemente. Sin embargo, esta situación puede verse de nuevo alterada como consecuencia del efecto del cambio climático. Las alteraciones que se están produciendo sobre la precipitación y la temperatura en esta región pueden afectar a los recursos subterráneos (Moutahir *et al.*, 2016).

En este contexto, es necesario mejorar el conocimiento que se tiene de muchos de estos acuíferos y explorar las posibles consecuencias que se producirían sobre la recarga de los acuíferos a partir de las previsiones simuladas para un escenario de cambio climático. Para ello se ha seleccionado un pequeño acuífero kárstico, denominado acuífero de la sierra de las Águilas (SAG) y situado aproximadamente a 15 km al NW de la ciudad de Alicante, y que puede considerarse representativo del tipo de acuíferos existente en la provincia Alicante. La aplicación del modelo de balance de agua en el suelo HYDROBAL (Bellot y Chirino, 2013; Touhami, 2014) para el periodo de 2001/2015, así como para un periodo futuro (2016/2098) han permitido conocer mejor la recarga en este ambiente y su posible alteración en el futuro.

2. CARACTERÍSTICAS HIDROGEOLÓGICAS

A pesar de su pequeña extensión (< 5 km²), y por consiguiente escasos recursos, las aguas del acuífero de la sierra de las Águilas se utilizaron para el abastecimiento de la ciudad de Alicante desde el siglo XIX (Bru, 1992). Durante algún tiempo, fueron las primeras y únicas aguas importadas a esta ciudad. Aunque su aprovechamiento e incorporación a la gestión hídrica provincial fue bastante temprana, todavía hoy existe un elevado grado de desconocimiento e incertidumbre sobre sus funcionamiento hidrogeológico.

El acuífero de la sierra de las Águilas es un acuífero carbonatado perteneciente al dominio Prebético de la Cordillera Bética. Está constituido aproximadamente por una serie de 250 m de espesor de calizas del Cretácico (Albiense-Cenomaniense) y calcarenitas bioclásticas y conglomerados micenos que constituyen principalmente los relieves de San Pascual y Águilas (Fig. 1). La estructura de este relieve corresponde a un sinclinal de dirección SW-NE hundido hacia el SW, de forma que queda más abierto en el sector de San Pascual que en el de las Águilas. Esta estructura queda cortada por varias fallas dejando pequeños bloques. El acuífero queda delimitado, y, por tanto, completamente aislado respecto a otros acuíferos de la comarca Vinalopó Medio-Alacantí, por una potente serie de margas de edad Albiense, que actúan también de impermeable basal, así como por arcillas y yesos del Triásico Keuper en diversos sectores de su límite septentrional.



Figura 1. Localización geográfica y esquema hidrogeológico sintético del acuífero de la sierra de las Águilas.
1. Materiales triásicos; 2. Margas del Cretácico Inferior; 3. Calizas cretácicas; 4. Calcarenitas y conglomerados miocenos; 5. Margas miocenas; 6. Cuaternario; 7. Manantial seco; 8. Manantial; 9. Sondeos; 10. Dirección del flujo. El círculo de raya discontinua corresponde al sector del acuífero donde se han efectuado los balances hídricos

Todo indica que el modelo de funcionamiento de este acuífero en régimen natural se resume en unas entradas resultado de la infiltración de la precipitación eficaz sobre los terrenos permeables, mientras que su descarga tenía lugar principalmente por distintos manantiales ubicados en la vertiente meridional del relieve de las Águilas. Además de estas salidas naturales, se han relacionado con este acuífero otras pequeñas surgencias situadas en las inmediaciones del acuífero, entre los que se puede destacar la denominada Fuente de Nuestra señora de Orito (M5), ubicada a cierta distancia del acuífero en los materiales triásicos (DPA, 2003; DPA-IGME, 2015). Fue entre finales de la década de los 70 y principio de los 80 cuando el acuífero comenzó a explotarse de manera intensiva, lo que provocó descensos de más de 100 m en algunos puntos, causando el agotamiento de los manantiales del sector de las Águilas. Con el tiempo, esta situación de sobreexplotación también originó el abandono de varias de las captaciones que hubo en el acuífero hasta llegar a su situación actual, en la que tan sólo se mantienen unos pocos puntos activos. Actualmente, las extracciones medias anuales no superan los 50.000 m³/año.

Si bien, desde el punto de vista formal este sistema fue definido como una única entidad, en la que los relieves de Águilas, San Pascual y la depresión Orito forman un único acuífero (DPA, 1991, IGME-DPA, 2015). En su situación hidrodinámica actual existen diferencias piezométricas, entre la parte occidental conformado por el relieve de San Pascual y la depresión de Orito, con respecto a la parte oriental (sierra de las *s. str.*) de la sierra de las ñAguilas ntal de el relieve de San Pascual y la depresiÁguilas *s. str.*) lo que apunta a una posible desconexión o, al menos una notable pérdida de comunicación entre ambos sectores. Debido a esto y a un mejor conocimiento del sector de la sierra de las Águilas, el presente trabajo se ha centrado únicamente en la parte oriental del acuífero.

En cuanto a su ubicación climática el acuífero se emplaza en un ámbito mediterráneo de características semiáridas. La temperatura media anual es de 16,8 °C y la precipitación media anual es ligeramente inferior a 300 mm, lo que significa que este acuífero se ubica en una de las zonas más secas de la provincia de Alicante, y muy probablemente de la Península Ibérica. Conviene destacar también que en esta región el número de días de lluvia al año varía entre 20 y 70, si bien los días con lluvias superiores a 15 mm suelen ser menos de 8 (Touhami, 2014).

3. Materiales y métodos

3.1. Datos climáticos observados y proyectados

Para realizar este trabajo se utilizaron datos observados de precipitación y temperaturas máximas y mínimas de la estación meteorológica más cercana a la zona de estudio en el periodo 2000-2015. Estos datos, proporcionados por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), han sido reconstruidos y corregidos en trabajos anteriores (Moutahir *et al.*, 2014; Moutahir, 2016). En cuanto a los datos proyectados, éstos provienen de 18 bases de datos climáticos (nueve modelos globales del clima del proyecto de intercomparación de modelos acoplados fase 5 (CIMP5 en sus siglas inglesas) y dos escenarios climáticos de la nueva generación, los llamados sendas representativas de concentración: moderado RCP4.5 y extremo RCP8.5). Dichos datos, proporcionados por la Fundación para la Investigación del Clima (FIC), han sido regionalizados mediante el método FICLIMA (Ribalaygua *et al.*, 2013; Monjo *et al.*, 2016).

3.2. Datos del nivel piezométrico

Los registros de piezometría del sector sierra de las Águilas fueron suministrados por la empresa de Aguas Municipalizadas de Alicante E.M. Se trata de series de niveles diarios correspondientes al periodo 2001/2015, tomadas mediante sondas automatizadas de registro continuo.

3.3. El modelo de balance del agua en el suelo HYDROBAL

El modelo ecohidrológico HYDROBAL (Bellot y Chirino, 2013) permite simular la dinámica temporal del balance hídrico del suelo con una resolución diaria teniendo en cuenta las condiciones meteorológicas, las características de la vegetación y del suelo, a escala de parcela o cuenca hidrológica y una de sus salidas es la recarga de los acuíferos. El modelo ha sido calibrado y validado para la zona de estudio en trabajos anteriores donde se recolectaron los parámetros de vegetación y suelo necesarios (Moutahir, 2016; Manrique-Alba *et al.*, 2017). Las simulaciones bajo los escenarios de cambio climático se realizaron con una versión nueva de HYDROBAL en formato de paquete de R, la cual se encuentra en pleno proceso de desarrollo.

4. Resultados

4.1. Estimación de la recarga

Dadas las incertidumbres expuestas anteriormente sobre la conexión hidráulica entre los sectores oriental y occidental del acuífero, las estimaciones del balance hídrico y la recarga se realizaron únicamente para el sector sierra de las Águilas *ss. str* (Fig.1). La superficie de roca permeable aflorante sobre la que se han realizado los balances es de 2,5 km². Esta superficie presenta escasa cobertera de suelo (< 20 cm) y una vegetación en la que predomina el espartal, pinar y matorral.

Para evaluar el rendimiento del modelo HYDROBAL se optó por correlacionar el acumulado de la recarga estimada con la altura del nivel piezométrico debido a la falta de datos con mayor detalle para relacionar la recarga de los eventos individuales con las subidas en el nivel piezométrico. La figura 2 izquierda muestra el buen ajuste obtenido (R^2 =0.95) lo que indica un buen rendimiento de HYDROBAL, descrito también por otros trabajos anteriores (Moutahir, 2016; Manrique-Alba *et al.*, 2017).

El valor de la precipitación media para el periodo de trabajo (2001/02-2014/15) es de 298 mm, oscilando las estimaciones de recarga entre 7,4 y 139 mm/año (Fig. 2 derecha). El valor promedio de la recarga es del orden de 65 mm/año, lo que supone un 22,3% de la precipitación media. Este valor es ligeramente superior a valores de recarga estimados en otros acuíferos cercanos (Touhami, 2014).



Figura 2. Ajuste entre la recarga estimada acumulada y altura del nivel piezométrico medida (izquierda); y evolución de la recarga estimada por HYDROBAL en el periodo de cálculo (derecha)

4.2. Efecto del cambio climático sobre las variables climáticas y la precipitación neta

La proyección de las variables climáticas para los dos escenarios del cambio climático RCP 4.5 y RCP 8.5 a partir del periodo (2001-2015) hacia el futuro (2016-2098) muestran una tendencia negativa para todas las variables que intervienen en el balance hídrico hacia el final de este siglo, menos para la evapotranspiración potencial, especialmente en el escenario extremo RCP 8.5.

De acuerdo con los valores promedios de los nueve modelos CIMP5 utilizados, se espera un aumento de la evapotranspiración de referencia (Eto) bajo los dos escenarios RCP, debido al incremento de las temperaturas, según establecen las predicciones. Las tendencias son positivas en ambos escenarios con una tasa media de aumento de +9,9 mm/década para el escenario moderado y +27,4 mm/década para el extremo. Sin embargo, las precipitaciones muestran una tendencia negativa, en la mayoría de los casos y pocas tendencias positivas en algunos modelos del CIMP5, para ambos escenarios. Las tendencias negativas de la lluvia son significativas (p = 5%) con una tasa de descenso en RCP 8.5 aproximadamente dos veces más altas que en RCP 4.5 (-4 mm/década frente a -2,2 mm/década).

Como consecuencia directa del incremento de la Eto y de la bajada de las lluvias, se espera menos cantidad de agua que llegue al suelo. Los resultados revelan un descenso de la precipitación neta (PrNet) del orden de -1,9 mm/década para el escenario moderado y -3,5 mm/década para el escenario extremo. Por otra parte, las proyecciones establecen tendencias negativas de la evapotranspiración real (Eta) en ambos escenarios, pero significativas solo en el escenario extremo. Esta esperada disminución de la Eta se debe básicamente a que la cantidad de agua disponible en el suelo ha disminuido a causa de la pérdida de PrNet. Desde otro punto de vista, considerando estas dos variables del balance hídrico, la Eta que está bajando durante el periodo de proyecciones, está al mismo tiempo incrementando en términos de porcentaje de la PrNet que baja aproximadamente 4 veces más rápido por década que la Eta.

4.3. Efecto del cambio climático sobre la recarga

La figura 3 sintetiza las consecuencias que las variaciones climáticas proyectadas durante el periodo 2016-2098 conllevarán sobre la recarga del acuífero de las Águilas. En general, se aprecia una tendencia claramente negativa para ambos escenarios RCP, con descenso más notable en el escenario extremo RCP 8.5.



Figura 3. Recarga estimada según las proyecciones de los escenarios RCP durante el periodo 2016/2098

Se puede establecer como magnitud promedio que para el escenario RCP 8.5 se producirá una pérdida de la tasa de recarga de -2 mm/década en comparación con el periodo de referencia. Mientras que en el escenario moderado RCP 4.5, el valor promedio es ligeramente inferior, ascendiendo a 1,3 mm/década. A pesar de que las magnitud de pérdida pueda parecer relativamente modesta, dados las escasas cantidades de recarga que tienen lugar en estos ámbitos semiáridos, la pérdida es significativa.

Así, a finales de la última década de este siglo, la recarga media en el acuífero de las Águilas registrará un descenso de 22% en el escenario RCP 8.5 frente a 14% en el escenario RCP 4.5. Estos resultados son muy parecidos a los estimados en otros acuíferos de la región (Pulido-Velazquez *et al.*, 2014).

5. Conclusiones

La realización del balance hídrico utilizando el modelo ecohidrológico HYDROBAL en el acuífero de la sierra de las Águilas para el periodo 2001-2014 ha permitido estimar valores medios de recarga natural de 65 mm/año, lo que supone un 22% de la precipitación recibida. El modelo ha mostrado un buen ajuste y alto coeficiente de correlación cuando se comparan las cuantías de recarga acumuladas con respecto a la evolución del nivel piezométrico (r² 0,95). Las predicciones de cambio climático usadas durante el periodo 2016-2098 establecen que la evolución de la recarga del acuífero en la sierra del las Águilas tiene una tendencia claramente negativa y progresiva durante el siglo XXI. Esta tendencia es más intensa bajo el escenario más extremo RCP8.5 (-2 mm/década) y algo más moderada bajo el escenario RCP4.5 (-1,3 mm/década). Ello supondrá una pérdida de alimentación natural que precisará disminuir las extracciones si se quiere evitar problemas de sobreexplotación.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado dentro del marco del proyecto ALTERACLIM (CGL2015-69773-C2-1) financiado por el Ministerio de Economía, Industria y Competitividad. Agradecemos a la empresa Aguas Municipalizadas de Alicante E.M. las facilidades que nos ha ofrecido para poder realizar la presente investigación. Zeramdini agradece también el apoyo financiero recibido por el Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ-CIHEAM).

Referencias

- Bellot, J. y Chirino, E. (2013). Hydrobal: An eco-hydrological modelling approach for assessing water balances in different vegetation types in semi-arid areas. *Ecological modelling*, 266: 30-41.
- Bru, C. (1992). Los caminos del agua: el Vinalopó. Confederación Hidrográfica del Júcar, 257 p.
- Custodio, E., Andreu-Rodes, J. M., Aragón, R., Estrela, T., Ferrer, J., García-Aróstegui, J. L., Manzano, M., Rodríguez-Hernández, L. Sahuquillo, A. y del Villar, A. (2016). Groundwater intensive use and mining in south-eastern peninsular Spain: hydrogeological, economic and social aspects. *Science of the Total Environment*, *559*: 302-316.
- DPA (1991). *Mapa del agua de la provincial de Alicante*. Diputación Provincial de Alicante, Ciclo Hídrico, mapa y memoria, 42 p.
- DPA (2003). Los manantiales de la provincia de Alicante. Primera Parte. Diputación Provincial de Alicante, Ciclo Hídrico, 247 p.
- DPA- IGME (2015). Atlas hidrogeológico de la provincia de Alicante. Diputación Provincial de Alicante, Ciclo Hídrico, 282 p.
- Manrique-Alba, A., Ruiz-Yanetti, S., Moutahir, H., Novak, K., De Luis, M., y Bellot, J. (2017). Soil moisture and its role in growth-climate relationships across an aridity gradient in semiarid Pinus halepensis forests. *Science of the Total Environment*, *574*: 982-990.
- Monjo, R., Gaitán, E., Pórtoles, J., Ribalaygua, J., y Torres, L. (2016). Changes in extreme precipitation over Spain using statistical downscaling of CMIP5 projections. *International Journal* of Climatology, 36 (2): 757-769.
- Moutahir, H., Bellot, P., Monjo, R., Bellot, J., García, M. y Tohuami, I. (2016). Likely effects of climate change on groundwater availability in a Mediterranean region of Southeastern Spain. *Hydrological Processes*, *31*(1): 161-17.
- Moutahir, H. (2016). Likely effects of climate change on water resources and vegetation growth period in the province of alicante, southeastern Spain. Tesis doctoral, Universidad de Alicante, 206 p.
- Pulido-Velazquez, D., García-Aróstegui, J. L., Molina, J. L., y Pulido-Velazquez, M. (2014). Assessment of future groundwater recharge in semi-arid regions under climate change scenarios (Serral-Salinas aquifer, SE Spain). Could increased rainfall variability increase the recharge rate? *Hydrological Processes*, 29 (6): 828-844.
- Ribalaygua, J., Torres, L., Pórtoles, J., Monjo, R., Gaitán, E., & Pino, M. R. (2013). Description and validation of a two-step analogue/regression downscaling method. Theoretical and Applied Climatology, 114(1-2): 253-269.
- Touhami, I. (2014). Estimación del balance hídrico y de la recarga en el acuífero Ventós-Castellar (SE España). Efectos del cambio climático. Tesis doctoral, Universidad de Alicante, 212 p.

1.4. IMPACT OF GROWING POPULATION AND LAND USE CHANGE ON GROUNDWATER RESOURCES AND WETLANDS

IMPACTS OF THE WATER RESOURCES VARIABILITY ON CEREAL YIELDS IN THE REGION OF SOUSS-MASSA SOUTHERN MOROCCO

H. ABAHOUS (&) L. BOUCHAOU Laboratory of Applied Geology and Geo-Environment, Ibn Zohr University. Morocco. e-mail: houriaabahous@gmail.com

> J. RONCHAIL Université Paris 7-Denis Diderot, UMR LOCEAN, Paris, France

A. SIFEDDINE IRD-Sorbonne Université (IRD, UPMC, CNRS, MNHN) UMR LOCEAN. Centre IRD France Nord. 32, Avenue Henri varagant 93143 Bondy Cedex-France

> L.KENNY IAV Hassan II, Ait Melloul, Maroc

Abstract: Water resources in Southern Morocco are under several pressures caused by a growing demand for many sectors. The demographic expansion and the emergent position of these arid areas as competitive poles in the country economical map since the second half of the last century, remain as driving forces changing the state of water resources in term of quantity and quality. The development of an intensive agriculture in Souss-Massa basin for example, is leading to an overexploitation of the principal resource i.e. groundwater. In recent years, the use of innovative techniques as isotopic analysis to better understand the dynamic of regional water resources is helping the policy makers to manage their responses to the actual situation. However, the conceptual framework of this problematic still requires to be complemented by important information such as the future long-term evolution of precipitation and of crop yields beneath climate change. In this work, we investigate archives under the authority of public organizations to explore observed meteorological data and crop productions in Souss-Massa region. We examine linkage between seasonal variation of precipitation and of crop yields. We also analyze the impacts of extreme events of drought and heavy rainfall on crop productions.

Keywords: Groundwater, Climate change, Precipitation, Crop yields

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

GROUNDWATER SALINITY AND ENVIRONMENTAL CHANGE OVER THE LAST 20,000 YEARS: ISOTOPIC EVIDENCES IN THE LOWER SADO AQUIFER RECHARGE, PORTUGAL

P. M. CARREIRA

Centro de Ciências e Tecnologias Nucleares (C²TN), Instituto Superior Técnico Universidade de Lisboa. Estrada Nacional 10, km 139,7. 2695-066 Bobadela, LRS, Portugal e-mail: carreira@ctn.tecnico.ulisboa.pt

J. M. Marques

Centro de Recursos Naturais e Ambiente (CERENA), Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, Portugal

Abstract: Environmental stable isotopes (δ^{18} O, δ^{2} H), tritium (³H) and carbon (¹⁴C and ¹³C), together with geochemical data were used in order to identify the origin of salinization in the Lower Sado aquifer (Portugal). Groundwater salinization occurs, which may reach values of several grams of total dissolved salts per liter and above permissible limits of drinking water. The source of this high mineralization could be: a) seawater intrusion (ancient *vs.* modern); b) brine dissolution at depth. Stable and environmental radioactive isotopes together with geochemical signatures of waters have provided an effective label for seawater and freshwater to enable tracing of seawater intrusion, as well as identifying other processes that may be responsible for water salinization, such as salt minerals dissolution and ion exchange processes. The apparent groundwater ages estimated for the Miocene aquifer present an average around 20 ka Before Present indicating the presence of palaeowaters. However, in the northern part of the basin modern seawater intrusion seems to play the major role in the groundwater mineralization in the shallow aquifer, where the increase of salinization is not followed by a groundwater ageing increase.

Key words: Seawater intrusion, Brine dissolution, Paleowaters, Sea-level rise

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

VULNERABILITE ET EVOLUTION DES HYDROSYSTEMES COTIERS DE L'EST ALGERIEN: L'AQUIFERE DE TELEZA

N. CHABOUR Université des Frères Mentouri Constantine1, nabilchabour@gmail.com

Abstract: Like the coastal aquifers of Algeria, that of the Teleza plain (Collo, NE Algeria) is experiencing a severe degradation due to the intensive exploitation of its groundwater, the reduction of recharge (climate change and dams), population growth and expanding urban fabric, as well as strong agricultural activity. First, overexploitation of the aquifers, through withdrawal and intensive agricultural activity, resulted in the appearance of cones of depression, an invasion by saline waters (high salinity) and highlevels of nitrogenous elements. The high salinity anomaly that appeared at the catchment area resulting from the contamination of the aquifer by marine waters and the rise in the form of upconing forced decision-makers to abandon the exploitation of these catchments. The construction of two dams caused a deficit in the recharge of the groundwater, which was partly made from the waters of Oued Guebli. The good hydrodynamic characteristics give this aquifer a certain nervousness which makes that the responses of the aquifer to the inputs (mainly the precipitations) are relatively fast and regular face of the cyclic alclimatic variations. Therefore, the impact of long-term trends of these changes (downward trend in rainfall since the 70's) will be, a fortiori, a strong impact on the aquifer. The fatal activity for this aquifer is undoubtedly the accelerated urbanization of the alluvial plain, which results in a disruption of the flow system and an increase in pollution from domestic discharges.

Mots clés: coastal aquifer, saline intrusion, overploitation, urbanisation, climate change.

1. INTRODUCTION

Les changements climatiques, la surexploitation et la pollution sont les facteurs qui ont le plus d'incidences sur les ressources en eau douce et leur disponibilité. La compréhension et la distinction de la part des effets de la variabilité et des changements climatiques (IPCC, 2002) sur les eaux souterraines demeurent limitées, du fait de la surimposition des effets anthropiques directs. Les grandes craintes apparues, en premier temps, dans les hydrosystèmes des plaines côtières étaient, surtout, liées à la surexploitation et à la pollution diffuse causée par les épandages de produits azotés et pesticides (intensification des pratiques agricoles). Ceci s'est traduit par l'abaissement des niveaux d'eau dans les nappes, une forte augmentation de la salinité causée par les intrusions des eaux marines (Custodio, 1987) et une augmentation constante des teneurs en nitrates. La forte urbanisation des plaines côtières est venue aggraver et compliquer la situation. L'urbanisation se traduit par une imperméabilisation de la surface du sol, une contamination des eaux par les rejets urbains, alors que les fondations perturbent les systèmes d'écoulement. La réalisation de barrages et l'imperméabilisation des sols vont priver les nappes d'une bonne partie de leur alimentation. Une bonne partie de ces phénomènes peut être attribuée aux changements climatiques (Clove et al., 2013). En effet, Les facteurs de stress occasionnés par ces changements se répercutent sur les aquifères en perturbant leur alimentation, le stockage de l'eau, ainsi que leur qualité (Taylor and Alley. 2001). Il est à noter, cependant, que les effets attribués aux tendances à long terme relatives aux changements climatiques sont difficilement décelables à court terme en ce qui concerne les eaux souterraines. Cependant, même si l'on observe, globalement, une diminution de la pluviométrie, à partir des années 70, la partie Est de l'Algérie n'a pas connu

la rupture observée à l'Ouest (Meddi, 2008). Les aquifères côtiers de l'Est algérien sont situés dans les zones les plus humides et les plus arrosées d'Algérie. Le choix de la nappe de la plaine de Telezza comme site d'étude est dicté par le fait que durant les années 60, elle a été relativement bien étudiée et qu'à cette époque, elle a été encore épargnée des activités anthropiques perturbatrices. Les changements dans l'état de ces hydrosystèmes ont commencé à apparaitre dans les années 70, en même temps que la diminution de la pluviosité (Chabour, 2004). Les années 2000 ont vu apparaitre une autre forme de dégradation qui s'avérera irréversible. Il s'agit de l'urbanisation de la plaine.

2. Caracteristiques hydrogeologiques de la nappe de Teleza

La nappe de Telezza recèle d'importantes réserves d'eau qui sont liées, pour une grande part, aux débits de l'oued Guebli faisant partie d'un important impluvium. La plaine se présente sous forme d'une vallée entaillée dans les massifs métamorphiques (gneiss et schistes) (Marre, 1992). Le cycle sédimentaire débute, dans la plaine par des dépôts marneux du Mio-Pliocène formant le substratum de l'aquifère qui est constitué de sables et graviers d'une épaisseur variant entre 15 et 25 m (Fig. 1). Cette nappe est alimentée par les eaux des précipitations, les ruissellements (principalement provenant des flancs des montagnes occidentales) ainsi que les apports à partir des eaux de surface et de l'inféro-flux de l'oued Guebli. La plaine reçoit 800 à 1000 mm/an de précipitations, alors qu'au niveau des massifs, ces précipitations peuvent atteindre les 2000 mm/an (pour des années exceptionnelles) (Chaumont and Paquin, 1971). L'oued Guebli a un débit moyen qui varie entre 21/s en août et 620 1/S en janvier (A.N.R.H., 1974). Actuellement, du fait du faible débit, il est pratiquement impossible de réaliser des jaugeages, en dehors des fortes crues.



Figure 1. Carte de situation et géologique de la plaine de Teleza

Les transmissivités estimées à partir des essais de pompage montrent des valeurs variant entre 5.3 10⁻² et 1.10⁻² m²/s, dans la zone située sur la rive gauche de l'oued Guebli, au Sud-est de Koudiat Teleza (Descamp, 1974). Il s'agit de la zone reconnue par la géophysique comme ayant une très bonne résistance transversale (épaisseur importante des formations graveleuses et sableuses). Ce qui a justifié l'implantation, dans ce secteur, de la majorité des forages d'exploitation. La transmissivité décroît dans les autres zones pour atteindre 1.10⁻⁵ m²/s.

3. L'evolution du climat et son impact

Le changement climatique s'avère comme un problème sérieux pour la ressource hydrique. Cependant, son impact n'a pas encore été suffisamment évalué, surtout en ce qui concerne les eaux souterraines. Si certains modèles prévoient une augmentation de l'humidité dans certaines régions du globe, en revanche, la région méditerranéenne (Gibelin and Déqué, 2003) est vouée
à devenir plus sèche. Au cours du dernier siècle, l'Algérie du Nord a connu une alternance de périodes sèches et humides. S'il apparait, d'une façon générale, une tendance à la hausse de la pluviométrie couvrant les années 1930 et 1950, la baisse de la pluviométrie est, en revanche, bien marquée au début des années 1940 et au milieu des années 1970 (Dechemi et al, 2000). La rupture apparue, dans les années 70, a engendré une sécheresse caractérisée par une sévérité, une ampleur et une persistance du déficit pluviométrique à l'Ouest de l'Algérie (Meddi, 2008). En revanche, à l'Est, les effets de cette sécheresse sont moindres (Ancer, 2004). Durant les années 1931-55, la variabilité interannuelle des pluies moyennes oscille entre 12 et 51% (Ancer, 2004). Le Nord-Est (région d'étude) est le moins variable (12%). Cette variabilité passe à 16% durant la période 1971-95, avec une relative diminution de la pluviométrie. Les bonnes caractéristiques hydrodynamiques confèrent à la nappe de Teleza une certaine nervosité; les réponses de la nappe aux entrées sont relativement rapides et régulières. Le suivi du niveau piézométrique en fonction de la pluviométrie (UKRGUIPROVODKHOZ, 1972) sur un cycle hydrologique et avec un pas de temps de 10 jours, montre une évolution régulière avec les précipitations. L'étude des cartes piézométriques réalisées, durant la période non influencée par les extractions (avant les années 70), montre des périodes cycliques de fortes vidanges de la nappe suivant les variations interannuelles des précipitations. De ce fait, le manque de données (piézométrie-précipitation) sur de grandes périodes ne nous permet pas de connaitre et d'évaluer l'impact du changement climatique sur les eaux souterraines de cette nappe.

4. ETAT PATRIMONIAL ET EVOLUTION HYDROGEOLOGIQUE

En période peu influencée (durant les années 60), l'écoulement de la nappe se fait vers la mer. Les équipotentielles, à cette époque, apparaissent, d'une manière générale, parallèles au tracé du littoral (Fig.3), avec, cependant, un infléchissement des courbes au niveau de l'oued Cherka, dénotant l'important drainage de la nappe par cet oued. C'est dans la zone marécageuse (zone humide) située dans la partie sud-ouest que prend naissance cet oued et se termine par un marigot, ne débouchant sur la mer qu'en période de crue. Les niveaux piézométriques varient entre 0.5 mètres près de la mer et 4 mètres au niveau de l'élargissement de la plaine au pied de koudiat Telleza (C.G.G., 1966) et la mission UKRGUIPROVODKHOZ (1972)). Avec l'infiltration directe à partir des précipitations, l'oued Guebli et son affluent l'oued Aflassen (Descamp, 1974) constituait la principale alimentation de la nappe. Après la réalisation des barrages et suite à la multiplication des forages et l'intensification de l'exploitation, on observe une perturbation dans la répartition piézométrique avec apparition de cônes de dépression et une inversion de l'écoulement vers l'intérieur des terres (Chabour, 2001 et 2004). La carte piézométrique établie en mai 2003 (Fig.4) montre bien la dépression située au Nord-Est de Koudiat Telezza (niveau inférieur à 0.5 mètres) et se trouvant dans une zone très exploitée. Pratiquement, la plupart des forages destinés à l'A.E.P. se trouvent dans cette zone choisie pour ses bonnes caractéristiques hydrodynamiques. Depuis la réalisation des barrages de Guenitra et de Beni Zid, le manque d'apport dans l'oued Guebli et sa nappe d'inféroflux a accentué l'abaissement du niveau des eaux souterraines de la nappe de Collo.

5. Evolution de la qualite chimique

La carte des conductivités établie par l'A.N.R.H. en 1974 (Fig.5a) (A.N.R.H., 1974) montre des valeurs variant entre 300 et 1400 μ S/cm. Les valeurs les plus fortes sont localisées dans la zone urbaine d'Ouled Mazouz et ont une origine principalement anthropique (activité agricole et rejet d'eau usée) (Chabour, 2004). Cependant, certaines anomalies de forte salinité existent bien avant les activités anthropiques et sont attribuées, pour le secteur de l'Oued Cherka à une paléo-salinité et à des eaux connées en ce qui concerne la partie située au Nord-Est. En revanche, les cartes établies à partir des années 80 (Fig.5b) (Chabour, 2004), montrent une nette évolution des valeurs de conductivités dans la zone des captages. On observe au niveau des forages qui présentaient des valeurs de conductivité électriques inférieures à 1100 μ S/cm en 1974, des valeurs dépassant les 3000 μ S/cm. Ce qui a provoqué l'abandon de l'exploitation de certains forages destinés à l'A.E.P. Initialement, la zone envahie par les eaux marines, mise en évidence par l'étude géophysique (C.G.G., 1966), était limitée à une bande parallèle à la côte avec une incursion au niveau de l'oued Cherka (Fig.5b). Cette configuration est étayée par les résultats de l'étude de la vulnérabilité à l'intrusion marine à l'aide de la méthode GALDIT (Mebarki, et al, 2017).

En période non influencée par les pompages, l'importance de l'invasion par les eaux marines au niveau de oued Cherka peut s'expliquer par la faible épaisseur de l'aquifère, à cet endroit, alors qu'au niveau d'oued Guebli le substratum est relativement profond et présente un fort pendage en direction de la mer. En revanche, la forte baisse du niveau piézométrique (surexploitation et diminution de l'alimentation) a provoqué un mouvement ascendant de l'interface eau douce – eau salée à la verticale du cône de dépression (upconing) (Fig.5b) et qui a atteint le fond des forages profonds. Les puits paysans, peu profonds et situés dans cette zone, ont été plus ou moins épargnés.



Figure 3. Carte piézométrique (Période hautes eaux; 1965 C.G.G.)



Figure 4. Carte piézométrique (mai 2003)

Le développement d'une agriculture, très dépendante de l'irrigation provoque, non seulement, une intense activité de mobilisation des eaux mais aussi une intensification des pratiques agricoles avec une pollution diffuse causée par les épandages de produits azotés et pesticides (Bohlke, 2002). Le suivi de l'évolution des nitrates a été effectué à partir de 2002.



Figure 5. Carte des conductivités électriques a: 1974 (A.N.R.H.) b: 2003 (Chabour, 2004)

Les seules données antérieures datent de 1993 (Chabour, 2004). Il est à noter que durant la décennie des années 90, l'utilisation de certains fertilisants azotés a été interdite. Les résultats des analyses indiquent de ce fait, des teneurs en éléments azotés ne représentant, à cette époque, que le bruit de fond de la nappe. Seuls quelques points ont des valeurs comprises entre 50 et 100 mg/l et qui se situent dans la zone urbanisée d'Ouled Mazouz. L'analyse de la distribution des nitrates (mai 2003), montre, en général, deux zones distinctes : la zone Nord axée principalement autour de la zone urbaine d'Ouled Mazzouz et une zone sud limitée à l'Est par l'Oued Guebli (Chabour, 2004). Dans la première zone, où persistent de fortes concentrations en nitrates (supérieures à 100 mg/l), les pics des concentrations coïncident avec la zone à forte urbanisation et les surfaces agricoles à activité intense. L'absence de réseau d'assainissement et l'utilisation de fosses septiques militent en faveur d'une contamination provenant, en grande partie, des eaux usées (Jordan and Weller, 1996). En outre, Les cours d'eau qui alimentaient la nappe en eau de qualité à l'état naturel sont devenus des «charrieurs» de polluants en amont. Le peu de lâchers d'eau des barrages ne permet pas la dilution et l'évacuation des pollutions générées, tout le long du cours d'eau, par des habitations et de petites industries (essentiellement des huileries) implantées sur ses bords. A part l'asséchement et le mitage des zones humides, l'impact de l'urbanisation n'est pas encore à ce stade évaluable. Il est certain, cependant, que d'ici quelques années les effets de cette urbanisation seront les plus désastreuses vu leur coté irréversible.

6. CONCLUSION

La nappe de Collo située à de faibles profondeurs réagit rapidement au déficit d'alimentation, à la surexploitation et à la pollution. Il est très difficile, cependant, de distinguer l'ampleur des effets dus aux changements climatiques et ceux dus aux variations climatiques cycliques. Il reste que les actions anthropiques directes ont provoqué de sérieuses dégradations aux hydrosystèmes de la région : baisse du niveau des aquifères avec une intrusion des eaux marines, une forte minéralisation, une contamination des eaux à partir des rejets urbains et des épandages de fertilisant et pesticides et la disparition des zones humides. Le grand danger vient, cependant, de l'urbanisation de la plaine.

References

Agence Nationale des Ressources hydriques (A.N.R.H.), (1974) Etude hydrogéologique de la plaine de Collo, Rapport, Agence Nationale de la Recherche hydrique, Constantine.

Ancer A., (2004) Typologie des pluies moyennes annuelles en Algérie du Nord (1935-1955), Bul. De la Soc.de Géographie d'Egypte, V.77.

- Bohlke, J.K., (2002) Groundwater recharge and agricultural contamination, Hydrogeology Journal, 10: 153-179.
- Chabour N., (2004) Impact de la surexploitation et de l'activité agricole sur la nappe de Telezza. Seventh International Conférence on the Géologie of the arab World. Le Caire.
- Chabour N., (2001) Etude du bilan de la nappe de Collo à partir d'un modèle numérique, Séminaire sur la Géologie du Grand Constantinois, Univ. Constantine.
- Chaumont C. et Paquin C., (1971) Carte pluviométrique de l'Algérie au 1/500 000, Soc. Histoire Naturelle, Université d'Alger.
- Kløve, B., et al., (2013) Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. J.Hydrol., http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.037.
- Compagnie Générale de Géophysique (C.G.G.), (1966) Etude géophysique de la plaine de Collo, Rapport pour la D.M.R.H. de Constantine.
- Custodio, E.,(1987) Seawater intrusion in the Llobregat Delta, near Barcelona (Catalonia, Spain). (*in* Groundwaterproblems in coastal areas. Studies and reports in hydrogeology, no. 45, UNES-CO, Paris), pp. 436-463.
- Dechemi, N., Ait Mouhoub, D., Souag D., (2000) Contribution à l'analyse du régime pluviométrique sur le littoral algérien. Sécheresse, volume 11, N 01.
- Descamps, P., (1974) Etude hydrogéologique de la plaine de Collo, Rapport D.E.M.R.H. Constantine.
- Gibelin, A. L. & Déqué, M., (2003) Anthropogenic climate change over the mediterranean region simulated by a global variable resolution model. *Clim. Dyn.*, 20: 327-339.
- Intergovernmental Panel on Climate Change, (2001) Climate change 2001, The Scientific Basis. UNEP-WMO.
- Jordan, T.E. and Weller, D.E., (1996) Human contribution to terrestrial nitrogen flux: assessing the sources and fates of anthropogénic fixed nitrogen, BioScience 46.
- Marre, A., (1992) Le Tell oriental algérien, de Collo à la frontière tunisienne, étude Géomorphologique, Vol. 1 et 2, Office des Publications Universitaires.
- Mebarki, O., Chabour, N., Harizi, K., (2017) Evaluation of groundwatervulnerability to seawater intrusion using Galditmethod in coastalaquifer: case study (Collo, Northern-East Algeria). *IJAREST*, 4 (1).
- Meddi M., 2008 Evolution du régime pluviométrique du nord de l'Algérie et ressources en eau.2 MEDA Water Regional Event on Local Water Management.
- Taylor, C.J. and Alley. W.M., (2001) Ground-water-level monitoring and the importance of long-term water-leveldata , U.S. Geological Survey, Circular 1217. 68 p.
- UKRGUIPROVODKHOZ., (1972) Projet d'irrigation de la plaine de Collo, Rapport UKRGUI-PROVODKHOZ, (1965-1972).

DELINEATING THE AQUIFER ROLE IN THE ANTHROPOGENIC FINGERPRINT ON THE GROUNDWATER-DEPENDENT ECOSYSTEM OF THE BIGUGLIA LAGOON (CORSICA, FRANCE)

M. Erostate E. Garel F. Huneau V. Pasqualini

University of Corsica, CNRS UMR 6134 SPE, Hydrogeology Dept., Campus Grimaldi, BP 52, F-20250 Corte, France, huneau@univ-corse.fr

Abstract: The Biguglia lagoon is the largest wetland of Corsica Island and is located immediately south to the densely urbanized city of Bastia. A part of the ecological preservation of the lagoon is based on the quantity and the quality of the freshwater supply coming from groundwater flows unfortunately still underestimated and misunderstood. To evaluate the role of the groundwater connexion to the lagoon hydrological behaviour, different hydrogeological investigations were carried out with a multi-tracer geochemical approach (major ions, trace elements, d¹⁸O, δD and ³H). Main results show a clear impact of the surrounding anthropogenic activities on the groundwater quality of the alluvial plain of the Biguglia lagoon. The presence of old groundwater dated with ³H indicates a current pollution of the groundwater due to former agricultural practice. The impact of the vegetable production, which is a recent land activity, is not yet visible. However, decennial residence times of groundwater indicate in the near future, a potential threat to the drinking water supply quality as well as to the lagoon water quality by the current agricultural activities, and particularly by nitrates. In the end, a resilience analyse was led considering the groundwater as a main node of the lagoon socio-ecologic system. This transdisciplinary approach has underlined a dynamic global system, where the link between the different social influences is clearly expressed in the groundwater quality. Taking into account the groundwater resilience factors is then one of the key issues for the global management of Mediterranean lagoons.

Key words: Groundwater, Ecosystem, Isotope hydrology, Lagoon

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

CHANGE IN THE HYDROLOGICAL FUNCTIONING OF SAND DUNE PONDS IN DOÑANA NATIONAL PARK (SOUTHERN ANDALUSIA, SPAIN)

A. FERNÁNDEZ-AYUSO, M. RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ University Pablo de Olavide. Utrera Rd Km 1. 41013 Seville (Spain) e-mail: aferayu@upo.es

J. BENAVENTE University of Granada, Fuente Nueva Campus. 18071 Granada (Spain)

Abstract: Anthropogenic pressure for groundwater resources in the Doñana area (southern Spain) has caused concern in relation to the hydrological functioning of groundwater dependent ecosystems. In this study we have characterized the hydrological functioning of some of the most important dune ponds of the Doñana Area: Santa Olalla (SOL), Zahillo (ZAH) and Sopeton (SOP). This characterization has been carried out applying different methodologies. The first one consisted in computing the daily volumetric water balance in Santa Olalla pond, during a period of two years (2015-2016), in order to determine to what extent is this ecosystem dependent on the input of groundwater from the aquifer. This balance, calculated from meteorological data and records of water level in the pond, has brought a significant improvement in the knowledge of the functioning of this water system thanks to the quantification of its main water inputs and outputs. Another methodology has consisted on a hydrological modeling of the three dune ponds during the dry season of 2016, when no precipitation occurred. Finally, temperature and electrical conductivity measurements of the water and the chemical analysis of the samples taken from the piezometers and ponds allowed us to characterize the physical-chemical signature of surface water and groundwater in the study zone.

Key words: Hydrological modelling, Surface-groundwater interaction, Water balance, Doñana, Hydrochemistry.

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

IMPACT DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET DES ACTIVITES ANTHROPIQUES SUR LES EAUX SOUTERRAINES DANS LES PERIMETRES IRRIGUES DES DOUKKALA, MAROC

H. JAMAA A. El Achheb K. Ibno Namr Y. Echelfi T. Hamdouni

Laboratoire de Géosciences et Techniques de l'Environnement, Département de Géologie, Faculté des Sciences. BP. 20,24000 El Jadida, Maroc. E-mail: elachheb.a@ucd.ac.ma.

Abstract: The present work consists on a quantitative and qualitative analysis (piezometry and salinity) of groundwater under the effect of climate change and human activities in the region of the Doukkala. Indeed, 160 water samples from shallow and deep working wells were taken in the period of April and May 2016.

The piezometric analysis in Doukkala plain before the irrigation period (1960) and in 2016 indicates a continuous decrease of water level (0.7 to 0.8 m/year) at the edge of the aquifer and in the irrigated areas during the monitoring period. In the un irrigated area, the piezometric variations follow mainly the rainfall cycles with increase of water level in wet periods and declines in dry periods.

Physico-chemical parameters analysis highlights that waters in Doukkala plain are characterized by: (a) a high mineralization oscillating between 0.6 and 11.95 mS/cm, (b) abundance of Sodium-Chloride facies. The other facies; calcium-bicarbonates, sodium - bicarbonates and calcium - sulfate appear only locally.

The development of irrigation in Doukkala irrigated areas, has resulted in an increase of groundwater mineralization (0.3 to 0,4mS/cm/year) and changes in their chemical facies, which are marked by the regression of calcium – chloride facies, calcium – sulfate facies and calcium – magnesium – chloride facies to the benefit of sodium – chloride facies.

Keys words: Climate changes, irrigation, piezometry, salinity, chemical facies, Doukkala.

1. INTRODUCTION

Au Maroc, les eaux souterraines constituent la principale ressource pour la consommation humaine et animale, dans le milieu rural. Elles permettent aussi l'irrigation complémentaire privée dans les zones hors périmètre irrigué par la Grande Hydraulique. Cette source parfois surexploitée a perdu de sa qualité à cause de l'effet de la succession des années de sécheresse, de la surexploitation et des activités agricoles de plus en plus intensives. En effet, les ressources hydriques renouvelables par habitant risqueraient de diminuer de moitié en passant de 800 m³ en 1990 à 400 m³ en 2020, classant ainsi le Maroc dans la catégorie des pays en situation de stress hydrique chronique (Berdai, 1997).

2. Objectifs

Le présent travail constitue une étude de l'état actuel de la qualité des eaux souterraines, ainsi un recueil des données piézométriques acquises depuis l'année 1984 dont le but était de suivre l'évolution de la nappe supérieure et caractériser la qualité des réservoirs aquifères de la plaine des Doukkala sous l'effet du changement climatique et des activités anthropiques principalement l'aménagement des périmètres irrigués. Pour ce faire, une campagne d'échantillonnage a été entreprise durant la période Avril et Mai 2016. Les paramètres physico-chimiques, mesurés In Situ et au laboratoire, ont servi pour l'évaluation qualitative et quantitative de ces eaux.

3. Presentation de la zone d'etude

La zone d'étude située à 100 Km au sud de Casablanca, à l'Ouest de la Mésata Marocaine. Elle est limitée à l'Est par l'Oued Oum-Er-Rbia, au Sud-Est par Rehamna, au Sud par les Mouisset et à l'Ouest par le Sahel et le couloir d'Abda. La plaine des Doukkala renferme une nappe qui s'étend sur 3250 km², alimentée par les eaux de pluie et d'irrigation (El Achheb, 1993) (Fig. 1).

La plaine des Doukkala présente des potentialités agricoles considérables et comprend deux sous-ensembles irrigués, le périmètre Bas-service (61000 ha) et le périmètre Haut-service (64 000 ha).

Géologiquement, Le bassin des Doukkala appartient à la grande unité géologique connue sous le nom Méséta marocaine qui est encadrée par les chaînes atlasique et rifaine. Il est défini par le régime tabulaire des dépôts secondaires et tertiaires sur des terrains précambriens et primaires fortement plissés par l'orogenèse hercynienne (Ferre et *al*, 1975).

Le domaine du Doukkala comprend deux entités géologiques distinctes, le socle d'âge précambrien et paléozoïque alors que la couverture est formée par des terrains secondaires, tertiaires et quaternaires.



Fig.1: Situation géographique de la zone d'étude (El Achheb, 2002)

Du côté pédologique, la zone d'étude se caractérise par différents types de sols: Les sols isohumiques (Hamri et Tirs), les sols fersiallitiques (rmel et hamri), les sols hydromorphes, les sols peu évolué ou faid, les faid, les vertisols ou tirs et les sols calcimagnésiques (fig. 2).



Sur le plan hydrogéologique, la plaine des Doukkala renferme 3 types de nappes qui sont:

- —Les nappes profondes: Mises en évidence grâce à des forages implantés dans la région de Sidi Bennour (Ferre et *al*, 1975). Il s'agit de nappes ascendantes non exploitables.
- —La nappe supérieure: Cette nappe circule principalement dans le calcaire détritique plioquaternaire.
- —Les nappes perchées: Ce sont de petites lentilles très localisées que l'on rencontre parfois dans la partie superficielle dans les limons.



Fig.3. Variation des précipitations annuelles (1980-2015) dans 3 stations de la plaine des Doukkala (ORMVAD

Le climat de la zone est semi-aride avec un été chaud et sec (Mai-Novembre) et un hiver humide et tempéré (Novembre-Avril). Selon les données climatologiques enregistrées dans les différentes stations durant la période 1980-2015 (fig.3, La pluviosité est caractérisée par une variabilité saisonnière. Elle marque, aussi une variabilité interannuelle importante avec une moyenne, de l'ordre de 350mm/an. Les mois les plus pluvieux sont Novembre, Décembre et Janvier alors que les mois Juin, Juillet et Août sont secs (Annuaire statistique régional Doukkala-Abda, 2012). L'évapotranspiration potentielle annuelle est de 790 à 900mm/an, et dépasse largement les précipitations moyennes annuelles.

4. MATERIELS ET METHODES

Les points d'eau (puits et forages exploités) échantillonnés ont été choisis de telle manière à couvrir l'ensemble des aquifères plio-quaternaire de la plaine des Doukkala avec une densité relativement plus forte au niveau des périmètres irrigués (Fig. 4). Au total cent soixante prélèvements ont été effectués durant les mois d'avril et mai 2016. Au niveau de chaque station, les échantillons des eaux souterraines prélevés ont été pris dans des flacons en polyéthylène d'une capacité de 250 ml, remplis à refus et conservés à basse température dans une glacière in situ puis au réfrigérateur du laboratoire.



Fig.4. Carte de localisation des points de prélèvement des eaux souterraines

Ces points d'eau ont été localisés par leurs coordonnées Lambert déterminées par GPS. Les niveaux d'eau ont été mesurés à l'aide d'une sonde piézométrique. Les paramètres physico-chimiques (pH, température, conductivité électrique) ont été mesurés in situ à l'aide d'une sonde multi-paramètres.

5. Résultats et discussion

5.1. Analyse des variations spatio-temporelles de la piézométrie de la zone d'étude

D'une façon générale, l'écoulement général des eaux de la nappe est SE-NO. Au niveau de l'oued Faregh, il change de direction pour devenir E-W dans la partie aval et les isopièzes s'incurvent et tournent leur concavité vers l'amont. La nappe devient alors divergente, il s'agit ici d'une zone de forte alimentation (Fig. 5 et 6).



Fig. 5. Carte piézométrique de la plaine des Doukkala (El Achheb, 1993)



Fig. 6. Carte piézométrique de la plaine des Doukkala (2016)

Les caractéristiques piézométriques de la nappe supérieure de la plaine de Doukkala étaient le reflet des conditions naturelles d'alimentation; par précipitations et aussi anthropique; par infiltration des eaux d'irrigation. Dès la mise en irrigation des premiers casiers agricoles équipés d'un ensemble des réseaux de canaux d'irrigation qui sont alimenté par les eaux de l'Oued Oum Er-Rbia, l'équilibre naturel de la nappe fut rompu. On note une remontée presque généralisée du niveau piézométrique dans ces casiers qui est liée surtout à l'infiltration des eaux d'irrigation (Fig. 6).



Fig. 7. Évolution interannuelle de la profondeur en fonction des précipitations

Depuis 1983, un réseau témoin est contrôlé par des relevés piézométriques interannuelle, mais d'une façon irrégulière ce qui rend l'interprétation délicate. Le but de ce réseau était de suivre l'évolution de la nappe après la mise en irrigation des Doukkala.



Fig.8. Carte d'isovariation piézométrique (1995-2016)

Les courbes de variation du niveau piézométrique en fonction des précipitations (Fig. 7) et la carte d'isovariation piézométrique de la plaine des Doukkala (Fig. 8) montrent qu'il y'a une remontée notable variant entre 0,7 et 0,8 m/an, notamment dans les zone Est, Sud-Est et Sud du casier irrigué Sidi Bennour. Cette remontée peut être accélérée par l'infiltration des eaux d'irrigation et des eaux de pertes au niveau du réseau d'irrigation vers la nappe. Pour la zone non irriguée où se trouve le piézomètre 1275/27, l'analyse de l'évolution piézométrique montre un rabattement du niveau variant entre 0,4 et 0,5 m/an. Cette baisse peut être expliquée par une forte exploitation de la nappe et par un déficit d'alimentation suite à la succession des années de sécheresse.

5.2. La conductivité électrique des eaux

La conductivité électrique est déterminée par la teneur en substances dissoutes, la charge ionique, la capacité d'ionisation, la mobilité et la température de l'eau. Par conséquent, la conductivité électrique renseigne sur le degré de minéralisation d'une eau (Nouayti et *al*, 2015).

La répartition spatiale des valeurs de la conductivité électrique, en 2016, présente une variation importante d'une zone à une autre et oscille entre 600 et 12000 µS.cm⁻¹ (Fig. 10).



Fig.9: Répartition spatiale de la conductivité électrique (en µS/cm) (El Achheb, 1995)



Fig.10 : Répartition spatiale de la conductivité électrique (en µS/cm) (campagne avril-mai 2016)

La comparaison des conductivités obtenues pour les compagnes 1995 et 2016 (Fig. 9 et 10), montre une augmentation insolite de la minéralisation des eaux souterraines de la plaine avec une augmentation de 300 à 400 μ S/cm/an qui pose un risque alarmant en raison de forte extension du problème (fig. 10). Ceci peut être expliqué par des apports importants à partir du lessivage des terrains salins traversés par les eaux d'infiltration (El Achheb, 1993) des pluies et d'irrigation.

5.3. Chlorures et Sodium

Les Chlorures sont des anions inorganiques importants contenus en concentrations variables dans les eaux naturelles, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl) et de potassium (KCl). Ils sont souvent utilisés comme un indice de pollution (Demba N'diaye et *al*, 2014). Les teneurs en chlorures des échantillons d'eau analysés (Fig. 11) présentent des valeurs oscillant entre 150 et 4000mg/l.

Le Sodium est un élément dit conservatif. Les teneurs anormalement élevées peuvent provenir du lessivage de sels, ou de la percolation à travers des terrains salés ou de l'infiltration d'eaux saumâtres (Rodier et *al.* (2009), Bermond et *al.* (1979)). Les teneurs en sodiums des échantillons d'eau analysés (Fig. 12) présentent des valeurs oscillant entre 68.5 et 2335mg/l.



Fig.11. Répartition spatiale des concentrations des chlorures (en mg/l) (2016)

Fig.12 . Répartition spatiale des concentrations du sodium (en mg/l) (2016)

Fig.13. Report des résultats des analyses chimiques sur le digramme de Piper (2016)

Le diagramme triangulaire de Piper, met en évidence l'incidence du faciès lithologique sur la qualité des eaux et permet aussi d'estimer les pourcentages des éléments chimiques et leur classification. On remarque l'importance de la minéralisation anionique et particulièrement celle des chlorures. Pour les cations une tendance remarquable vers le pôle sodique potassique.

- Selon le diagramme de piper, la nappe appartiennent aux familles des eaux:
- -Chlorurée et sulfatée calcique et magnésienne.
- -Chlorurée sodique et potassique ou sulfatée sodique.
- -Bicarbonatée calcique et magnésienne.

5.4. Impact de l'irrigation sur la qualité des eaux de la nappe des doukkala

La mise en irrigation des périmètres des Doukkala s'est répercutée sur la chimie des eaux de la nappe située dans les périmètres irrigués. Pour mettre en évidence l'impact de l'irrigation sur la chimie des eaux souterraines des Doukkala, nous avons procédé à une comparaison des analyses des eaux de la nappe supérieure entre deux périodes avant irrigation et après irrigation. Cette comparaison révèle:

- —Une augmentation de la minéralisation globale des eaux de la nappe surtout dans les périmètres irrigués, où cette augmentation varie entre 500 et 3500 mg/l;
- —Des changements dans les faciès chimiques, qui sont marqués par la régression du faciès chloruré calcique, faciès sulfato-calcique et le faciès chloruré calcique magnésien au profit du faciès chloruré sodique.

Ces changements sont les conséquences de la mise en irrigation de la région. En effet, les eaux d'irrigation de nature chlorurée sodique apportent une quantité importante en sel à la solution du sol. L'infiltration de ces eaux chargées en sels vers la nappe traverse une importante formation limono-argileuse à faible perméabilité qui ralentit l'infiltration et par conséquent augmente davantage sa salinité et modifie sa composition chimique (El Achheb, 2002).

6. CONCLUSION

Le présent travail a permis une évaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines de la plaine des Doukkala. L'analyse des résultats montre une variation du niveau piézométrique et de la minéralisation des eaux souterraines de la plaine des Doukkala enregistrées dans les différents points d'eau échantillonnés en comparaison avec des études précédentes (années 1957 et 1995). La faible remontée du niveau piézométrique dans le Bas Service entre 1995 et 2016, peut être expliquée par la mise en eau la plus ancienne entre (1958 -1984) alors que la forte remontée du niveau piézométrique dans le Haut Service est due principalement à l'infiltration des eaux d'irrigation dont la mise en eau a débutée en 1999. Aussi la stabilisation à une tendance à la baisse du niveau piézométrique observée dans les zones Bour (non irriguées), peut être expliquée par la surexploitation des eaux souterraines et le déficit d'alimentation de la nappe suite à la succession des années de sécheresse. Pour la forte salinisation de la nappe justifiée par la forte conductivité électrique mesurée, elle est due surtout à l'infiltration des eaux d'irrigation chargées en sels, en intrants agricoles, ainsi que la dissolution-précipitation de la roche aquifère.

Remerciement

Ce travail a été réalisé avec le soutien de l'Office Régional de Mise en Valeur des Doukkala (ORMVAD).

BIBLIOGRAPHIE

- Demba N'diaye, A., Mint Mohamed Salem, K., El Kory, M.B, Ould Sid' Ahmed OuldKankou, M., Baudu, M., (2014): Contribution à l'étude de l'évolution Spatio-temporelle de la qualité physicochimique de l'Eau de la Rive droite du fleuve Sénégal, Mater. J., *Environ. Sci.* 5 (1) 320-32. Annuaire statistique régional Doukkala-Abda, 2012.
- Bermond, R. et Perrdon, C., (1979): Paramètres de la qualité des eaux. *Ministère de l'environnement Paris*, 259.
- Berdai. (1997): Synthèse des travaux réalisés au Maroc sur la pollution nitrique des eaux souterraines. Division des études, service des expérimentations des essais et de la normalisation, Rabat.
- El Achheb, A., (1993): Etude hydrogéologique et hydrochimique de la plaine des Doukkala, (Maroc). Thèse de 3^{ème} cycle. Université Cadi Ayyad, p. 171.
- El Achheb, A., (2002): Mécanismes d'Acquisition de la minéralisation et identification des sources de contamination des eaux souterraines en zone semi-aride agricole. Application au système aquifère du bassin Sahel-Doukkala, Maroc Occidental. Thèse de Doctorat d'Etat Université Chouaib Doukkali.
- Faouzi,M. et Larabi, A., (2001): Problématique de la remontée, de la salinité et de la pollution par les nitrates des eaux de la nappe phréatique des Beni-Amir (Tadla, Maroc), *Ingénieries núm.* 27, p. 23 à 36.
- Ferre, M. et Ruhard J.P. (1975): Ressources en eau t2 (plaines et bassins du Maroc Atlantique); les bassins des Abda-Doukkala et du Sahel d'Azemmour à Safi. *Notes mém. Sérv. géol. Maroc*, núm. 231.
- Nouayti, N., Khattach, D., Hilali, M., (2015): Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines des nappes du Jurassique du haut bassin de Ziz (Haut Atlas central, Maroc), J. Mater. *Environ. Sci. 6 (4) 1068-1081, ISSN: 2028-2508 CODEN: JMESCN*), p. 1071.
- Rodier J. et al. (2009): L'analyse de l'eau, 9^{eme} édition. DUNOD (éditeur), Paris, France. 1579.

CHANGEMENT GLOBAL ET RESSOURCES EN EAU SOUTERRAINES DANS LA REGION DE KAIROUAN (TUNISIE CENTRALE): EVOLUTIONS RAPIDES ET A LONG TERME

C. LEDUC IRD, UMR G-EAU, BP 434, El Menzah 1, 1004 Tunis, Tunisie, christian.leduc@ird.fr

S. MASSUEL IRD, UMR G-EAU, BP 5095, 34196 Montpellier Cedex 5, France sylvain.massuel@ird.fr

J. RIAUX IRD, UMR G-EAU, BP 5095, 34196 Montpellier Cedex 5, France riaux@ird.fr

R. CALVEZ IRD, UMR G-EAU, BP 5095, 34196 Montpellier Cedex 5, France calvez@ird.fr

A. OGILVIE IRD, UMR G-EAU, BP 5095, 34196 Montpellier Cedex 5, France ogilvie@ird.fr

N. BENAÏSSA INAT, 43 Avenue Charles Nicolle, 1082 Tunis, Tunisie, benaissanadhira@gmail.com

F. LACHAAL CERTE, Labo Georessources, BP 273, Soliman 8020, Tunisie, lachaal@certe.rnrt.tn

Z. JENHAOUI IRD, UMR G-EAU, BP 434, El Menzah 1, 1004 Tunis, Tunisie, jenhaoui@ird.fr

Abstract: In central Tunisia, near the city of Kairouan, the Merguellil catchment illustrates the multiple forms of the global change affecting Mediterranean water resources. In this semi-arid region, climatic fluctuations have always constrained the water resources, but anthropization has become by far the most influential driver of change in the last century. Environmental and social components of this fragile system continuously interact and adapt to multiple internal and external stresses (including demographic pressure and economic development). Long-term hydrological monitoring, the analysis of historical archives, surveys among the population and water managers reveal the multiple steps to the present state of general groundwater depletion. In the upstream part of the catchment, the numerous water and soil conservation works significantly reduce surface runoff and river flow, which increases withdrawals for irrigation and the groundwater overexploitation since one century to meet the coastal water demand. The large El Haouareb dam definitively prevented the direct recharge of the Kairouan plain aquifer through floods, and created a new recharge location and process. Downstream, the intense development of irrigation in the Kairouan plain relies exclusively on the large and thick Neogene aquifer, contributing to the continuous decrease of the water table (0.5 / 1 m per year). The various long term data sets outlined the spatio-temporal heterogeneity, the complex modifications of groundwater recharge, and the co-evolutions of water users and uses. Many uncertainties still remain, especially regarding the water balance, the influence of extreme climatic events and the groundwater quality, limiting accurate forecasts for the next decades.

Key words: Anthropization, Mediterranean, Long-term changes, Socio-hydrology, Overexploitation

1. INTRODUCTION

Comme toutes les régions méditerranéennes (e.g. Leduc et al., 2017), la région de Kairouan en Tunisie centrale est caractérisée par une très grande variabilité spatiale et temporelle de la ressource en eau de surface. L'eau souterraine permet de résister aux aléas météorologiques et constitue la clef du développement économique, essentiellement basé sur l'agriculture (e.g. Le Goulven et al., 2009).

La plaine autour de Kairouan s'étend sur environ 3000 km². Sa pluviométrie annuelle est d'environ 300 mm (extrêmes de 100 et 700 mm), faible en comparaison avec l'évapotranspiration potentielle de 1600 mm/an. La topographie très monotone s'abaisse d'ouest en est, de 200 à 30 m. Cette plaine reçoit les écoulements de trois grands oueds (Zéroud, Merguellil et Nebhana) et de nombreux autres de faible envergure. Ces oueds drainent des bassins dont la topographie et la pluviométrie sont bien plus marquées que la plaine (jusqu'à 1200 m d'altitude et 500 mm de pluie annuelle pour le Merguellil par exemple). La plaine se termine à l'est par deux grands lacs temporaires salés qui ne sont que rarement atteints par les crues les plus fortes des trois grands oueds. Le bassin amont du Merguellil (1200 km²) est limité par la présence du grand barrage El Haouareb. Il comporte quatre aquifères, localement importants, mais qui ne représentent qu'une très faible proportion du volume stocké dans le très grand et très épais (jusqu'à 800 m) aquifère plio-quaternaire de la plaine de Kairouan (Fig.1).

La population a toujours dû et su s'adapter aux difficiles conditions environnementales. La région a connu des successions de périodes de grands aménagements hydrauliques témoignant d'un pouvoir central fort (Empire romain, premières dynasties arabes par exemple) et de repli sur des infrastructures plus légères gérées par de petites collectivités (puits, séguias, ouvrages de dérivation des crues). Après une très longue absence, la fin du 19ème siècle a marqué le retour d'une présence hydraulique de l'Etat, bénéficiant de moyens techniques facilitant considérablement ses interventions, mais aussi le début de l'exploitation intensive des eaux souterraines, allant jusqu'à la surexploitation (e.g. Leduc et al., 2007), délibérée ou par simple laissez-faire. Les estimations officielles des prélèvements évaluent les pompages à environ 30 hm³ (dont 40 % pour l'agriculture) dans les nappes du Merguellil amont et à 60 hm³ dans l'aquifère de la plaine (plus de 80 % pour l'agriculture).



Cette région est étudiée depuis plus de deux décennies par de nombreuses équipes de recherche. Au-delà des nombreux travaux disciplinaires, la multiplication récente et l'approfondissement des travaux interdisciplinaires (e.g. Massuel et Riaux, 2017) a permis d'améliorer sensiblement notre compréhension des interactions entre les multiples composantes humaines et environnementales de ce système complexe. Quelques exemples en sont donnés ci-après.

2. Evolutions a court terme

ce terme général regroupe des réactions rapides de l'anthropo-écosystème à une perturbation qui peut être une anomalie dans une série (e.g. une année anormalement sèche) ou une modification plus profonde, voire une rupture (comme la Révolution tunisienne de 2011).

Un premier exemple, purement physique, est fourni par la remontée piézométrique après les crues catastrophiques de 1969, dont la période de retour est estimée à plusieurs siècles. Après cet événement exceptionnel, la hausse de la nappe dans la plaine a parfois atteint 7 m, les valeurs les plus fortes étant à l'amont de la plaine, dans les zones les moins durablement submergées mais à la perméabilité bien plus favorable à l'infiltration (Fig. 2). Quelques années après, une remontée également très importante était cette fois due essentiellement à l'anthropisation du milieu (la construction du barrage El Haouareb et la création d'une charge hydraulique bien plus forte qu'en conditions naturelles). Dans les deux cas, ces variations piézométriques n'ont pas induit de changement dans le comportement des utilisateurs de l'eau souterraine.

Depuis les années 1980, l'Etat a développé de nombreux ouvrages de protection contre l'érosion dans les bassins amont (e.g. banquettes, petits barrages). Ces implantations faites sans concertation avec les riverains ont modifié les écoulements de surface (et souterrains dans une moindre mesure) : création de retenues à la dynamique de remplissage et vidange très variable, diminution du débit des oueds à l'aval (Ogilvie et al., 2016). Selon les cas, la réaction de la population va de l'indifférence à l'exploitation de cette ressource additionnelle, sans que les comportements locaux puissent s'expliquer simplement par des déterminants élémentaires physiques (e.g. disponibilité de la ressource) ou sociaux (e.g. groupes tribaux, titres fonciers).



Un autre exemple est fourni par l'adaptation très rapide des paysans à des subventions gouvernementales. Ainsi, lorsque l'Etat a subventionné à plus de 50 % les équipements d'irrigation au goutte à goutte, les paysans ont profité de l'opportunité mais sans que soit jamais atteint l'objectif espéré d'une moindre consommation de l'eau agricole. En effet, grâce à l'économie d'eau ainsi réalisée et aux subventions, les surfaces irriguées ont fortement augmenté, ce qui aboutit au final à des pompages en nappe encore plus importants. De même, l'eau d'irrigation subventionnée pour les cultures stratégiques est fréquemment utilisée en fait pour d'autres usages plus rémunérateurs.

Un dernier exemple est fourni par la Révolution de 2011. Contrecoup de la perte brutale de crédit et d'autorité de l'Etat central, ses agents au niveau régional n'ont plus assuré du tout les fonctions de police de l'eau et de conseil aux agriculteurs pendant plusieurs années. Malgré la

loi limitant depuis longtemps les nouveaux forages dans la région de Kairouan, ceux-ci se sont multipliés en toute illégalité depuis 2011, atteignant un total de 13000 selon les dernières estimations. Aucun retour à la situation antérieure n'est politiquement et socialement possible et la surexploitation de la nappe est donc accélérée. Les agriculteurs les plus puissants et les plus instruits trouvent plus facilement des arrangements avec l'administration.

3. Stabilites et evolutions a long terme

Le barrage El Haouareb a été construit en 1989 pour protéger la plaine de Kairouan contre les inondations, avec l'idée de développer également l'irrigation grâce à l'eau stockée. Contrairement au premier, ce second objectif n'a jamais été atteint puisque 50 à 60 % de l'eau stockée s'infiltre dans le fond de la retenue et que le barrage est complètement sec un huitième du temps. Par contre, le creusement de son déversoir a révélé une nappe dans les calcaires qui assurent le relais entre les aquifères du Merguellil amont et celui de la plaine. Cette ressource souterraine, constamment présente, a été rapidement exploitée par des particuliers ; elle l'est désormais aussi par l'Etat qui a constaté la défaillance de son schéma initial.

L'importance du volume stocké encore disponible dans l'aquifère de la plaine de Kairouan est une chance et un risque pour sa gestion durable. Malgré une baisse importante et continue de 0,5 à 1 m/an, reconnue par tous, la catastrophe n'est pas imminente. Aucune mesure n'est donc envisagée pour limiter sérieusement la surexploitation, ni par les autorités craignant des réactions vives face à des mesures restrictives, ni par les agriculteurs dont la plupart peuvent matériellement accompagner la baisse de la nappe. Les plus faibles sont progressivement éliminés du jeu. L'apparente inertie des utilisateurs et gestionnaires est à analyser en détail (e.g. Massuel et Riaux, 2017). La loi qui protège depuis longtemps cet aquifère n'est appliquée que rarement et de manière discrétionnaire. Avant la Révolution, agriculteurs et administration avaient tacitement trouvé un compromis face à l'obligation légale d'une autorisation pour tout nouvel ouvrage de plus de 50 m de profondeur : la plupart des ouvrages creusés avant 2011 sont des puits secs (dès l'origine) de gros diamètre et de 50 m de profondeur, prolongés par un forage atteignant la nappe. Cette fiction de respect de la loi n'existe plus depuis 2011 : les nouveaux ouvrages sont tous des forages.

La limite légale de 50 m, qui différencie en Tunisie aquifères «phréatiques» et «profonds», se retrouve aussi dans les inventaires d'exploitation des nappes. Sans rapport avec la réalité hydrogéologique, l'administration relève séparément les pompages dans un même aquifère selon la profondeur des ouvrages. Comme, de plus, ces inventaires ne comptabilisent généralement pas les pompages agricoles privés, leur fiabilité est limitée : d'après nos enquêtes de terrain, les prélèvements agricoles dans la plaine de Kairouan sont deux fois plus importants que les chiffres officiels.

Malgré les divers mouvements de population depuis plus d'un siècle et malgré la volonté de la Tunisie indépendante de gommer les références tribales, celles-ci imprègnent encore les relations entre usagers de l'eau d'un même territoire. Ces liens se distendent progressivement avec le temps, notamment sous l'effet des évolutions techniques et économiques, mais ils marquent encore profondément les zones rurales. La juxtaposition de droits traditionnels, non écrits, et de codes modernes explique les comportements des individus et groupes, bien mieux que le seul cadre légal.

Une autre constante, plus régionale, est la réclamation contre l'exportation d'eau pompée dans l'aquifère de Bou Hafna au profit de la zone littorale de Sousse depuis plus d'un siècle. Les habitants du Merguellil ne reçoivent aucune contrepartie pour cette eau perdue au bénéfice d'une région bien plus riche. Ceci renforce le sentiment plus large d'un délaissement des régions intérieures de Tunisie par l'Etat, qui n'a pas encore trouvé de réponse convaincante à cette question récurrente.

4. DISCUSSION

La Tunisie centrale était considérée il y a quelques décennies comme la zone à plus fort potentiel de développement agricole du pays, ce qui avait conduit les autorités nationales à demander aux scientifiques un investissement particulier dans cette région. Aux travaux essentiellement disciplinaires se sont progressivement ajoutées des recherches mêlant des approches et des questions venant d'horizons plus larges. Cette ouverture est indispensable quand il faut comprendre les multiples interactions entre facteurs humains et environnementaux, à l'œuvre continuellement et selon des intensités susceptibles de fortement varier dans le temps et l'espace. Les exemples détaillés ci-dessus ont déjà fourni quelques illustrations de ces interactions. Un autre, mêlant temps court et temps long, est issu de la surexploitation de la nappe de Bou Hafna. Celle-ci a été volontairement décidée par un des services du Ministère de l'Agriculture dans les années 1970 afin d'induire une recharge de l'aquifère par l'oued Merguellil et ses alluvions. En même temps, un autre service du même ministère décidait de développer les ouvrages anti-érosifs pour empêcher l'envasement trop rapide des grands barrages à l'aval et créer quelques ressources locales supplémentaires. Ces deux décisions isolément pertinentes ont toutes deux induit une baisse très sensible du débit de l'oued Merguellil (Kingumbi et al., 2007; Lacombe et al., 2008). Ce phénomène ne résulte donc pas d'un quelconque changement climatique mais bien de l'anthropisation de plus en plus lourde du système. La réduction, voire l'arrêt des écoulements de l'oued a poussé les agriculteurs qui exploitaient autrefois les eaux de surface à pomper dans les aquifères. Ce mouvement a été sensiblement favorisé par les évolutions synchrones, techniques (diminution du coût des pompes) et humaines (moindre cohésion des groupes sociaux). Dans ce processus évolutif, il serait illusoire de vouloir identifier un seul élément déclencheur et une série de conséquences qui en découleraient linéairement. En extraire une généralisation facilement transposable à d'autres situations dans la région serait aussi risqué.

Cet apprentissage de la complexité se développe chez les scientifiques (e.g. Re, 2015) mais il est plus lent chez les gestionnaires dont la formation initiale et la pratique professionnelle poussent à une vision purement technique, qui a été dominante depuis des décennies. Or les comportements des usagers s'expliquent par des raisons à la fois matérielles, quantifiables mais pondérées de manière très variable selon les individus et par des raisons immatérielles comme le désir de reconnaissance ou d'équité. La reconnaissance de cette complexité et de cette hétérogénéité devrait permettre de réduire l'écart entre les objectifs théoriques de l'administration et la réalité du terrain. Pour cela, il faut plus d'écoute mutuelle entre tous les acteurs, sans qu'aucun ne se place en position dominante.

L'élargissement des perspectives de recherche induit des questions nouvelles comme l'intégration de données très hétérogènes, par exemple quantitatives et qualitatives. Cette question se pose d'abord pour l'analyse croisée des données anciennes, acquises selon des pratiques disciplinaires très différentes. Elle est également importante pour les données à acquérir dans les prochaines années, où des protocoles d'enquêtes doivent être co-construits entre disciplines parfois éloignées. En effet, il faudra continuer à observer finement toutes les composantes des socio-hydrosystèmes de la région de Kairouan, à cause de son évolution permanente et parce que les quantifications officielles insuffisamment précises ou les absences complètes d'information sur des points importants limitent encore considérablement la pertinence des hypothèses proposées aujourd'hui.

Sortir des schémas classiquement admis amène à reposer la question des territoires pertinents pour la gestion de l'eau. Contrairement à d'autres pays méditerranéens comme la France ou le Maroc, la gestion de l'eau n'est pas organisée par bassin hydrographique mais calquée sur la structuration administrative du pays. Aucun de ces deux grands types de découpages ne respecte les limites des aquifères, qui abritent souvent les ressources en eau les plus importantes des zones semi-arides. Mais les considérations sociales ou économiques seraient tout aussi pertinentes que les limites hydrologiques pour définir l'espace idéal de gestion de la ressource en eau. Les espaces de référence ne sont évidemment pas les mêmes pour l'Etat (transférant l'eau de Bou Hafna vers l'extérieur depuis un siècle, réalisant toutes les grandes infrastructures hydrauliques et devant définir des stratégies d'équilibre national) ou un paysan isolé attendant l'arrivée de l'électricité pour alimenter sa pompe.

5. Conclusion

Malgré leurs limites, les réseaux hydrométriques mis en place par la Tunisie à la fin des années 1960 fournissent une information de grand intérêt pour apprécier les évolutions à long terme des ressources en eau dans la région de Kairouan. Celles-ci sont évidemment sensibles aux fluctuations climatiques, et notamment aux épisodes les plus violents, mais c'est bien l'anthropisation sous ses multiples formes qui commandent leur évolution depuis plusieurs décennies. Beaucoup d'autres pays en Méditerranée connaissent les mêmes problèmes (e.g. Leduc et al., 2017). Ainsi en Espagne, dans la région de Carthagène, le développement de l'irrigation a multiplié la recharge de la nappe quaternaire par 30 dans les zones irriguées mais a aussi induit un mélange artificiel des eaux de l'ensemble du système multicouches (Baudron et al., 2014).

Dans la région de Kairouan, deux des aquifères principaux sont fortement surexploités, dont celui de la plaine qui est d'importance majeure à l'échelle nationale. Ce n'est pas un cas rare en Tunisie : en 2007 déjà, 85 aquifères, surtout dans le centre et le sud du pays, étaient officiellement surexploités. Alors que les chiffres de l'administration sous-estiment sensiblement les prélèvements réels et que la Révolution de 2011 a induit une explosion du nombre de forages illicites, la situation est donc grave dans un pays qui se situe déjà en dessous du seuil de pauvreté hydrique de 500 m³ d'eau renouvelable par habitant et par an.

Heureusement pour les habitants, la réserve souterraine théoriquement disponible est encore importante, ce qui laisse le temps aux diverses parties prenantes d'enfin discuter des mesures à prendre pour assurer une durabilité de l'exploitation. Ceci n'a jamais été réellement entrepris jusqu'à présent, les autorités comme les agriculteurs se contentant du non respect de la loi. Il est à espérer que d'autres expériences méditerranéennes plus dramatiques pourront servir de leçon, comme celle de la Chaouia côtière, près de Casablanca au Maroc où le même laissez-faire des autorités et des agriculteurs a conduit à l'abandon de plus de la moitié des puits, devenus trop salés, et donc à l'abandon de la plupart des exploitations agricoles (Moustadraf et al., 2008).

Pour les scientifiques, la région de Kairouan représente un magnifique laboratoire *in vivo* permettant d'étudier un anthropo-écosystème complexe en rapide évolution. Ils ont encore beaucoup à échanger avec les gestionnaires et les agriculteurs afin d'éviter une telle catastrophe, pour mieux comprendre mais aussi pour aider à transférer leurs connaissances de manière efficace.

A l'échelle plus large de la Méditerranée, un même partage s'impose entre les régions et les acteurs concernés par des problèmes extrêmement proches. Les expériences et les interrogations de tous permettront un enrichissement mutuel indispensable (e.g. Massuel et al., 2017).

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient les nombreux collègues et étudiants ayant aussi contribué à mieux comprendre les dynamiques socio-environnementales du bassin du Merguellil et les institutions ayant financé ces travaux, notamment au travers des projets ANR Groundwater ARENA et Amethyst, le programme inter-organismes SICMED et le Laboratoire Mixte International NAILA.

References

- Alazard, M., Leduc, C., Travi, Y., Boulet, G., Ben Salem, A. (2015): Estimating evaporation in semi-arid areas facing data scarcity: Example of the El Haouareb dam (Merguellil catchment, Central Tunisia). J. Hydrol: Regional Studies 3, 265-284.
- Baudron, P., Barbecot, F., García-Aróstegui, J.L., Leduc, C., Travi, Y., Martínez-Vicente, D. (2014): Impacts of human activities on recharge in a multilayered semiarid aquifer, Campo de Cartagena, SE Spain). *Hydrol. Processes* 28(4): 2223-2236.
- Kingumbi, A., Bargaoui, Z., Ledoux, E., Besbes, M., Hubert, P. (2007): Modélisation hydrologique stochastique d'un bassin affecté par des changements d'occupation: cas du Merguellil en Tunisie centrale. *Hydrol. Sci. J.* (52)6: 1232-1252.
- Lacombe G., Cappelaere, B., Leduc, C. (2008): Hydrological impact of water and soil conservation works in the Merguellil catchment of central Tunisia. *J. Hydrol.* 359, 210-224.

- Leduc, C., Ben Ammar, S., Favreau, G., Béji, R., Virrion, R., Lacombe, G., Tarhouni, J., Aouadi, C., Zenati Chelli, B., Jebnoun, N., Oï, M., Michelot, J.L., Zouari, K. (2007): Impacts of hydrological changes in the Mediterranean zone: environmental modifications and rural development in the Merguellil catchment, central Tunisia. *Hydrol. Sci. J.* (52)6: 1162-1178.
- Leduc, C., Pulido-Bosch, A., Remini, B. (2017): Anthropization of groundwater resources in the Mediterranean region: processes and challenges. *Hydrogeol. J.* doi:10.1007/s10040-017-1572-6
- Le Goulven, P., Leduc, C., Bachta, M.S., Poussin, J.C. (2009): Sharing scarce resources in a Mediterranean river basin: Wadi Merguellil in Central Tunisia. In: Molle, F, Wester, P (Ed) *River Basins: Trajectories, Societies, Environments.* Cabi ed., Wallingford, 147-170.
- Massuel, S., Amichi, F., Ameur, F., Calvez, R., Jenhaoui, Z., Bouarfa, S. Kuper, M., Habaieb, H., Hartani, T., Hammani, A. (2017): Considering groundwater use to improve the assessment of groundwater pumping for irrigation in North Africa. *Hydrogeol J.* doi:10.1007/s10040-017-1573-5
- Massuel, S., Riaux, J. (2017): Groundwater overexploitation: why is the red flag waved? Case study on the Kairouan plain aquifer (central Tunisia). *Hydrogeol J.* doi:10.1007/s10040-017-1568-2
- Moustadraf, J., Razack, M., Sinan, M. (2008): Evaluation of the impacts of climate changes on the coastal Chaouia aquifer, Morocco, using numerical modeling. *Hydrogeol. J.* 16(7):1411–1426
- Ogilvie, A., Le Goulven, P., Leduc, C., Calvez, R., Mulligan, M. (2016): Réponse hydrologique d'un bassin semi-aride aux événements pluviométriques et aménagements de versant (bassin du Merguellil, Tunisie centrale). *Hydrol. Sci. J.* 61(2):441-453.
- Re, V. (2015): Incorporating the social dimension into hydrogeochemical investigations for rural development: the Bir Al-Nas approach for socio-hydrogeology. *Hydrogeol. J.* 23(7): 1293-1304.

ASSESSMENT OF WATER REQUIREMENTS OF OLIVE AND APRICOTS TREES IN TINIBAOUINE REGION (NORTH-EASTERN OF ALGERIA)

Z. MANSOURI AND R. MENANI

Mobilisation and Water Resources Management Laboratory (MGRE), Dept of Geology, Earth Sciences Institute, Batna 2 University, Algeria. zinebmas@gmail.com, redha.menani@univ-batna2.dz

Abstract: The objective of this short note is to calculate water requirements for two crops: the olive and apricots trees, in Tinibaouine region under arid climate. The crop water requirements were determined using 15 year climatic data using CROPWAT 8.0. Reference Crop. The region is situated in arid climatic zone, with an average rainfall don't exceed 300 mm/y. The agriculture, especially the apricot and olive crops, are the principal activity for the population living there.

The principal water resource ensuring the water supply of the agricultural activity is that of the Tinibaouine source which deliver a rate of 100 l/s coming from the Refaa Mountain situated in the east-southeast part of Tinibaouine zone. The drainage of groundwater from the cracked limestones of Refaa mountains to the source is ensured by a large marginal fault until the resurgence in alluvial levels.

Evapotranspiration (ET_{0}) was determined using the FAO Penman-Monteith method and the effective rainfall was calculated using USDA S.C. approach. The study shows that for Tinibaouine area, reference evapotranspiration (ET_{0}) varies from 1.17 to 6.3 mm/day and the effective rainfall from 4.8 to 41.2 mm. These variations are related to the erratic rainfall as well at daily, monthly and annual pace, this has become all the more marked during the last decades characterized by periods of drought more extensive.

The irrigation requirements were estimated at 20100 m3/ hectare for apricot and 6980m3/ hectare for olive. These values of water needs exceed those distributed really in the field and traduce a negative water balance which threaten the agricultural activity in this zone.

The full irrigation, commonly used from seguias is not a viable option in this climatic context. Suggestions for irrigation mode and water transfer from the source are provided in this note.

Key Words: Water requirements, agricultural activity, arid zone, irrigation, Algeria.

1. INTRODUCTION

This note concerns the determination of the water needs of the apricot and olive crops in Tinibaouine region, located in arid climatic zone, in the North East of Algeria. The cultivation of apricots is the main natural resource exploited in this region and the principal main income for the population, the olive tree being accessory. The Tinibaouine source, from which the irrigation is done with a rate of around 100 l/s, is of a vital interest for a depending population of around 10.000 inhabitants. The annual rainfall measured varies between 140 mm to 464 mm, with an average of 245 mm and the annual average of temperature is around 22 °C. The comparison between the crops water needs estimated by Cropwat and the flows delivered by the spring shows a large imbalance. Erratic rainfall and reduced flows of the Tinibaouine spring observed in recent years raises with acuity the problem of the water management in this region. The diminution of water loss through notably the reduction of evaporation is discussed in this note.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Geology

The studied area is located in the eastern extension of the Hodna plain; it corresponds to a depression wedged between the reliefs of Hodna Mountains in the north, El Guetiane Djazzar in the East and Djebel Ech Cheffa in the West. Geological and geophysical studies have identified the existence of the following aquifers: The Mio-Pliocene and Quaternary formed by calcareous, sandstone, conglomerate and sands. The upper Cretaceous cracked limestone composed by dolomitic permeable formations. The bedrock is formed by the Cenomanian marls while the semi-permeable roof (partial coverage) is represented by calcareous and marl formations containing both permeable and impermeable levels (Fig. 1 and 2). The source is located in the Tinibaouine village center. It emerges by a flow in Quaternary alluvial formations, in favor of a NW-SE fault that runs along the south Kef Rached (Bellion, 1972). The current flow rate is about 100 l/s.







Note: m²⁻³: Miocene, c^{5-6a}: upper Stantonian to Maastrichtian, c³⁻⁴: Coniacian, lower Stantonian, c^{2b}: upper Turonian, c^{2a}: lower Turonian, c^{1d}: upper Cenomanian -Turonian, c^{1c}: middle – upper Cenomanian, c^{1a-b}: lower Cenomanian.

2.2. Hydro-climatic Context

The climate is semi-arid influenced by the humid stream of the Mediterranean sea in winter and warm and influenced by the Sahara in summer. For the period 1998-2010, annual rainfall measured varies between 140 mm to 464 mm and the annual average of temperature (T°) is around 22°C.The evaporation is intense and leads to a loss-water balance. The annual average of rainfall is 245 mm (Fig.3), on all sub basins of Achou and Boureghda (135.3 km²) representing a contribution to the rate of water of 100 l/s of the Tinibaouine spring. The rainfall decreased gradually since 1970 causing a decrease in the flow rate from 200 l/s in 2005, to 100 l/s actually (Fig.4).



Fig.3 Rainfall, T° and evaporation: 1998-2010



Fig. 4 Annual rainfall and the spring flow rate

2.3. Agricultural Context

The Tinibaouine region is characterized by tree crops (450 Hectare for apricot trees and 105 Hectare for olive). The apricot crop and incidentally that of olives are practically the only self-sustaining economy of the region. The other crops represent only 4% of the total area (652 Hectare). All plots are irrigated by the spring of Tinibaouine with a well-developed network (called seguias) (Fig.5). Water needs increase gradually from autumn with a decrease during the winter season. In some cases, farmers whose plots are subject to water stress during periods of irrigation, use in boreholes, often illegal, to meet their needs, thus threatening the sustainability of the spring, even if the aquifer is located several km to the south. The water is distributed by seguias and has required the establishment of an elaborate legal and technical framework (Charroy and Torrent, 2007). This distribution system was known by the Romans who surrounded it by constructs in the aim to use its pure and clear water. Water units of irrigation (called Nouba) are calculated for all the owners according to the areas to be irrigated. This distribution is registered and regulated by an official act. The irrigation quota is planned for a definite period and increases each time the parcel is situated more away from the source (6, 21 and 30 days)..The spring flow is shared with a diverter in five major seguias whose distribution is reported in Fig. 5.



N'gaous Barika N'gaous Barika Barika Disau 15 10 5 0 January April Julay October

Fig. 5 Distribution of the seguias network

Fig. 6 Monthly rainfall variations: 1977-1990

3. Determination of the water needs

The water needs of the apricot and olive crops are determined by the use of Cropwat (in its free version) it's an irrigation management support software developed by FAO in 1992 (FAO, 2016). It is based on the evaporation formula of Penman-Monteith modified. It offers the opportunity to develop an irrigation schedule based on various agricultural practices and it permits to assess the effects of lack of water on crops and efficiency of different irrigation practices.

3.1. The Climate Data Used in the Calculation of Water Needs

The temperature data, relative humidity and wind velocity are those of Barika climate station remote from Tinibaouine of 35 km with series of 14 years.

Given the total lack of data on sunshine duration, we used those of Biskra due to similar climate and the distance (80 km in the South-East). The monthly precipitation data are those of the rainfall station of the same study area (N'gaous) for the same period (1977-1990) (Fig.6).

3.2. Soil and Agricultural Related Data

The soil features required in the management of irrigation and the determination of the useful reserve, are related to two factors: the soil texture (the perimeter is composed by sand and clay) and the deep of rooting (Table 2) (Boudjella and Bammoun, 2006) (Doorenbos, and Pruitt, 1975).

D	Texture	
Parameters	Sand	Clay
Usable water	140 (mm/m)	180 (mm/m)
Maximum rate of rainfall infiltration	40 (mm/day)	40 (mm/day)
Maximum rooting depth	0,6 or 1,2(m)	0,6 or 1,2 (m)
Initial dry soil moisture (%) Of usable water	0%	0%
Initial soil moisture available	140 (mm/m)	180 (mm/m)

Table 2 Soil-related data

The crop coefficient values (KC) of apricot and olive introduced in Cropwat are defined depending on the growth stage of the plant, the force of the wind and the average value of the minimum humidity prevailing in our study area (ITCMI, 2002). Cropwat requires the entry of 3 values KC (initial, mid-season, harvest). We adapted planting dates by considering agricultural practices in northern Algeria (ANRH, 2013) (Smail, Derghal and Smati, 1995)

4. Results and discussion

4.1. Estimation of Evapotranspiration by Cropwat

The evapotranspiration values calculated by the formula of FAO (Penman-Monteith) are presented in Table 3 and reported in Figure 7. The expression of this eq. (1) is:

ETo=C* w* Rn
$$(1 - w)$$
* F(u)*(ea-ed) (1)

ETO: represents the reference evapotranspiration in mm/ day.

w: weighting factor reflecting the effect of radiation on different temperature and altitude. Rn: net radiation - F(u): wind-related function.

ea: saturation vapor pressure at the average temperature of the air, expressed in millibars ed: average of actual vapor pressure of the air, expressed in millibars.

(ea - ed) and C: correction factors to compensate day and night weather.

The peak month for global demand (ET0) is in August, with an average of 6.30 mm/day.



Fig. 7 Evapotranspiration and effective rainfall

The USDA method permits to account losses due to surface runoff and deep percolation. The effective rainfall is done by :

for $P_{mean} \le 250 \text{mm/month}$, Peff = [Pmean x (125 - 0.2 x Pmean)] / 125 for $P_{mean} \ge 250 \text{mm/month}$, Peff = 125 + 0.1 x Pmean

4.2. The Water Requirements per Decade

The water needs calculated by Cropwat for apricot and olive crops are presented in figures 8.



It appears that water needs of Apricot trees reach the peak during June and the sensitive period for olive trees is June to August, this is mainly due to the increase of the crop coefficient during the foliage stage (Masmoudi Charfi and al., 2004), which is the summer season which also corresponds to the Eto highest period (Kadi and al, 2007) (Fabeiro and al, 2003) (Hanson and May, 2005) (Paço and al, 2006).

The comparison between theoretical demand and the rate water flow delivered by Tinibaouine spring shows a large deficit (Table 6) that forces farmers to reduce irrigated plots or to adopt other alternatives like: buying water elsewhere, digging deep boreholes or the storage of rainfall in small hill dams.

Crops	water requirements estima- ted by CROPWAT	Irrigation estimated on field (m3 / hectare)
Apricot	20100	12957,1
Olive	6980	695,58

Table 6 Comparison between water requirements estimated by Cropwat and Irrigation needs

4.3. Technical measures for water economy

Using low pressure underground pipes can significantly reduce water losses caused by transportation, irrigation time, evaporation and infiltration.

These last two settings are naturally higher in seguias (ground gutter). In addition, evaporation losses are also important especially in distribution seguias at low flow with a large base and a small height. The diameter of the main pipe and the distribution network is calculated by the formula of Bonnin (Bacharau and al, 2012) and the pressure drop calculation in the distribution network is performed according to the eq. of Darcy-Weisbach (Weisbach, 1945). The comparison between the rate of water provided by seguia and pipes (high density pipes) are presented in table 7 below:

Distance from the	Q (l/s)	Q (1 /s)	Economy m ³ /day
spring (m)	by seguia	Water proof HDPE	
		pipe	
2170	13,6	20,01	353,82

Table 7. Comparison of the rate of water provided by seguias and by high density polyethylene pipes

Water losses during the path between the spring and the plots are caused by infiltration in driving land and evaporation. It is clear that investment in a sealed pipe will result in a great saving of water (INRA, 2007). The use of polyethylene pipes provides a very sensitive water saving.

5. Conclusion

In this paper, we tried to estimate olive and apricot water needs in the Tinibaouine region, located in an arid area, with a yearly rainfall of around 250 mm. The comparison of the water needs for irrigation calculated by CROPWAT showed a large water deficiency that threatens seriously the sustainability of this agricultural activity. Nevertheless, the use of dripping irrigation system by replacing seguias by solid HDPE pipe allows a relative water field saving.

The in field measurements and the calculation using CROPWAT permit to estimate the water needs of apricot and olive crops in an arid region of eastern Algeria.

Finally, we must be aware that the rational management of water has concrete implication, particularly the social-economic viability. It will be achievable if all concerned parties work together.

Acknowledgements

Grateful thanks to Pr Antonio Pulido Bosch for reading and giving some corrections to this paper.

References

ANRH (2013) Agence national des ressources hydrique : Données pluviométriques, Algérie.

- Bacharau, T., Gossou, H. and Edmond, C. (2012): Régime de consommation en eau et son utilisation dans le calcul des réseaux d'alimentation en eau potable, *Rev. Ivoir. Sci. Technol*, (19): 159-174.
- Bellion, Y. J. (1972): Étude géologique et hydrogéologique de la terminaison occidentale des Monts de Bellezma (Algérie), Thèse Doct.3eme Cycle Univ, Paris, 1972, 145-169.
- Boudjellal, A. and Bammoun, R. (2006): Détermination des besoins en eau des cultures à l'aide de logiciel cropwat 4.3 dans la wilaya de Tipaza, Mémoire. Ingénieur d'état, École national supérieure agronomique El-Harrah, Algérie.
- Charoy, J. and Torrent, H. (2007): Origine, gestion de l'eau, évaluation des aquifères dans les oasis, *Revue options méditerranéennes*, (11): 229-235.
- Doorenbos, J. and Pruitt, W. (1975): Les besoins en eau des cultures, Bulletin FAO d'irrigation et de drainage, Rome 24 (3): 3-60.
- Fabeiro, C., Martin, S., Olalla, F. and Lopez-Urea, R. (2003): Production of garlic under controlled deficit irrigation in a semi-arid climate, *Agric. Water Manag*, 59: 155-167.
- FAO (2016) : Cropwat , land and water, http://www.fao.org/land-water/databases-and-software/ cropwat/en/
- Hanson, B.R. and May, D. M. (2005): Crop coefficients for drip-irrigated process in tomato, Agricultural water management, doi:10.1016/j.agwat.04.007. 2005.
- INRA Institut national de la recherché agronomique algérien (2007): Rapport de gestion des ressources naturelles et amélioration du bienêtre des populations en zone de montagne, Algérie.
- ITCMI Institut technique des cultures maraichères et industrielles (2002): Brochures des cultures, Algérie.
- Kadi, K., Chergui, M, Hamli Boukeria, M., Yahia, A. (2007): Besoins en eau de la culture de l'ail par différentes formules, *European Scientific Journal*, 10: 6-19.
- Masmoudi Charfi, C., Masmoudi, M.M.. and Ben Mechlia, N. (2004): Irrigation de l'olivier : cas des jeunes plantations intensives, *Revue Ezzaitouna*, 10: 8-15.
- Paço, T.A., Ferreira. M. I. and Conceiçao, N. (2006): Peach orchard evapotranspiration in a sandy soil: Comparison between eddy covariance measurements and estimates by the FAO56 approach, *Agricultural Water Management*, 85 : 305-313.
- Smail, H., Derghal, A. and Smati, A. (1995): Contribution a l'étude hydrogéologique de la région de Biskra (zone de Tolga et Doucen), mémoire. Ingenieur, université de Batna, Algérie,.
- Weisbach, J. (1945), Lehrbuch der Ingenieur und Maschinenmechanik. Brunswick, Germany.

THE FIRST HYDRAULIC CULTURE IN EUROPE: THE BRONZE AGE MOTILLAS OF LA MANCHA (SPAIN)

M. Mejías

Geological Survey of Spain.c/ Ríos Rosas 23, 28003 Madrid, m.mejias@igme.es

L. Benítez de Lugo

Department of Prehistory and Archaeology. Universidad Autónoma de Madrid. Faculty of Humanities and Philosophy. Colmenar Viejo Road, Km. 15; 28049 Madrid (Spain), luis.benitezdelugo@uam.es

Abstract: Recent studies indicate that motillas (Chalcolithic and Bronze Age settlements in La Mancha, Spain) could have been the most ancient groundwater collection system at regional scale in Europe. There are catalogued only 32 motillas in La Mancha natural region. The Motilla of El Azuer, in Daimiel (Ciudad Real, Spain) is the most thoroughly studied from the archaeological point of view and it has been established that it was occupied for almost a millennium, 2200-1350 cal. BC. It is a unique example in the Bronze Age in relation to the construction of an old well of about 18 m depth.

We present here the first hydrogeoarchaeological study at regional level. The research includes boreholes drilling, geophysical techniques and hydrogeological analysis of the territory. The resulting data confirm a relationship between the hydrology and the spatial distribution of the motillas, sited where groundwater was accessible by means of prehistoric technology. They were built during the 4.2 ka cal BP event in a time of environmental stress after a period of severe and prolonged drought. In these environmental conditions, the construction of these wells was a successful solution that lived on for nearly a millennium and played a major part in the processes of change towards a more complex society.

Key words: Bronze Age, Climate change, Motillas, Paleohydrogeology, La Mancha, Las Tablas de Daimiel National Park

1. INTRODUCTION

Las motillas s onMotillas are a type of archaeological site present only in the natural region of La Mancha (Spain). They constitute the main reference of the oldest culture which was able to tap groundwater in the Iberian Peninsula: the Motillas Culture (Martín Morales *et al.*, 1993; Aranda et al., 2008; Mejías *et al.*, 2015; Benítez de Lugo and Mejías 2017). At present, 32 units are known (Fig. 1). A remarkable concentration of motillas, more than elsewhere, exists in the environment of Las Tablas de Daimiel National Park. It was assumed for many years that the motillas had been surrounded by water at the time when they were in use, and that they were fortified villages where people from similar social classes used to live and control the strategic resources such as cereals and water (Molina *et al.*, 2005).

In this article, it will be argued that the motillas were in fact built in a dry environment in order to find groundwater at a time of arid climate when surface water had dried up. Some paleopalynological studies on areas of the Central Plateau of the Iberian Peninsula indicate that there was an especially prolonged dry and arid period. This one was interspersed with some wetter subphases, in the second half of the third millennium cal BC (López-Sáez *et al.*, 2009). Thus, the beginning of the Bronze Age in La Mancha coincides with that abrupt climate event characterized by extreme aridity known as Event 4.2 ka cal BP (Bond *et al.*, 1997), dated at between 2350 and 1850 cal BC, approximately. This climatic event was considered one of the most severe aridification events of the Holocene period in the Iberian Peninsula and has been related to the origin of the motillas (Benítez de Lugo and Mejías, 2014; Benítez de Lugo and Mejías, 2017).

Most likely, the greatest boost to the construction of motillas coincides with the periods of most severe drought and aridity, and the collapse of this culture can be dated around 1400 cal BC, after the gradual return and consolidation of more humid and warmer ambient conditions.



Figure 1. Location of the Alto Guadiana basin, main river basins, groundwater bodies (GWBs) and distribution of the motillas from the Bronze Age. List of motillas: El Quintillo (1), Torralba (2), El Cura (3), Las Cañas (4), La Albuera (5), Daimiel (6), La Máquina (7), Zuacorta (8), La Vega Media (9), El Azuer (10), Los Palacios (11), La Vega (12), El Espino (13), Pedro Alonso (14), Los Romeros (15), Brocheros (16), Casa de Mancha (17), Barrios (18), Perales (19), La Membrilleja (20), El Juez (21), Santa María (22), El Retamar (23), La Moraleja I (24), La Moraleja II (25), Laguna de Cueva Morenilla (26), La Jacidra (27), El Morrión (28), El Pedernoso (29), El Acequión (30), El Cuevo (31), Malvecino (32) (modified from Benítez de Lugo and Mejías, 2017).

The motilla of El Azuer is the most thoroughly studied from the archaeological point of view, although its relation with the Hydrogeology had not been considered in depth until the last years (Mejías et al., 2014 and 2015). It has been established that it was occupied for almost a millennium. The well of the Motilla, (Fig. 2), reaches the limestones of the Pliocene regional aquifer at about 20 m deep (Fig. 3). In this paper we describe the hydrogeological analysis of others four motillas: El Cura, Santa María, El Retamar and El Acequión.



Figure 2. Aereal view of the Motilla of El Azuer (Daimiel, Ciudad Real, Spain) with its well, at the left, and water table at a high elevation, after a wet period, in 2013 (Benítez de Lugo and Mejías, 2014)



Figure 3. Transverse geologic cross section of the river Azuer and its homonymous motilla (Mejías et al., 2014)

2. Geological and hydrological framework

From a geological point of view the motillas rest on Quaternary deposits of various kinds. The geological setting in which most motillas are located is situated on the southwestern margin of the plain of La Mancha. Detrital sediments (silts, clays, sands and conglomerates) and carbonate sediments (limestones and marls) are in the plain of La Mancha forming the Miocene-Quaternary filling of a pit of, basically, upper and middle Tertiary age.

The plain of La Mancha occupies the central sectors of the river Jucar and river Guadiana basins. The vast majority of the motillas are situated in the Guadiana river basin and its tributaries, but some of them are located over lagoons (Fig. 1). All these rivers share the common feature of their flows being conditioned by seasonal and climatic factors, alternating long dry weather periods with shorter wet periods.

In natural flow regime, rivers contributed water to the aquifers and others aquifers contributed flow to the rivers. This situation of delicate balance becomes easily alterable due to two main factors: changes in precipitation and the intensive use of groundwater resources in modern times. From the decade of the 1970s, and especially in the 80s and 90s, the rate of withdrawal caused significant declines in the regional piezometric head, up to 30 m in 25 years (Mejías *et al.*, 2012). The transfers of water from the surrounding groundwater bodies, the predominantly flat topography, as well as the existence of regional aquifers near the topographic surface, assure the presence of the piezometric head being, in natural conditions, relatively near the surface.

3. Methods data collection and processing

The main purpose of this article is to determine whether groundwater was accessible by means of wells excavated inside the motillas with the technology available in the Bronze Age. No wells have been found in any of these four motillas by archaeological excavations. The research methodology involved the production of detailed hydrogeological cartography; the compilation, analysis and correlation of the lithostratigraphic columns from the aquifer points and the elaboration of hydrogeological profiles based on these data.

Besides, we applied two geophysical techniques: ground-penetrating radar and the Electrical Resistivity Tomography (ERT) (Ibarra, 2015), which have allowed us to contrast the distribution of the lithologies and to determine the possible existence of wells. In figure 4 dashed lines represents probably zone where wells could be located. Finally, we drilled four boreholes with recovery of continuous core samples with a diameter of 86 mm.



Figure 4. ERT profiles (modified from Ibarra, 2015)

4. Results

The geological and hydrogeological characterization of the surroundings of each of the four motillas studied in detail yields the following results:

4.1. Motilla of El Cura

The Motilla of El Cura is approximately 35 m in diameter, 4.91 m in height and 907 m² in area. It is located in the Guadiana basin in the municipality of Daimiel (Ciudad Real, Spain). There are no related studies on this place up to dateEl tercer curso fluvial a destacar es el cauce del río Azuer, afluente del río Guadiana por su margen izquierdo, con su nacimiento en la región de Campo de Montiel, tiene su principal alimentación a partir de los aportes subterráneos del acuífero mesozoico de Campo de Montiel.. In this motilla a borehole was drilled to a depth of 14 m. The water level in the borehole is detected at 4.88 meters depth (24/01/2015). The geological profile reveals that the motilla lies on Quaternary deposits linked to the bed of the river Guadiana that overlie the Pliocene limestones aquifer.

The existence of a hypothetical supply well within the motilla is entirely feasible, since it is located in a settlement where the water resource is abundant and relatively closes to the surface. This well could reach the alluvial aquifer formed of the Quaternary deposits of the valley floor of the Guadiana basin and it is connected to the underlying Pliocene carbonated aquifer, located at a depth between 8 and 10 meters from the base of the motilla. This well depth, about 10 meters, is easily reachable with the drilling techniques of that time.

4.2. Motillas of Santa María and El Retamar

The Motilla of Santa María is 40 m in diameter, 3.61 m in height and 1,460 m² in area, approximately. It is located in the bed of the river Guadiana in the municipality of Argamasilla de Alba (Ciudad Real, Spain). There are no available studies on this place, except those presented below.

A 15.7 m deep borehole was drilled in order to evaluate the possibility of withdrawing groundwater. From 13.2 to 15.4 m it proved red limestones from the Cretaceous, which is the top of the Mesozoic carbonate series. The piezometric level is 15.43 m deep (23/01/2015), consistent with the piezometric level of the Mesozoic regional aquifer. So, the regional aquifer would be reached at about 15 meters, absolutely possible with the technology of Bronze Age.

The motilla of El Retamar is located very near the motilla of Santa María, upstream and also near the riverbed of the river Guadiana. It is 58 m in diameter, 5.7 m in height and 2,990 m² in area, approximately. In this motilla the regional aquifer – the Jurassic limestones and dolomites-would be reached at a depth of about 4 or 5 meters, which means that groundwater could be reached by excavating a shallow well, easy to achieve with the technology of that time.

4.3. Motillas of El Acequion

The Motilla of El Acequion is 106 m in diameter, 5.75 m in height and 8,950 m² in area, approximately. It is located on the bottom of an endorheic lagoon, in a highly karstified area in the municipality of Albacete.

The borehole goes through the regional aquifer, Pliocene lacustrine limestones, at 13.2 m of depth. From 13.2 to 16.2 metres (bottom of borehole) revealed greenish poorly carbonated loamy clays. Piezometric level in borehole is 8.88 m depth (measurements taken on 23.1.2015). The motilla is located inside the El Acequion lagoon, which originated in the depression resulting after the formation of a sinkhole. The use of water would be made by means of a well that would have to be drilled through 4.6 meters of clay materials. From this depth, alternating levels of marl limestones and clay form the Pliocene upper aquifer, with sufficient resources to supply water to the motilla.

5. Conclusions

The existence of motillas has traditionally been explained in relation as the control of the flow of surface water, winter pastures and drovers' roads, or the existence of a ruling class that dwelt in villages in higher locations and dominated those who inhabited the motillas. These would be fortified villages built on the plain to defend strategic resources.

The present paper shows that there is a close relationship between the motillas location and the geological and hydrogeological substratum, probably derived from an environmental crisis characterized by a severe drought that lasted for centuries. It has been shown that the Bronze Society of La Mancha had gained enough knowledge to dig relatively deep wells and determine empirically the location of aquifers.

The construction of the motillas is performed mostly in floodplains of rivers, where groundwater stays underground on the alluvium or other underlying formations. The groundwater could be withdrawn by means of wells of small depth (less than 20 m). It has been considered that the ultimate goal of the wells was to reach the upper part of the Pliocene or Mesozoic limestones that constitute the regionals aquifers.

The Motilla of El Azuer is a unique example in relation to the construction of a well of remarkable dimensions. The rest of the motillas had greater chances of staying in contact with groundwater, since they did not have to deepen too much in search it. There was every probability that they didn't present catchment works as important as the well of the Motilla of El Azuer. That led to the creation of the first stone pieces of architecture in this region, and also the first systematic exploitation of an aquifer in Europe. The Bronze Age Motillas Culture of La Mancha can be considered the first hydraulic culture at regional scale in Europe.

Acknowledgements

The Regional Government of Castilla-La Mancha and the Geological Survey of Spain (IGME) have funded this research.

References

- Aranda, G., Fernández, S., Haro, M., Molina, F., Nájera, T. and Sánchez-Romero, M. (2008): Water control and cereal management on the Bronze Age Iberian Peninsula: la motilla del Azuer. *Oxford Journal of Archaeology*, 27 (3): 241-259.
- Benítez de Lugo, L. and Mejías M. (2014): Los primeros poblados prehistóricos en el entorno de Daimiel. Las motillas de la Mancha. In M. Mejías (Ed.) Las Tablas y los Ojos del Guadiana: agua, paisaje y gente. IGME-OAPN, Madrid, 65-104.
- Benítez de Lugo, L. and Mejías, M. (2017): The hydrogeological and paleoclimatic factors in Bronze Age Motillas Culture of La Mancha: the first hydraulic culture in Europe. *Hydrogeology Journal* DOI: 10.1007/s10040-017-1607-z.

- Bond, G., Showers, W., Cheseby, M., Lotti, R., Almasi, P., Demenecoal, P., Priore, P., Cullen, H., Hajdas, I. and Bonani, G. (1997): A pervasive millennial-scale cycle in North Atlantic Holocene and glacial climates. *Science*, 278:1257-1266.
- Ibarra, P. (2015): Prospección geofísica aplicada al estudio de las motillas de la Edad del Bronce de La Mancha. In: Mejías, M., Benítez de Lugo, L., López Sáez, J.A., Esteban, C. (Eds.), Arqueología, hidrogeología y medio ambiente en la Edad del Bronce de La Mancha. La Cultura de las Motillas. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 45:50.
- López Sáez, J.A., Blanco González, A., López Merino, L., Ruiz Zapata, M.B., Dorado Valiño, M., Pérez Díaz, S., Valdeolmillos Rodríguez, A. and Burjachs, F. (2009): Landscape and climatic changes during the end of the Late Prehistory in the Amblés Valley (Ávila, central Spain), from 1200 to 400 cal BC, *Quaternary International*, 200: 90-101.
- Martín Morales, C., Fernández-Miranda, M., Fernández-Posse, M.^a D. and Gilman, A. (1993): The Bronze Age of La Mancha. *Antiquity*, 67: 23-45.
- Mejías, M., López-Gutiérrez, J. y Martínez-Cortina, L. (2012): Características hidrogeológicas y evolución piezométrica de la Mancha Occidental. Influencia del periodo húmedo 2009-2011. *Boletín Geológico y Minero*, 123 (2): 91-108.
- Mejías, M., Benítez de Lugo, L., del Pozo, J. y Moraleda, J. (2014): Los primeros aprovechamientos de aguas subterráneas en la Península Ibérica. Las motillas de Daimiel en la Edad del Bronce de La Mancha. *Boletín Geológico y Minero*, 125(4): 455-474.
- Mejías, M., Benítez de Lugo, L., López Sáez, J.A. y Esteban, C. (Eds.) (2015): Arqueología, hidrogeología y medio ambiente en la Edad del Bronce de La Mancha. La Cultura de las Motillas. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid, 120 p.
- Molina, F., Nájera, T., Aranda, G., Sánchez, M. and Haro, M. (2005): Recent fieldwork at the Bronze Age fortified site of Motilla del Azuer (Daimiel, Spain). *Antiquity*, 79 (306), 223-234.
PRELIMINARY STUDY OF THE IMPACT OF GUADALHORCE RIVER MOUTH CHANNELING (MÁLAGA, SPAIN) ON GROUNDWATER AND RELATED WETLANDS

J.M. NIETO-LÓPEZ (&) B. ANDREO-NAVARRO J.A. BARBERÁ-FORNELL Department of Geology and Centre of Hydrogeology University of Málaga (CEHIUMA), 29071 Málaga, Spain e-mail: nietolopezjm@uma.es

J.M. RAMÍREZ-GONZÁLEZ Andalusian Regional Agency of Environment and Water, 29001 Málaga, Spain

M. RENDÓN-MARTOS Andalusian Regional Office of Environment and Land Management, 29520 Fuente de Piedra, Spain

Abstract: In riverine areas, many anthropogenic actions (modification of natural water courses, burying or channeling works, etc.) have been commonly applied worldwide to prevent floods in rivers, having negative environmental impacts on their dependent ecosystems. In the Guadalhorce River mouth (Málaga, Southern Spain), channeling works -including the splitting of the main channel into two branches before arriving to the sea- were conducted to reduce the flood risk in the surrounding urbanized areas near to the Mediterranean coast. In the framework of the monitoring program of the Guadalhorce Delta Wetlands, located between the branches of the ending river stretch, measurements of electrical conductivity in wetland water and groundwater table were performed, as well as the sampling of both water types. The results show a progressive increasing in the mineralization of wetland water, reaching values 50 times higher than the original ones. In the underlying aquifers, the mineralization of groundwater is generally less variable and lower than the recorded in the eighties and nineties, when a salt intrusion episode occurred. Before the river channel modification, the water flow from the aquifer to the wetlands and toward the river in its mouth was deduced. Today, the wetlands recharge locally the Quaternary aquifer and, consequently, induce the groundwater flow towards the both branches of the river and Mediterranean Sea. The variation of the morphodynamics in the Guadalhorce River mouth and the associated changes in land use have caused significant impacts on ground and surface water and their dependent wetlands.

Key words: Channelling, Guadalhorce River, Coastal aquifers, Wetlands, Spain

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

ISOTOPIC AND CHEMICAL TRACERS FOR THE SUSTAINABLE MANAGEMENT OF WATER RESOURCES IN SEMI-ARID AREA: CASE OF MASSA CATCHMENT, MOROCCO

S. OUMAROU DANNI L. BOUCHAOU A. ELMOUDEN B. N'DA Y. AIT BRAHIM M. MALKI Applied Geology and Geo-Environment Laboratory, Faculty of Sciences,

Ibn Zohr University, BP 8106 Agadir, Morocco e-mail: dannisaadou@gmail.com

Abstract: The Massa region, which is an important agricultural area, is located south-western Morocco. Its climate is semi-arid to arid with an average precipitation of 150-200 mm/y. The region suffers from water scarcity and water quality degradation. The main objectives of our study is to assess the quality and the recharge of the water resources related to human pressure and global change. About 54 samples were taken from river, dam, spring and wells through the Massa catchment. Physical parameters (EC, pH, T, DO) are measured in situ and major elements (HCO₃, Cl, SO₄, NO₃, Na, K, Mg, Ca...) and stable isotopes are analyzed for all samples.

The preliminary results show different water types and large variability of NO_3 , Electrical Conductivity (EC) with high contents in downstream mainly. The oxygen-18 vs Deuterium relationship indicates that the sampled water are close to the global and local meteoric water line showing a large variability of isotopic signatures. The variation reflects the difference between different system and the recharge process. River waters show an enrichment of oxygen-18 along a line of evaporation and groundwater indicate a recharge from Anti Atlas Mountains with elevation ranging from 500 to 3300. The quality of water is impacted mainly by water-rock interaction, marine intrusion and anthropic activities. These results could be useful for the decision makers to improve water resources management in this area.

Key words: Massa River, Water quality, Isotopes, Morocco

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

CALIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA Y SU RELACIÓN CON LA ACTIVIDAD HUMANA. MONTÁNCHEZ, UN CASO DE ESTUDIO

A. Romero

Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Departamento de Investigación en Recursos Geológicos. C/ Ríos Rosas, 23. Madrid 28003. a.romero@igme.es

L. MORENO Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Departamento de Investigación

en Recursos Geológicos. C/ Ríos Rosas, 23. Madrid 28003 l.moreno@igme.es

S. RODRÍGUEZ Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Departamento de Investigación en Recursos Geológicos. C/ Ríos Rosas, 23. Madrid 28003

A. DE LA LOSA Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Departamento de Investigación en Recursos Geológicos. C/ Ríos Rosas, 23. Madrid 28003, a.delalosa@igme.es

E. Jiménez

Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas. C/Alfonso XII, 3 y 5. Madrid 28014. emilia.jimenez@cedex.es

J. HEREDIA Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Departamento de Investigación en Recursos Geológicos. C/ Ríos Rosas, 23. Madrid 28003 j.heredia@igme.es

Resumen: The setting of the town Montánchez (Caceres) presents geological features that make it particularly sensitive to surface water and groundwater pollution. Especially worth mentioning are the absence of soil, an aquifer developed on very fissured and surface altered granitic material, and shallow groundwater levels. Moreover the sewer trace is very old and there is scattered horticultural and livestock activity as well as intensive cultivation of olive trees. There is also a remarkable amount fountains and springs of traditional use which water is still used for human consumption with the subsequent risk. The influence of the population of Montánchez on the underlying groundwater system with special emphasis on the impact on the mentioned fountains is analyzed. The study includes hydrochemical analyses (19 points), water balance and fluorescent tracer test. There is evidence of nitrate anthropogenic pollution, although no direct connection to the sewer system for short transit times is observed. A naturally occurring health problem has also been detected due to the high concentration of arsenic in fountains with older waters. Numerous possibilities are open for further studies, especially those directed to locate the sources of contamination and determine groundwater transit times.

Palabras clave: Contaminación antrópica, Aguas subterráneas, Ensayo de trazadores, Balance hídrico, Hidroquímica.

1. Introducción y encuadre geológico

El estudio circunscribe al municipio de Montánchez (Cáceres) (Fig. 1). Con una población de 1.839 personas (INE, 2015), la actividad predominante en esta población es la relacionada con el sector primario, agricultura y ganadería, además tiene varias fábricas de jamones y una no

despreciable actividad turística y de venta de productos gastronómicos típicos. El municipio se encuentra enclavado sobre los batolitos de Montánchez y Albalá, formados por granitos de la serie alcalina (granitos de dos micas ricos en cuarzo) que instruyen discordantemente en las pizarras grauvacas precámbricas (López et al, 1990). El granito de dos micas rico en cuarzo, constituye el relieve más acusado del batolito, estando en contacto mecánico con cuarzodioritas y pasando gradualmente a granito porfídico. Origina un berrocal de grandes bloques de forma irregular. El tamaño de grano es medio a grueso, con gran abundancia de cuarzo de forma redondeada, presenta un tamaño menor de 1 cm, en las zonas de máxima deformación llega a tomar aspecto de gneis glandular leucocrático como ocurre por ejemplo, en el pico de Montánchez. En la zona existen yacimientos de wolframio y estaño, de pequeño tamaño y gran riqueza.

2. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

La zona en estudio presenta unas características geológicas que la hacen especialmente sensible a la contaminación de sus aguas superficiales y subterráneas pues la geología dominante son granitos notablemente fisurados y los suelos están muy poco desarrollados. Las actividades que pueden generar impacto negativo son tanto la agrícola-ganadera como el propio casco urbano. Se propone cuantificar la interacción entre la población de Montánchez y el acuífero subyacente. Se aborda el problema mediante diversas herramientas: hidroquímica, ensayo de trazadores y balance hídrico en fuentes escogidas para así determinar si existe contaminación y proponer una hipótesis plausible sobre su origen. Se ha prestado especial atención a dos fuentes (Fontano y Fuente Nueva) pues son las que, dada su situación, con mayor probabilidad pueden estar contaminadas.



Figura 1. Situación del municipio de Montánchez y de la zona de estudio

3. Materiales y métodos

En la figural se muestran los puntos muestreados. Como la villa de Montánchez se sitúa en el límite entre la cuenca hidrográfica del Tajo al norte, y la cuenca hidrográfica del Guadiana, al sur se han muestreado puntos en ambas cuencas, así, los puntos 5, 7, 8, 9, 10, 11, 13, 14, 17, 20 pertenecen a la C.H. Tajo, el resto se sitúan en el Guadiana aunque todos se sitúan sobre el mismo acuífero. Al seleccionar estos puntos se ha intentado representar lo mejor posible la zona de influencia de la población e incluir puntos no afectados que sirvan como referencia. Dada la especial sensibilidad de las fuentes de Fontano (Id. IGME 1229-5-0018) y Fuente Nueva (Id. IGME 1229-5-0002), y por tratarse de las que con mayor probabilidad estarían influenciadas por la población, se ha estimado la recarga en la zona de drenaje de las mismas empleando datos de lluvia, temperatura y evapotranspiración diarios de la AEMET. Como estación de referencia se ha usado la de Alcúescar, pues es la más próxima (unos 8 km), la altitud es similar, y tiene datos completos de los parámetros necesarios. Además se ha realizado un ensayo de trazadores con Fluoresceína Sódica (Käss, 1998) para determinar si existe conexión entre la red de alcantarillado y las fuentes citadas, la detección del trazador se ha hecho mediante dos técnicas: muestreo conti-

nuo (fluorímetro GGUN Fluorometer, Albillia) y mediante un sistema pasivo con fluorocaptores de carbón activo.

4. Resultados y discusión

La Infiltración calculada en el área de alimentación de Fontano/Fuente Nueva, teniendo en cuenta los datos de precipitación y evapotranspiración proporcionados por la Agencia Española de Meteorología (AEMET) y la escorrentía que se ha calculado mediante coeficientes empíricos y de la superficie de drenaje, considerando un almacenamiento despreciable (ya que se trata de una zona con suelos sin desarrollar, roca desnuda y en la zona urbana se encuentra pavimentado) es de 5.678 m³/año, casi diez veces menos que el modelo clásico para cultivos (56.213,6 m³), que no tiene en cuenta la escorrentía superficial.

La precipitación se agrupa mayoritariamente en los meses de otoño e invierno. La precipitación anual media es de 194.389 m³.

El caudal de las dos fuentes, suman unos 5.550 m³ al año (apenas 0,18L/s), muy similar a la infiltración calculada. No se observa el paso de la fluorescencia inyectada en la red por los sensores instalados, luego se deduce que no hay conexión para el tiempo de tránsito experimental.

Se presentan únicamente los parámetros que han mostrado relevancia desde la perspectiva de los objetivos de este estudio. pH: En la figura 2 se muestra la distribución espacial de los valores de pH. Se observa en 7 puntos de los 19 muestreados, que el pH está por debajo de 6,5, límite impuesto por la legislación aplicable de aguas potables (Marcado en rojo en la Figura 2).



Figura 2. Distribución del valor de pH

La explicación sobre la naturaleza ácida del agua de la Sierra de Montánchez se encuentra en la disolución del CO_2 atmosférico, la generación de ácido carbónico y su reacción con los feldespatos del granito. Además en la zona se han documentado mineralizaciones de sulfuros cuya oxidación contribuiría aún más a la acidificación del agua y a facies sulfatadas.

Conductividad Eléctrica (C.E.): Las valores más elevados de C.E. se observan en las fuentes más próximas al municipio o dentro de él. Este parámetro es un indicador directo del total de sales disueltas, las cuales aumentan con el tiempo de tránsito y la longitud de recorrido, porque el agua tiene más tiempo para solubilizar el material con el que tiene contacto o a causa de la contaminación, ya sea agrícola, ganadera o urbana. En este caso parece más plausible achacar los niveles a la actividad humana, puesto que la actividad agrícola es mínima (huertas de labor tradicional) y la ganadera muy pequeña.

Nitratos (NO₃⁻) y fosfato (PO₄³⁻): En la figura 3 se muestra la distribución de nitratos. Se superan los valores recogidos en la legislación de agua de bebida (R.D. de 140/2003) en 5 de los 19 puntos analizados. La mayor concentración se observa en los puntos situados en la cercanía del

pueblo. En especial, llaman la atención dos fuentes, El Fontano y Fuente Nueva (130 y 70 mg/l de NO_3 respectivamente). Se trata de aguas de descarga de una zona sin agricultura intensa y con apenas cubierta de suelo fértil. Aunque la presencia de nitratos es indicadora de contaminación, tanto urbana como agrícola, la distribución del fósforo (18 y 7,8 mg/l) y cloruro (57 y 36 mg/l) apuntan más claramente a que la contaminación es de origen principalmente urbano. El punto 12 (Fuente de los Perros) es un caso particular, alejada del pueblo y de cualquier foco de contaminación antrópica sirve de abrevadero para el ganado; muestra un elevado contenido en nitratos (70 mg/l) achacable a un proceso de contaminación puntual por el ganado.



Figura 3. Distribución del contenido en nitratos

El fosfato presenta un patrón similar al nitrato, esta asociación apunta de nuevo a aguas urbanas o abonos agrícolas.

Materia orgánica (Carbono Orgánico): Destaca el punto 9 (Pozo Tío Padrino), con un contenido de 55,78 mg/l pero sin actividad reseñable en los alrededores. Parece un aporte reciente que no ha tenido tiempo para mineralizarse. En este parámetro, de nuevo se observa un cierto aumento de los niveles en la cercanía del pueblo o en puntos como la Fuente de los Perros, o la Fuente del Corcho en los que hay un flujo muy superficial.

Arsénico (As): 12 puntos de los 19 analizados superan lo permitido en la legislación de bebida (Fig. 4). El arsénico frecuentemente se asocia a mineralizaciones de zonas graníticas, existen numerosos trabajos, en zonas similares y con la misma orogenia que demuestran la abundancia de As en las mismas (Cama, et al; 2008). En los puntos 16, 20, 14, 9 y 5, que coinciden con las aguas más ácidas, no aparecen niveles de arsénico elevados. En los demás puntos (pH> 6,5), el As supera la referencia de la legislación de aguas de abastecimiento. Parece que en este entorno las aguas con elevados contenidos en arsénico son las provenientes de flujos de mayor recorrido.

Manganeso (Mn): Se superan los valores de referencia en la legislación de aguas de abastecimiento en 1 punto. El valor más elevado se observa en el punto 5 (Santa Cruz) con 109 μ g/l, en otro punto el 16 (Borbollón) se acerca al valor límite (50 μ g/l) con 48 μ g/l. En aguas oxigenadas, no es frecuente encontrar manganeso, y la aparición en estos dos puntos es aislada y sin conexión aparente con el resto, por lo que no tiene más importancia más allá del dato que desaconseja el consumo como agua de bebida.

Potabilidad: En la tabla 1 se presentan de forma resumida los puntos en los que se supera el límite de potabilidad (R.D. 140/2003).



Figura 4. Contenido en arsénico

Num	Nombre	Coor. X	Coor. Y	NO3 (mg/L)	рН	As(µg/L)	Mn(µg⁄L)
1	Fontano	745.546	4.345.436	130	7,8	42,1	0,5
2	Fuente Nueva	745.316	4.345.497	70	7,6	25,3	0,5
3	Grifo (Casa Rural)	745.712	44.345.513	0	7,6	6,08	3,99
5	Santa Cruz	746.283	4.345.856	43	5,4	3,15	109
6	Pozo Carpio	745.812	4.345.363	35	7,2	24,6	0,52
7	Salor	746.719	4.346.106	26	7,2	30,7	0,5
8	El Morrón	751.074	4.345.843	8	7,2	1,61	4,08
9	Pozo Tío Padrino	746.642	4.345.758	39	6,5	1,25	26,3
10	Pilarito de Robledo	747.685	4.346.007	19	6,8	10,1	10,2
11	La Canaleja	747.454	4.347.027	11	6,9	20,2	4,57
12	Fuente de los Perros	746.161	4.344.386	70	6,8	39,4	0,6
13	Fuente El Corcho	745.014	4.346.241	5	6,9	41,2	10,6
14	Fuente Bañez	747.602	4.345.274	6	5,9	5,26	4,83
15	Pozo Granadilla Alta	745.941	4.345.395	120	6,7	32,8	0,66
16	El Borbollón	747.854	4.344.495	12	5,7	0,36	48
17	Fontanita	745.760	4.345.987	100	7,4	35,7	0,5
18	El Fontarrón	749.516	4.342.870	14	6,2	13,8	1,42
19	Fuente Mari López	745.409	4.344.632	24	6,3	16,2	13,4
20	Nacimiento Aljucén	747.591	4.345.048	7	5,8	1,4	10,5

Tabla 1. Puntos muestreados, situación y resultados analíticos de indicadores de contaminación

5. Conclusiones y recomendaciones

En la mayor parte de los puntos analizados el agua no es potable según los criterios del R.D. 140/2003. De forma natural el agua contiene niveles altos de Arsénico (42.1 - 0,36 µg/l), así en 12 de los 18 puntos muestreados se sobrepasan los límites establecidos por el R.D. 140/2003. Los nitratos exceden en 5 puntos los valores permitidos (50 mg/l) llegando a 130 mg/l en la Fuente del Fontano. De forma aislada aparece Manganeso, punto 5 (Santa Cruz, 109 µg/l) que supera ampliamente el límite impuesto en la legislación de aguas de abastecimiento (50 µg/l).

La elevada concentración de As, aunque natural, no deja de ser un riesgo para la salud. Sería conveniente una comunicación del riesgo a la población que consume habitualmente agua de estas fuentes. En la zona se cree que alguna de las fuentes más contaminadas, como el Fontano (1), incluso presenta beneficios para la salud lo que incentiva su uso.

Requieren especial atención fuentes como Fuente Nueva (2), Santa Cruz (5) o La Fontanita (17) por su cercanía al pueblo y un uso más habitual para consumo humano. Además aparecen niveles más elevados de fosfato en las zonas más cercanas al casco urbano, parece pues existir afección directa del municipio sobre el agua subterránea. Las muestras de fuentes cercanas al pueblo, Fontano (1), Fuente Nueva (2), Fontanita (17), Pozo Granadilla alta (15), que en principio no tienen un largo recorrido muestran valores de C.E. manifiestamente más altos que puntos más alejados del municipio. Este hecho apoya la idea de una contaminación de origen urbano.

Se propone con objeto de distinguir entre contaminación agrícola y urbana, y descartar la conexión directa entre la red sanitaria y el sistema natural, realizar un estudio de microbiología, con organismos indicadores de contaminación fecal incluyendo formas de resistencia.

Por último se debería incluir un estudio de isótopos estables del agua, para determinar con precisión la zona y cota de infiltración, y en definitiva la zona de recarga, lo que daría una información valiosa para determinar el origen de la contaminación.

Bibliografía

Mijares, A. F, J. (1999) "Fundamentos de hidrología de superficie". Limusa, México (p. 210).

Cama, J. Rovira, M.; Ávila, P.; Pereira, M.; Asta, M.; Grandia, F.; Martínez-Lladó, X. y Álvarez-Ayuso, E. (2008) "Distribución de Arsénico en la región Ibérica" En (pág. 100) Jochen.

INE.es del día 13 de enero de 2015.

Käss, W. (1998) "Tracing Technique in Geohydrology" A.A. Balkema pp. 23 Rotterdam.

López, F.; Monteserín, V.; Gil, G.; Pineda, V.; Rubio, F.; Martín-Serrano, A. (1990) "Alcuéscar" (mapa geológico) Madrid: IGME Instituto Geológico y Minero de España. (Mapa geológico de España, MAGNA, hoja 729 (11-29) Escala 1:50.000.

1.5. WATER MANAGEMENT CHALLENGES AND CASE STUDIES IN MEDITERRANEAN COASTAL AQUIFERS

MODALITÉS DE GESTION DES AQUIFÈRES DE LA JEFFARA DE GABÈS EN LIEN AVEC LES ÉCOSYSTÈMES OASIENS

J.F. VERNOUX BRGM, B.P. 36009 - 45060 Orléans cedex 2 (France), jf.vernoux@brgm.fr

F. Horriche

CERTE, Technopole de Borj-Cédria - BP 273-8020 Soliman (Tunisie), faten.horriche@topnet.tn

R. GHOUDI CRDA de Gabès, rue AbouKacem, Chebbi – 6019 Gabès (Tunisie), r.ghoudi@gmail.com

> S. ABDEDAIEM IRA, Ennahal, 6051 Gabès (Tunisie), sabdedayem@yahoo.com

> > M. НАМZA Consultant, hamza.mekki48@gmail.com

Abstract: The GabesJeffara aquifer system is located in the southeast of Tunisia and extends over an area of 4000 km². This multilayer system of aquifers is essentially recharged by infiltration and by groundwater of the Continental Intercalaire aquifer, but the increase of groundwater pumping for irrigation for tens of years has induced a serious decrease of groundwater levels and springs depletion. A multidisciplinary studywas carried out in order to better understand the behavior of oasien ecosystems and aquifer system and to provide tools and recommendations for the management of water resources.

Key words: GabèsJeffara aquifer, oasien ecosystems, hydrogeological modeling, water resources management

1. INTRODUCTION

De par sa situation géographique en bordure de mer et du désert et à l'exutoire du système aquifère saharien septentrional (Fig. 1), la région de Gabès a développé de riches écosystèmes: les oasis côtières. Ces écosystèmes ont été valorisés depuis l'Antiquité, notamment par l'agriculture, constituant un patrimoine environnemental et culturel extraordinaire. Le développement socio-économique de ces dernières décennies a conduit à une forte exploitation des aquifères côtiers qui s'est traduit par un tarissement des sources qui alimentaient les oasis.



Figure 1: Situation du domaine d'étude (en rouge) et secteurs administratifs du Gouvernorat de Gabès (en noir)

2. Objectifs

L'objectif de l'étude est l'amélioration de la gestion des ressources en eau souterraine de la région de Gabès en prenant en compte les besoins des activités socio-économiques et la préservation durable des écosystèmes oasiens côtiers.

L'étude, à caractère pluridisciplinaire intègre différentes composantes relatives à la connaissance de la ressource en eau, au développement socio-économique de la région de Gabès et ses besoins en eau, à l'analyse des systèmes de production agricole irriguée, à l'analyse des écosystèmes oasiens et des zones humides en relation avec les aquifères et à la gestion intégrée des ressources en eau. La zone d'étude concerne les aquifères côtiers de la région de Gabès et les oasis côtiers qui en dépendent, avec une focalisation plus ciblée sur l'oasis de Gabès qui présente des enjeux importants et qui constitue à ce titre, un site modèle.

Une part importante de l'étude a été consacrée à l'élaboration d'un modèle d'écoulement hydrodynamique de la nappe de la Jeffara de Gabès utilisé comme outil de gestion future de la nappe en considérant différents scénarios de recharge ou d'exploitation.

3. Resultats

3.1. Modèle Géologique 3D

Un modèle géologique 3D a été développé dans le but de restaurer les géométries du système aquifère de la plaine de la Jeffara et de l'exutoire du Système Aquifère du Sahara Septentrional (SASS), et les modalités d'écoulement entre les deux systèmes aquifères.

L'emprise du modèle a été déterminée en fonction de cet objectif, il couvre l'ensemble de la plaine côtière de la Jeffara, depuis les plis de l'Atlas au nord à l'oued Zeus au sud, et s'étend à l'ouest à l'intérieur du sillon des chotts quelques kilomètres à l'est du méridien de Tozeur. A l'intérieur de cette zone d'étude, les différentes entités géologiques existantes ont été identifiées et leur codage harmonisé. Ce codage a été appliqué à l'ensemble des cartes géologiques au 1/100.000 disponibles dans la zone, de même qu'à l'ensemble des données de forage disponibles au cours du projet qui ont été réinterprétées pour les besoins du modèle géologique. La pile stratigraphique modélisée a ainsi été définie en fonction de l'importance hydrogéologique des différentes entités géologiques. En plus des données cartographiques et des forages, plusieurs lignes sismiques ont permis de réaliser de grandes coupes de l'ensemble de la série modélisée et de mieux contraindre le schéma structural de la zone d'étude (Fig.2). Le réseau de failles, complexe et impliquant des rejeux très importants sur certaines failles (dépassant fréquemment plusieurs centaines de mètres) est caractéristique d'une zone en décrochement. La révision de ce schéma structural permet de mieux appréhender les relations entre les systèmes aquifères du SASS et de la plaine de la Jeffara, il met de plus en évidence une corrélation entre les failles principales et la répartition des sources d'eau chaude dans la région d'El Hamma et dans la plaine de la Jeffara.

Le modèle géologique 3D réalisé avec le logiciel Geomodeller 3D, compile l'ensemble des données cartographiques (contours, pendages des couches, tracé des failles), les données des forages réinterprétées dans le cadre du projet (200 forages), le schéma structural établi et l'ensemble des lignes sismiques interprétées. Il permet de définir la géométrie 3D des différentes entités modélisées et de mieux contraindre les communications entre les différents aquifères de ce système complexe.



Figure 2: Schéma structural de la Jeffara de Gabès (Qs: Quaternaire superficiel: Qj: Quaternaire de la Jeffara de Gabès: Qr: Quaternaire continental intra-relief: N2s: Pléistocène inférieur; N2inf: Miocène supérieur, Pliocène: N1: Serravallien (Mio-Pliocène): CM: Campanien: Sa: Santonien: CoC: Coniacien carbonaté: CoM: Coniacien marneux: Tu: Turonien: AlCe: Albien supérieur – Cénomanien: Als: Albien inférieur sableux: Ap: Aptien: Bas: Barrémien supérieur - Aptien inférieur: Be: Barrémien inférieur: Hs: Valanginien-Hauterivien: Bv: Berriasien –Valanginien: Js: Jurassique supérieur)

3.2. Modèle d'écoulement hydrodynamique

Le modèle conceptuel du système aquifère de la Jeffara de Gabès a du nécessairement être simplifié par rapport au modèle géologique: il est composé de 3 couches (Fig.3):

- -La nappe phréatique contenue dans les formations quaternaires et qui est exploitée par des puits de surface.
- Les nappes profondes de la Jeffara et de ZeussKoutinequi sont exploitées par des forages profonds.
- —La nappe du Continental Intercalaire (CI) qui n'est pas exploitée au niveau de la zone d'étude. Elle sera utilisée pour le transfert d'eau du Continental Intercalaire (CI) vers la nappe de la Jeffara.

Au niveau de la zone d'étude, des sources émergent naturellement à partir de ces nappes. On enregistre encore un écoulement d'eau à l'aval de plusieurs oueds, résultat d'un drainage de la nappe phréatique. Les dépressions du terrain qui sont à l'origine des zones humides, jouent un rôle important dans l'écosystème des nappes de la Jeffara. Un drainage de la nappe phréatique est susceptible d'avoir lieu au niveau de ces dépressions par un phénomène d'évaporation. L'alimentation du système aquifère de la Jeffara se fait essentiellement par apport d'eau souterraine à partir de la nappe profonde du CI, appelé par l'exutoire tunisien. A cette alimentation s'ajoutent la recharge directe des eaux de pluie au niveau des zones favorables à l'infiltration et la recharge des eaux de ruissellement au niveau des lits des cours d'eau.



Figure 3: Modèle conceptuel du système aquifère de la Jeffara de Gabès

Le modèle prend en compte les débits d'exploitation de la nappe phréatique et des nappes profondes. L'exploitation des nappes profondes a doublé durant les 50 dernières années, de 53 Mm³ en 1970, à environ 110 Mm³ actuellement (Fig. 4). Cette augmentation des volumes prélevés a conduit au tarissement des sources alimentant les oasis.



Figure 4: Evolution de l'exploitation des nappes profondes et localisation des forages

Les paramètres hydrodynamiques initiaux (transmissivités et coefficients d'emmagasinement) ont été repris d'études antérieures (Rouatbi, 1967: UNESCO, 1972: Mekrazi, 1975: Ben Baccar, 1982: Abidi, 2004a et 2004b). Ces valeurs ont été par la suite modifiées en prenant en considération la complexité géologique du système aquifère et les hypothèses du modèle conceptuel.

Le modèle a été élaboré avec MODFLOW du package PMWIN (Chiang and Kinzelbach, 2001) qui résout l'équation d'écoulement des eaux souterraines en milieux poreux saturés par la méthode des différences finies, en régimes permanent et transitoire et pour un système aquifère multicouche.

Le modèle a été calé en régime permanent en se référant aux mesures piézométriques mesurées en 1970. Le calage a été jugé acceptable pour les deux couches. Les cartes piézométriques tracées sur la base des niveaux piézométriques calculés par le modèle confirment bien le fonctionnement hydrodynamique de la nappe et le drainage de la nappe phréatique à l'aval des oueds, au niveau des zones humides sous forme de reprise d'eau souterraine par le phénomène d'évapotranspiration et au niveau des sources, essentiellement d'El Hamma et de Gabès (Fig. 5). Il est à noter que le drainage par les oueds et les sources a été représenté par une condition de drain imposée. L'évapotranspiration est calculée par le modèle en fonction de la profondeur de la nappe phréatique et jusqu'à une profondeur maximale de 3 m.Après calage du modèle, la répartition spatiale des zones d'évapotranspiration coïncide presque avec les zones humides (Fig. 6) ce qui représente un indicateur positif de la qualité du calage du modèle.



Figure 5: Cartes piézométriques simulées de la couche 1 (à gauche) et de la couche 2 (à droite) après calage du modèle en régime permanent



Figure 6: Reprise d'eau souterraine par évapotranspiration en régime permanent

Le bilan en eau calculé après calage du modèle en régime permanent, fournit les résultats suivants : la recharge totale des eaux de pluie est évaluée à 1.96 m³/s: le débit de drainage des oueds (37 L/s) qui représente un résultat nouveau du modèle: de même pour la reprise des eaux souterraines par évapotranspiration qui est calculée par le modèle à 1.82 m³/s: le débit d'apport du CI est calculé à 2.93 m³/s. II est à noter que ce débit a été calculé à 3.1 m³/s en 1950 par le modèle du SASS (OSS, 2003) et à 3.6 m³/s par le modèle de la Jeffara tuniso-libyenne (Besbes et al., 2005).

Le régime transitoire a été calé durant la période 1972-2014, soit 44 phases d'une année chacune, en utilisant les chroniques de plus de 200 puits et piézomètres. Son état initial correspond à la piézométrie calculée en régime permanent. Le calage est acceptable sur l'ensemble des points du réseau piézométrique. Quelques écarts piézométriques ont été soulevés qui peuvent être dues à des erreurs au niveau de la localisation des points. Une bonne adéquation a été observée entre les débits des sources et les débits calculés au niveau des drains correspondants. Enfin, nous avons calé le débit de l'exutoire tunisien qui joue un rôle important pour les apports du système aquifère de la Jeffara. Les débits calculés en 1970 et en 2000 sont cohérents avec ceux calculés lors des études antérieures (UNESCO, 1972: OSS, 2003 et Besbes et al., 2005). Le débit calculé en 2000 (1.2 m³/s) est légèrement inférieur aux valeurs du SASS et de l'étude de la Jeffara tuniso-libyenne (1.5 et 1.4 m³/s). Selon le présent modèle, le débit de l'exutoire tunisien est calculé à 0.7 m³/s en 2014.

3.3. Consommation en eau actuelle et future

Une autre composante du projet consiste à développer des scénarios d'évolution des besoins futurs en eau du gouvernorat de Gabès, en s'appuyant sur des analyses socio-économique et rétrospective des différents secteurs économiques et des usages de l'eau (agriculture, eau potable, industrie et tourisme). La démarche générale de l'exercice de scénarisation s'inscrit dans une approche de prospective participative. Les principales étapes de la démarche ont consisté en:

- 1. Une caractérisation socio-économique et une analyse rétrospective des besoins en eau:
- 2. La conduite d'ateliers prospectifs pour l'identification des principaux facteurs de changement et le développement de scénarios préliminaires (pré-scénarios qualitatives):
- 3. La quantification des scénarios en termes de besoins futurs en eau à l'horizon 2040.

Trois scénarios préliminaires ont été préconstruits. Le premier scénario A (tendanciel) s'appuie sur la poursuite des tendances d'évolution passée (poursuite de l'urbanisation des oasis, augmentation des superficies des périmètres irrigués privées, etc.). Le deuxième scénario B (pessimiste) suppose une aggravation des tendances passées relativement au scénario A. Le troisième scénario C (optimiste) suppose que les pressions actuelles et futures exercées sur la ressource en eau seront moindre, relativement au scénario A, en prenant en compte le fait que les usages de l'eau évoluent positivement, et d'autre part, que des politiques et des mesures de gestion des ressources en eau souterraine seront mises en place sur le territoire de Gabès.

La dernière étape porte sur la quantification des besoins futurs en eaux selon les hypothèses retenues pour chacun des trois scénariosen distinguant les secteurs d'usage de l'eau agricole (irrigation) et non agricole (usages domestique, industriel et tourisme).

Les besoins actuels en eau sont évalués à 125 Mm³ en 2014 (année de référence), dont 82% sont destinées aux 151 périmètres irrigués de Gabès pour une superficie irriguée totale de 14 383 ha. Les besoins en eau non agricoles sont évalués à 22 Mm³ en 2014 dont 13 Mm³ sont consacrés aux usages domestiques. Les besoins en eau pour les secteurs industriel et touristique sont faibles et ne représente que 7% des besoins totaux.

A l'horizon 2040, les besoins futurs en eau d'irrigation sont évalués au mieux à 215 Mm³/an (scénario C) et au pire à 517 Mm³/an (scénario B). Si l'on considère les hypothèses du scénario tendanciel, ces besoins seraient de 286 Mm³/an en 2040. Pour les usages non agricoles, les besoins futurs sont respectivement évalués à 34 Mm³/an (scénario A), 40 Mm³/an (scénario B) et 28 Mm³/an (scénario C).

4. Conclusions

L'approche multidisciplinaire mise en œuvre (géologie, hydrogéologie, modélisation, socio-économie, écologie oasienne, gestion intégrée des ressources en eau) a permis d'appréhender le fonctionnement des oasis et du système aquifère de la Jeffara de Gabès et de développer des outils opérationnels pour améliorer la gestion de ce système aquifère. Ces outils seront utilisés pour tester différents scénarios d'évolution de la consommation en eau et d'utilisation des ressources en eau, basés sur une diminution des prélèvements en eau souterraine et l'usage de ressources alternatives.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient le Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM) et l'Agence Française de Développement (AFD) pour le financement de ce projet

References

- Abidi, B. (2004a): *Etude des nappes phréatiques de la Djeffara de Gabes*. CRDA de Gabes et DGRE, Tunisie, 74 p. et 2 annexes.
- Abidi, B. (2004b): *Caractéristiques hydrodynamiques et géochimiques de la Djeffara de Gabes*. CRDA de Gabes et DGRE, Tunisie, 198 p. et 9 annexes.
- Ben Baccar, B. (1982): Contribution à l'étude hydrogéologique de l'aquifère multicouche de Gabès Sud. Thèse 3^{ème} cycle, Univ. Paris-Sud, Orsay, France, 115 p. et 1 annexe.
- Mekrazi, A.F. (1975): Contribution à l'étude géologique et hydrogéologique de la région de Gabès Nord. Thèse 3^{ème} cycle, Univ. Bordeaux I, France, 160 p.
- OSS (2003): Système Aquifère du Sahara Septentrional: Modèle mathématique, volume IV. OSS, 245 p. et 10 annexes.

- 307
- Besbes, M., Bouhlila, R., Pallas, P., Pizzi, G., Ayoub, A., Babasy, M., El Barouni, S., Horriche, F. (2005): Etude sur modèles mathématiques de la Djeffara tuniso-libyenne. OSS, 209 p.
- Rouatbi, R. (1967): Contribution à l'étude hydrogéologique du Karst en terre de Gabès Sud. Thèse de 3ème cycle, Montpellier, France.

UNESCO (1972): Etude des ressources en eau du Sahara septentrional. Projet ERESS.

Chiang, W.H., Kinzelbach, W. (2001): 3D-Groundwater Modeling with PMWIN. A simulation system for modeling groundwater flow and pollution. Springer, Berlin, 346 p.

CONSEQUENCES OF SEAWATER INTRUSION IN MEDITERRANEAN SPAIN. PROJECT SASMIE

E. Custodio

Royal Academy of Sciences of Spain. Emeritus Prof. at the Civil and Environmental Engineering Department, Technical University of Catalonia. C/. Jordi Girona 1-3, 08034 Barcelona e-mail: emilio.custodio@upc.edu

Abstract: Groundwater salinization of the Spanish aquifers by seawater is known since decades ago. However, only in a few cases this is well-managed, as it affects small territories and involves water rights that remain largely a private domain. Groundwater salinization affects many people and industrial, tourist and agricultural activities. The greatest problems appeared in the last decades of last century. Part of them still persists but others have been dwindling as water from other origin than local has been made available. The abandonment of part of coastal aquifers is an important loss of water inheritance and especially a decrease of the water availability guarantee, which could be modified by global and climatic change. Coastal aquifers have to be recovered if the cost is proportionate. Seawater intrusion implies wellbeing impairment due to enhanced corrosion, negative effects on agriculture, deterioration of wetlands and decrease of the ecologically important continental freshwater outflow to the ocean. All this goes beyond the aquifer good status of coastal groundwater bodies asked by the European Directives. Long-term management action, both structural and non-structural, is needed. Existing experience in Spain has been synthetized in the SASMIE report, developed by the Technical University of Catalonia with the support of Suez Solutions and the overview of Cetaqua, which considers the Mediterranean and island areas.

Key words: coastal aquifers, seawater intrusion, effects, management, Spain

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

THE ESTIMATION OF AQUIFER HYDRODYNAMIC PARAMETERS USING PIEZOMETRIC CONTINUOUS MEASUREMENT AND TIDAL EFFECT IN SIDI MOUSSA COASTAL AQUIFER, MOROCCO

Y. Echelfi

Laboratory of Geosciences and Environmental Techniques, Faculty of Sciences, Chouaib Doukkali University, El Jadida, Morocco

A. EL ACHHEB Laboratory of Geosciences and Environmental Techniques, Faculty of Sciences, Chouaib Doukkali University, El Jadida, Morocco

B. EL MANSOURI Laboratory of Geosciences of Natural Resources, Faculty of Sciences, Ibn Tofail University, Kenitra, Morocco

S. EL MALIKI Laboratory of Geosciences and Environmental Techniques, Faculty of Sciences, Chouaib Doukkali University, El Jadida, Morocco

A. ECHCHAREF Laboratory of Geosciences and Environmental Techniques, Faculty of Sciences, Chouaib Doukkali University, El Jadida, Morocco

A. YOUNSI Laboratory of Geosciences and Environmental Techniques, Faculty of Sciences, Chouaib Doukkali University, El Jadida, Morocco

Abstract: Sidi Moussa region is a coastal area, part of hydrogeological system named Sahel Doukkala, from the Moroccan coastal Meseta. Groundwater circulates in the limestone cracks of the Lower Cretaceous and in the Plio-quaternary detritic formations.

This study was based, firstly, on observations and analysis of water table level fluctuation, and secondly, on comparing this behavior to oceanic tidal variations. To verify the hypothesis of a marine influence. The monitoring of piezometric level and salinity of the Sidi Moussa Sahel coastal aquifer was carried out with the aid of a device of continuous control installed in a piezometer located at 850m from the Atlantic Ocean.

Moreover, results allowed aquifer diffusivity calculation at different years from 2009 allowed to better evaluate this hydrodynamic parameter. The obtained result is very satisfactory It has also permitted to have an idea on the aquifer hydrodynamic behavior regarding the oceanic tides, and therefore the distance determination at which the tidal wave was damped and how this distance varies.

Key words: Sahel Doukkala, Sidi Moussa, piezometry, oceanic tide, diffusivity

1. INTRODUCTION

In coastal areas, groundwater levels of an aquifer fluctuate with tidal variations. Since the 1950s, many analytical solutions have been obtained for both single confined aquifers and two-layer aquifer systems. However, the coastal aquifer parameters can be estimated from analyzing the water level data at an observation well without conducting an aquifer test. Basically, this method consists of estimating the hydraulic diffusivity (hydraulic transmissivity divided by specific storage), was discussed by Ferris (1951); Zhou (2008); Zhou *et al.* (2015).

This paper presents the details of the tidal methods using one observation well to estimate the aquifer properties of a coastal confined aquifer. Application of these methods is given based on the hourly measurements of the tide from SHOM and groundwater levels in Sidi Moussa coastal aquifer, Morocco.

2. SITE DESCRIPTIONS

sidi Moussa aquifer of Sahel Doukkala, Morocco is located along the Atlantic Ocean coast and is composed of sandy and limestone, which is separated from Plioquaternary terrains by overlying reddish sandy and argillaceous deposits (Fig.1). The tide-affected site (SAD 4) were selected from Sidi Moussa coastal aquifer, is located at 850 m from the sea.



Fig. 1: Location and geology of the study site (from geological map of the Meseta between Settat and Mazagan at 1/200000, Service géologique du Maroc, Gigout, (1954), modified

3. Methodology

3.1. Tide-aquifer interaction model

The tide is assumed to be described using a sinusoidal fluctuation during a long period of several days. The difference in densities of the fresh water and salt water in the coastal zone is also ignored for reason of simplification. Most analytical solutions assume a single aquifer (one layer) or an aquifer system composed of two or more layers with simple geometries. The initial ground-water level of the confined aquifer is assumed to be horizontal and consistent with the mean sea level. The x axis is set on the mean sea level as shown in Fig. 2 and the zero is on the coast. The positive direction is landward and the hydraulic head is referenced on the mean sea level.



Fig. 2: Schematic profile showing a coastal confined aquifer affected by the tide

In a homogeneous, isotropic, semi-infinite, confined coastal aquifer system, the one-dimensional transient propagation of sinusoidal oscillations of pressure due to tides into the aquifer system is described by Jacob (1950) and Ferris (1951).

$$h(t) = h_0 e^{-x \sqrt{\frac{\pi S}{t_0 T}}} \sin(\frac{2\pi t}{t_0} - x \sqrt{\frac{\pi S}{t_0 T}})$$
(2)

where: h(t) = groundwater level from its mean at time t [L]; h_0 = amplitude of the tidal oscillation [L]; x = distance from the coast [L]; S = aquifer storativity (dimensionless); T = aquifer transmissivity [L²/T]; t = Time [T] and t_0 = is the period of tidal oscillation [T].

Solution of Eq. (2) shows that sinusoidal fluctuations will propagate along the aquifer with a time lag (φ) and an exponential amplitude damping (η) with distance from the ocean. The time lag and amplitude damping (also called tidal efficiency factor) are given as follows.

3.2. Time Lag Method for the hydraulic diffusivity

From Eq. (2), The time lag is defined as an inverse measure of the velocity of tidal wave propagation as it moves through the aquifer. In other words, it is the time difference between a peak of the tidal hydrograph and a peak of corresponding the groundwater hydraulic head. The time lag model is expressed as:

$$\varphi = \frac{xt_0}{2\pi \sqrt{\frac{\pi S}{t_0 T}}} \tag{3}$$

Eq. (3) indicates that the time lag increases linearly with the distance from the coastline. It is assumed that an observation well is located at distance x far from the coastline. If the of the groundwater levels at the observation well is known, according to Eq. (3), we obtain:

$$\frac{\mathrm{T}}{\mathrm{S}} = \frac{t_0}{4\pi} \left(\frac{\mathrm{x}}{\varphi}\right)^2 \tag{4}$$

3.3. Amplitude damping for the hydraulic diffusivity

Comparison of Eq. (2) with the coastal boundary condition in Eq. (1) shows that hydraulic head of the aquifer at a distance *x* from the coast fluctuates as the tide but with damping: and delaying effects. From Eq. (2), the amplitude of fluctuation in hydraulic heads of the confined aquifer at distance $x(h_y)$ is:

$$h_x = h_0 e^{-x \sqrt{\frac{\pi S}{t_0 T}}}$$
 (5)

It is assumed that an observation well is located at distance x far from the coastline. If the tidal amplitude h_0 and the corresponding amplitude of groundwater level h_x at the observation well are known, according to Eq. (4), we obtain:

$$\frac{\mathrm{T}}{\mathrm{S}} = \frac{\pi}{\mathrm{t}_0} \left(\frac{\mathrm{x}}{\mathrm{ln} \frac{\mathrm{h}_{\mathrm{x}}}{\mathrm{h}_0}} \right)^2 \tag{6}$$

The hydraulic diffusivity, (, ratio of the transmissivity to the storage coefficient), of the aquifer can be determined using expressions of either time lag φ or amplitude damping. It should be mentioned that Eq. 4 and Eq. 6 involve only T/S ratio or diffusivity, but it is outside the scope of these methods to predict both T and S separately.

4. Results and discussion

Figure 3 shows the evolution of the height of the water above the sensor for 7 months from January 2009, in SAD 4, once results are corrected, it has been found that during the first period of study water height above the sensor presents a decreasing trend with cyclic fluctuations. In fact,

the maximum (6.25 m) and the minimum (5.9 m) of water height above the sensor were recorded respectively at the beginning of recording and the second week of February. However, aquifer feeding is mainly done by recharge from rainfall. During the second period, from 15 February to the end of the monitoring period, water depth increases to a maximum (6,45 m) at 20 July 2009.



Fig. 3: Groundwater levels fluctuations measured in observation well (SAD 4) from 01 January to 31 July 2009



Fig. 4: Detailed daily evolution of groundwater and tide level for six periods (Tide curve in blue, water depth in red)

Previous graphs were devoted to determine time lag, amplitudes, and propagation period for oceanic tide and groundwater level. Such results will be used for aquifer hydraulic diffusivity calculation. During six periods from January to July, 2009, calculated diffusivity considering the average value of time lag is equal to 14,79 m²/s, while it equal to 1,35 m²/s considering the average value of amplitude damping (Table 1).

Graph	Dataset				Diffusivity (m ² /s)	
Number	From	То	Time lag h:mm Amplitude damping	Amplitude damping	From Time lag	From Damping
a	01/02/09	01/05/09	2:48	0,004	22,56	1,45
b	02/11/09	02/14/09	4:12	0,003	9,92	1,32
с	02/26/09	03/01/09	3:18	0,003	15,91	1,28
d	03/24/09	03/28/09	3:45	0,005	12,41	1,58
e	03/29/09	04/02/09	3:24	0,002	15,30	1,14
f	06/09/09	06/11/09	3:40	0,003	12,63	1,34
Average			3:31	0,003	14,79	1,35

Tab. 1: Calculation of the average amplitude damping, time lag, hydraulic diffusivity according to two methods from January to July, 2009 at Observation well SAD 4:

Diffusivity calculated from amplitude damping is less than the obtained from time lag. However, the relationship between both values is in agreement with what can be found in the literature for many coastal aquifers, Oulaaross (2009) has calculated, for a distance of 753 m from the ocean, a diffusivity of $22 \text{ m}^2/\text{s}$ from a time lag of 03 h 4 min and 2,0 m²/s from the amplitude damping. In the South of Sidi Moussa, Fadili (2016), for a distance of 1318 m from the coast, has obtained a slightly high diffusivity; 41,0 m²/s calculated from a time lag of 3 h 24 min and 6,26 m²/s calculated from the amplitude damping.

For each of these two studies, diffusivities calculated from time lag are higher than those calculated from amplitude damping. This result is in accordance with those obtained by other previous studies (Ferris (1951); Erskine (1991); Fakir (2003); Jha *et al.* (2003); Jha *et al.* (2008); Fadili *et al.* (2012); Zhou *et al.* (2015)). The difference in hydraulic diffusivity calculation between time lag and amplitude damping methods was frequently attributed to free-water table presence, storage coefficient changes with respect to depth, or aquifer spatial heterogeneity, anisotropy, vertical leakage, and variable aquifer thickness —Li *et al.* (2007); Jha *et al.* (2008), Rotzoll *et al.*, (2013)—.

The hydraulic diffusivity calculated using time lag is always greater to that calculated using amplitude damping factors. This calculation difference has been observed in numerous studies (Perriquet et al. 2014; Fadili et al. 2016; Fakir and Razack 2003; Jha et al. 2008; Rotzoll et al. 2013... where it was attributed to aquifer heterogeneity (Jha et al. 2003; Trefry et Bekele 2004; Perriquet et al. 2014; Fadili et al. 2016). Moreover, for a heterogeneous aquifer, the slope factor deviates from 1 and then it can be considered a measurement of the aquifer heterogeneity degree (Cuello et al. 2017). Likewise, Trefry and Bekele (2004) reported slope factor values that range from 0.3 to 2.1 for a heterogeneous aquifer.

5. Conclusion

Measurements of fluctuations in groundwater levels in a coastal confined aquifer can be used to estimate the aquifer parameters. Although the tidal methods have certain limitations due to various assumptions, they offer simple ways of estimating the aquifer parameters when the coastal aquifers are involved in modeling of groundwater flow and sea water intrusion. Aquifer parameters can be calculated using different tidal methods (Time lag or amplitude damping) described in this paper, with one observation well in coastal confined aquifers. Based on propagation period, time lag and amplitude, hydrodynamic characteristics of aquifer considering the relationship between groundwater and oceanic tide level were highlighted. However, calculated diffusivity considering the average value of water amplitude is equal to 1,35 m^2/s , while it equals to 14,79 m^2/s considering the average value of time lag.

This study offers a useful support for future investigations in order to achieve a better identification of the aquifer and to elaborate a groundwater management model.

References

- Cuello, J.E., Guarracino, L. & Monachesi, L.B. (2017): Groundwater response to tidal fluctuations in wedge-shaped confined aquifers. *Hydrogeology Journal* 25: 1509.
- Erskine, A. D. (1991): The effect of tidal fluctuation on a coastal aquifer in the UK. *Ground Water*, 29(4), 556-562.
- Fadili, A., Mehdi, K., Malaurent, Ph., Riss, J., Boutayeb, K., & Guessir, H. (2012): Influence de la marée océanique sur la variation du niveau piézométrique de l'aquifère karstique côtier de Oualidia (Maroc), Africa Geoscience Review, Vol. 19, No. 3, P. 135-150.
- Fadili, A., Malaurent, P., Najib, S. et al. (2016): Investigation of groundwater behavior in response to oceanic tide and hydrodynamic assessment of coastal aquifers. *Environ Monit Assess*, 188: 290.
- Fakir, Y., Razack, M. (2003) Hydrodynamic characterization of a Sahelian coastal aquifer using the ocean tide effect. *Hydrol Sci Journal*, 48(3):441-454.
- Ferris, JG. (1951): Cyclic fluctuations of water level as a basis for determining aquifer transmissibility, *IAHS Publ* 33:148-155.
- Gigout, M. (1951): Etude géologique sur la meseta marocaine occidentale (arrière-pays de Casablanca, Mazagan et Safi). *Notes et Mémoires du Service Géologique du Maroc*, núm. 86, 2t, 507 pp.
- Jacob CE (1950) Flow of ground water. In: Rose H (ed) Engineering hydraulics, Wiley, New York, pp 321-386.
- Jha, M. K., Kamii, Y., & Chikamori, K. (2003): On the estimation of phreatic aquifer parameters by the tidal response technique. *Water Resources Management*, 17(1), 68-83.
- Jha, M. K., Namgial, D., Kamii, Y., & Peiffer, S. (2008): Hydraulic parameters of coastal aquifer systems by direct methods and an extended tide-aquifer interaction technique. *Water Resources Management*, 22(12), 1899-1923.
- Li, H., Li, G., Cheng, J., Boufadel, MC. (2007). Tide-induced head fluctuations in a confined aquifer with sediment covering its outlet at the sea floor. *Water Resources Research*, 43(3).
- Oulaaross Z (2009): Etude climatologique, hydrogéologique et géophysique du Sahel Côtier des Doukkala (Maroc). Apport de l'analyse statistique et de l'inversion des données géoélectriques à l'étude du biseau salé de la lagune de Sidi Moussa, *Doctoral dissertation, Bordeaux 1*.
- Perriquet, M., Leonardi, V., Henry, T., Jourde, H., (2014): Saltwater wedge variation in a non-anthropogenic coastal karst aquifer influenced by a strong tidal range (Burren, Ireland). *Journal of Hydrology*, 519 (Part B (0)) (2014), pp. 2350-2365.
- Rotzoll, K., & El-Kadi, A. I. (2008). Estimating hydraulic properties of coastal aquifers using wave setup. *Journal of Hydrology*, 353, 201-213.
- Rotzoll, K., Gingerich, S. B., Jenson, J. W., & El-Kadi, A. I. (2013): Estimating hydraulic properties from tidal attenuation in the Northern Guam Lens Aquifer, territory of Guam, USA. *Hydrogeology Journal*, 21(3), 643-654.
- SHOM, (2017): Service Hydrographique et Océanographique de la Marine (www.shom.fr).
- Trefry MG., Bekele E., (2004): Structural characterization of an island aquifer via tidal methods. *Water Resources Research*, 40(1).
- Zhou, X. (2008): Determination of aquifer parameters based on measurements of tidal effects on a coastal aquifer near Beihai, China. *Hydrol Process*, 22:3176-3180.
- Zhou, X., Song, C., Li, T., Chen, R., Zhang, H., Zhao, J., Cao, Q. (2015): Estimation of aquifer parameters using tide-induced groundwater level measurements in a coastal confined aquifer. *Environ Earth Sci*, 73 :2197-2204.

NUMERICAL GROUNDWATER MODELLING AS AN EFFECTIVE TOOL FOR MANAGEMENT OF THE DEEP AQUIFER AT THE DAKHLA BAY (SOUTH OF MOROCCO)

S.-M. EL KANTI (&) B. EL MANSOURI Geosciences Laboratory of Natural Resources, Faculty of Sciences, University Ibn Tofail, Kenitra, Morocco. E-mail: elkanti01@gmail.com

Y. Arjdal

Applied geology and geo-environment Laboratory, University Ibn Zohr, Agadir, Morocco

A. Larabi

Laboratory LIMEN, Mohammadia School of Engineers, University Mohammed V of Rabat, Morocco

Abstract: Fossil groundwater is used for water supply and irrigation in some arid regions where the replenishment of groundwater by precipitation is low. Numerical modelling is a helpful tool in the assessment of groundwater resources and analysis of future exploitation scenarios. To quantify the groundwater resources of the Dakhla area in the southern Sahara, Morocco, the present study assesses the groundwater resources management of the Paleogene aquifer. Groundwater withdrawals have increased in this area, resulting in a disturbance of the aquifer's natural equilibrium, and the large-scale and ongoing depletion of this critical water reserve. Negative impacts, such as a decline in water levels, have been experienced. The methodology includes application of numerical groundwater modelling in steady and transient states under different measures and abstraction scenarios. The numerical simulation model developed was applied to assess the responses of the Paleogene aquifer water level under different pumping scenarios during the next 10 years. Groundwater management scenarios are evaluated to find an optimal management solution to satisfy future needs. To cope with the unfavourable state of the water resources of Dakhla in the coming years, a groundwater contract was developed to save the groundwater resources and not compromise the socio-economic development of the region, particularly agricultural development. This contract includes technical, organizational and financial measures. They were discussed in workshops with all stakeholders to identify good management alternatives in the Dakhla area in south of Morocco.

Key words: Groundwater management, Numerical modelling, Paleogene aquifer, GW contract, Dakhla

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

EVALUACIÓN DEL ORIGEN DE LA SALINIDAD EN EL ACUÍFERO PLIOCENO ALOHA EN MARBELLA (MÁLAGA)

S. ESPINOSA MARTÍNEZ Cetaqua Andalucía. C/Severo Ochoa 7 29590 Málaga. Email: saraespinosa@cetaqua.com

> M.A. DÍAZ Cetaqua Andalucía. C/Severo Ochoa 7 29590 Málaga

J. ANTONAYA AVI Hidralia. C/ Jacinto Benavente 39 29600 Marbella. Email: jantonaya@hidralia-sa

G. CALERO DIAZ Hidralia. C/ Jacinto Benavente 39 29600 Marbella. Email: gcalerod@hidralia-sa.es

Abstract: To study the origin of the salinity and the salinization mechanisms that operate in the pliocene Aloha aquifer, hydrochemical and isotopic environmental techniques have been used, due to their known effectiveness and usefulness in the identification of water-rock interaction processes, location of recharge zones and their origin. Analyzing major ions, trace elements, ionic ratios and isotopic ratios of the elements of the water molecule, both stable isotopes ($\delta^{18}O$ and $\delta^{2}H$) and radioactive (T) and $\delta^{18}O$ and $\delta^{34}S$ of sulphate. Previous hydrochemical studies of the Pliocene Aloha aquifer indicate high concentrations of Cl⁻ and Na⁺ as well as HCO₃⁻, SO₄²⁻ and Ca²⁺ that could indicate the interaction with waters of higher salinity, but also with rocks (longer residence time in the aquifer). Therefore, as a starting hypothesis, two possible origins of the high salinity are considered: mixture with seawater or connate waters stored in pliocene formations. Finally, the study has permitted to corroborate that the salinity of the Aloha aquifer is a local characteristic and not due to seawater intrusion.

Key words: Hydrogeochemistry, salinity, ionic ratios, isotopes, coastal aquifer.

1. Introducción

La salinización de acuíferos costeros es un problema generalizado que preocupa tanto a las empresas concesionarias, operadoras y explotadoras como a la comunidad científica, ya que los procesos de intrusión salina en periodos de sequía pueden afectar a la calidad del recurso hídrico subterráneo disponible. Esta problemática es aún más acusada en zonas vacacionales, como Marbella (Málaga), donde la población puede llegar a duplicarse o incluso triplicarse en verano, intensificándose las extracciones de agua subterránea induciendo la penetración de la cuña de agua salina. No obstante, los mecanismos de salinización de los acuíferos pueden tener origen antropogénico o natural (Custodio, 1981; Custodio y Llamas, 1983). Por ello, con el objetivo de adecuar los planes de gestión de los acuíferos para permitir el aprovechamiento sostenible de los recursos hídricos, es necesario determinar el origen de la salinidad del acuífero con vistas a aplicar las medidas correctoras adecuadas.

En 1995, en esta zona, se produjo una de las mayores sequías de la época reciente, donde los niveles piezométricos llegaron a situarse 44 m por debajo del nivel del mar, alcanzándose valores de CE en torno a los 10 mS/cm en los pozos más profundos. Los pozos más someros no se vieron afectados. Tras esa sequía, mejoró la calidad química del agua subterránea, manteniéndose la CE en 0,7-0,9 mS/cm hasta 2003. A partir de ese año la tendencia es moderadamente creciente hasta estabilizarse en valores medios de 1,1 mS/cm.

2. Objetivos

El objetivo de este estudio es determinar el origen de la salinidad y los procesos hidrogeológicos responsables de la salinización de las aguas del acuífero plioceno Aloha mediante la aplicación de métodos hidrogeoquímicos e isotópicos avanzados. Como hipótesis de partida se consideran dos posibles orígenes de la elevada salinidad: mezcla con agua de mar o presencia de aguas connatas almacenadas en las formaciones pliocenas.

3. Características del área de estudio

El área estudiada se encuentra en la franja occidental de la Costa del Sol de Málaga entre los municipios de Marbella y San Pedro de Alcántara. El ámbito considerado tiene una extensión de aproximadamente 12 km². Al norte, queda delimitada por la cadena montañosa que va desde las Sierras Bermeja (1508 m snm) y Blanca (1270 m snm) (Fig. 1).



Figura 1. Localización de la zona de estudio, acuífero Aloha, franja occidental de la Costa del Sol de Málaga

Estos relieves constituyen la cabecera de varios ríos de régimen irregular entre los que se encuentran el río Verde (límite este de la zona de estudio) y arroyo Benabolá y río Guadaiza (Fig. 2), al oeste. El límite sur lo conforma la línea de costa (mar Mediterráneo). La cota topográfica de este área no supera los 200 m de altitud contrastando con los elevados relieves montañosos anteriormente citados (Lupiani, 2007). Las precipitaciones medias en la zona son de 700 mm^{-a-1} con temperaturas de 13°C en invierno y 26°C en verano (Argamasilla et al., 2017). Los núcleos urbanos del entorno son Marbella y San Pedro de Alcantara con 74 y 30 mil habitantes respectivamente (SIGMA, 2016).

4. SISTEMA ACUÍFERO

Se diferencian dos conjuntos sedimentarios, uno inferior de edad pliocena y otro superior edad cuaternaria, que se apoyan discordantemente sobre el substrato impermeable paleozoico, que comprende las formaciones Alpujárride y Málaguide (Fig. 2 y 3). El conjunto plioceno (acuífero Aloha), formado por conglomerados, arenas y margas arenosas, bascula ligeramente hacia la costa (5 a 10°) donde alcanza los mayores espesores (150 m), constituyendo un acuífero multicapa con niveles permeables de 20 cm a 10 m de espesor con frecuentes intercalaciones de niveles poco permeables. En el conjunto cuaternario (aluvial del río Verde), discordante sobre los anteriores, se pueden diferenciar depósitos fluviales formados por cantos rodados, gravas y arenas, con una escasa matriz limo-arcillosa (Lupiani, 2007). La alimentación de estos acuíferos procede de la precipitación y la infiltración de la escorrentía superficial en la cuenca. Las descargas se producen subterráneamente al mar y por bombeo en las captaciones.



Figura 2. Modelo conceptual de la zona de estudio (Argamasilla et al., 2017)

5. Metodología

Para evaluar el origen de la salinidad se han aplicado técnicas hidrogeoquímicas e isotópicas ambientales, consistentes en la caracterización de las aguas subterráneas mediante análisis de química elemental completa, análisis de las relaciones iónicas, isótopos estables (δ^{18} O y δ^{2} H) de la molécula de agua e isótopos del sulfato ($\delta^{18}O_{SO^4}$ y $\delta^{34}S_{SO^4}$), combinadas con la información disponible de carácter estructural e hidrogeológica regional.

Se han muestreado 5 pozos gestionados por Hidralia, 4 de ellos captan agua del acuífero Plioceno Aloha y el otro del Aluvial del río Verde (Fig. 3). Para completar el estudio se han utilizado los datos publicados por Argamasilla et al., 2017 (acuíferos Marbella-Estepona) donde se diferencian 6 grupos de agua en función de sus características químicas. De este trabajo también se han utilizado los análisis de agua de mar y de agua superficial del río Verde. Se han realizado dos campañas de muestreo (diciembre 2016 y enero 2017) con el fin de observar la variabilidad de las muestras dado que no todos los pozos están equipados y poder así tener mayor confiabilidad en los resultados.



Figura 3. Localización de los pozos muestreados y de los Grupos de las diferentes aguas del entorno de la zona de estudio

6. Resultados y discusión

Con carácter general, las aguas de estos acuíferos son bicarbonatadas cálcico-magnésicas (Fig. 4). Como era de esperar, se observa que las aguas procedentes del acuífero Aluvial están menos mineralizadas ya que proceden de la infiltración directa de la lluvia y del caudal circulante por el

río Verde fruto del desembalse de La Concepción (Fig. 3). Las aguas del acuífero Plioceno Aloha, tienen una concentración mayor en magnesio, posiblemente debido a la influencia de los macizos peridotíticos de cabecera (Argamasilla y Andreo, 2013). En el diagrama de Piper se observa que las aguas de los acuíferos Pliocenos se aproximan más al extremo de agua superficial y de la muestra de agua subterránea del Aluvial de río Verde (RVerde-NA 2) que al de agua marina.



Figura 4. Diagrama Schoeller-Berkaloff, Piper y relaciones iónicas de los puntos de control

En cuanto a las relaciones iónicas, de forma general se observan valores correspondientes a aguas continentales (Fig. 4). Para el rNa⁺/rCl⁻ el valor típico para agua de mar es de 0,88 y muy variable para aguas dulces (Custodio y Llamas, 1983), en este caso los valores son inferiores. La relación rNa⁺/rK⁺ aporta información sobre el origen continental o marino del K⁺, el agua de mar oscila entre los 40-50 (Custodio y Llamas, 1983), y los valores del agua continental oscilan entre 3 y 250, por lo que no se puede verificar su origen marino. La rMg²⁺/rCa²⁺ es 5 para agua marina por lo que tampoco se puede verificar la influencia marina mediante esta relación iónica. La rSO₄²⁻/rCl⁻ típica para aguas continentales oscila entre 0,2-0,4 siendo 0,11 para valores marinos y ninguna de las muestras es inferior a 0,2 en esta relación. Para la rCl⁻/rHCO₃⁻, los valores del agua del mar oscilan entre 20 y 50 (Custodio y Llamas, 1983), con clara predominancia del Cl frente al bicarbonato, sin embargo los valores del agua continental para esta relación oscilan entre 0,1 y 5, rango en el que se encuentran los puntos muestreados. Por último la rCl-/rBr-, los valores típicos de agua del mar Mediterráneo están en torno a 655±25, los valores del acuífero son inferiores o muy superiores a este valor indicando recarga en zonas urbanas costera (aerosol marino más polución) o mezcla con aguas residuales urbanas, respectivamente (Custodio y Alcalá, 2004).

Los valores de δ^{18} O y δ^2 H oscilan entre -4,37 y -5 ‰ y -25,20 y -28,20 ‰, respectivamente (Fig. 6) con un exceso de deuterio medio de 10,84 ‰ por lo que podría ser una zona influenciada por lluvias procedentes de frentes atlánticos (d atlántico: 10 ‰), (Cruz-San Julián et al., 1992). Así mismo, los valores medios de δ^{18} O y δ^2 H de las lluvias registradas en la estación de Gibraltar del GNIP (oeste de la zona de estudio) son de -4,21 y -22,5 ‰ (respectivamente) y de -4,26 y -27,5 ‰ (respectivamente) en la estación del aeropuerto de Almería (este de la zona de estudio)

(GNIP, 2017), por lo que podría decirse que las aguas del acuífero Plioceno Aloha tienen una fuerte influencia del agua de recarga generada por los eventos de precipitación.



Figura 6. Análisis de isótopos estables de la molécula de agua de las aguas subterráneas del acuífero Plioceno Aloha y relación δ^{18} O y δ^{2} H vs δ^{18} O-Cl

Los valores de δ^{18} O y δ^{2} H para agua de mar son de 0 ‰ y teniendo en cuenta que la marca isotópica del Mar Mediterráneo está ligeramente enriquecido respecto al V-SMOW si existiera influencia marina en el acuífero Aloha los valores de δ^{18} O serían menos negativos. Por otro lado, es conocido que los acuíferos de San Pedro de Alcántara son de muy buena calidad y que no existen evidencias de haber sufrido históricamente contaminación por intrusión marina (informes internos HIDRALIA), el Grupo C es una buena referencia para comparar los valores isotópicos de este acuífero con los muestreados en el acuífero Plioceno Aloha, resultando ser muy similares.

En cuanto a los isótopos del sulfato se observa que los valores del acuífero Plioceno Aloha se alejan de los valores normales del sulfato oceánico moderno, agrupándose en el área de los fertilizantes y sulfato atmosférico (Fig. 7).



Figura 7. Representación de los isótopos del sulfato del acuífero Plioceno Aloha sobre los gráficos de "variaciones en la δ^{34} S y la δ^{18} O del sulfato en diferentes materiales naturales y compuestos antrópicos", según Vitoria et al. (2004) (izquierda) y Campo de los sulfatos formados por oxidación de sulfuros, según Van Stempvoort y Krouse (1994)

Para poder deducir la naturaleza del sulfato presente en las aguas pliocenas se han representado los valores en el gráfico $\delta^{18}O_{SO4}$ vs $\delta^{18}O_{H20}$ diferenciando los campos de sulfatos formados por oxidación de SO₂ atmosférico de los formados por oxidación de sulfuros (Fig. 7-derecha). En este caso aparecen en el campo de oxidación de SO₂ atmosférico debido posiblemente a la contaminación atmosférica.

7. Conclusiones

Tanto las aguas del acuífero Plioceno Aloha y Aluvial del río Verde son bicarbonatadas cálcico-magnésicas, apreciándose en la composición magnésica la posible influencia de los macizos peridotíticos en cabecera. Existe una diferencia significativa composicional isotópica del acuífero Aloha respecto al agua del mar, observándose características locales similares a acuíferos que no han sufrido contaminación por la intrusión, como es el de San Pedro de Alcántara.

Se descarta que actualmente el acuífero esté sometido a contaminación por intrusión salina. Así mismo, se trata de aguas recientes con alta tasa de renovación por lo que también se descarta la hipótesis de presencia de aguas congénitas. No obstante, cabe plantearse una tercera hipótesis sobre el efecto residual significativamente diluido de la intrusión marina acontecida como consecuencia de la gran sequía de 1995. Esta hipótesis no ha podido ser validada ya que no existen registros de química previos a la metasequía, por lo que se desconoce la CE que tenía el acuífero Plioceno antes de la misma.

Con este estudio se pone de manifiesto la buena gestión realizada por Hidralia en la zona ya que se trata de un acuífero susceptible de salinización y por el momento no existen evidencias de intrusión en la actualidad.

Agradecimientos

Este proyecto de investigación se enmarca en el desarrollo del proyecto "Recarga gestionada del acuífero de Aloha para maximizar el aprovechamiento de recursos hídricos excedentarios (Marbella, Málaga)" financiado por HIDRALIA Gestión Integral de Aguas de Andalucía S.A.

Bibliografía

- Alcalá, F.J. y Custodio, E. (2004). La relación Cl/Br como indicador del origen de la salinidad en algunos acuíferos de España y Portugal. XXXIII CIAH-ALSUHD. Zacatecas (México). ISBN: 970-32-179.
- Argamasilla, M. y Andreo, B. 2013. Caracterización Hidrogeoquímica preliminar de los acuíferos costeros de Marbella-Estepona. X Simposio de Hidrogeología. AEH. ISBN: 978-84-7840-914-3.
- Cruz-Sanjulián, J., Araguas, L., Rozanski, K., Benavente, J., Cardenal, F.J., Hidalgo, M.C., García-López, S., Martínez-Garrido, J.C., Moral, F. y Olías, M. 1992. Sources of precipitation over South-Eastern Spain and groundwater recharge. An isotopic study. Tellus, 44B, 226-236.
- Custodio Gimena, E. 1981. Evaluación y causas de la contaminación por invasión de agua marina en los acuíferos de la costa peninsular y en las áreas insulares. Jornadas Sobre Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas en España. CIHS.
- Custodio E. y M. R. Llamas (1983). Hidrología Subterránea. Omega (1,2 Vol.) 2359 pp.
- Gonfiantini, R., Araguas, L. (1988) Los Isotopos Ambientales en el estudio de la intrusión marina. TIAC'88. 136-190.
- IAEA/WMO (current Year). Global Network of Isotopes in Precipitation. The GNIP Database.

Instituto de Estádistica y Cartografía de Andalucía (SIMA, 2016) (consulta en línea). http:// www.juntadeandalucia.es/instituto- – Estepona (M.A.S. 060.040). Atlas Hidrogeológico de la Provincia de Málaga. Diputación de Málaga – IGME. Tomo II, 155-160.

- Van Stempvoort D.R., Reardon, P., Fritz E.J. (1990) Fractionation of sulfur and oxygen isotopes in sulfate by soil sorption. Geochimica et Cosmochimica Acta, Vol. 54, p. 2817-2826.
- Vitoria, L, Otero, O, Soler, A., Canals, A. (2004) Fertilizer Characterization: Isotopic Data (N, S, O, C and Sr). Environmental Science & Technology, 38, 3254-3262.
CARACTERIZACIÓN DE LA RECARGA EN UN EPISODIO DE PRECIPITACIÓN EXCEPCIONAL E IMPLICACIONES SOBRE UN LAGOON COSTERO ASOCIADO (CAMPO DE CARTAGENA-MAR MENOR, SE ESPAÑA)

J.L. GARCÍA-ARÓSTEGUI Instituto Geológico y Minero de España. j.arostegui@igme.es Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia

P. BAUDRON Polytechnique Montréal (Canada) paul.baudron@polymtl.ca

D. TADDEI Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia. danieletaddei@hotmail.it

P. FERNÁNDEZ-MOLINA Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. pedro.fernandez5@carm.es

C. LEDUC Institut de Recherche pour le Développment (Francia) christian.leduc@ird.fr

F. GOMARIZ-CASTILLO Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia

I. BLONDET Polytechnique Montréal (Canada) isalyne.blondet@polymtl.ca

Abstract: Evaluating groundwater recharge is crucial to assess available water resources, to establish environmental flows when aquifers are connected to surface water or wetlands, and to anticipate fresh/saline water interface dynamics. In intensively irrigated areas, where close to field capacity conditions are maintained, rainfall events usually fully turn into recharge. Separating the respective contribution of recharge from rainfall and irrigation return flow is therefore a hard task. Nonetheless, exceptional storms provide unique opportunities to better constrain the instantaneous response of aquifers and provide valuable data that would have been hardly obtained elsehow. In December 2016, an extraordinary storm with up to 286 mm of rainfall in 60 hours induced severe flooding in certain areas of Campo de Cartagena. Exceptional groundwater recharge was traduced into increased submarine groundwater discharge and locally by saline extrusion to the coastal Mar Menor lagoon, itself in a critical state due to eutrophication processes. Potentiometric measurements realized before and after the storm, together with data from lysimeters and automatic sensors for water head, EC and temperature provide interesting inputs on the functioning of the aquifer and its impact on the Mar Menor lagoon.

Key words: coastal aquifers, exceptional storm, Campo de Cartagena, Mar Menor lagoon

1. Introducción

La evaluación de recarga de acuíferos es crucial para determinar la disponibilidad de recursos hídricos y el establecimiento de los caudales ambientales aspecto de especial relevancia en sistemas en los que existen relaciones con los cauces superficiales, con zonas húmedas, y/o relaciones agua dulce/salada. En zonas de agricultura intensiva, en las que el suelo mantiene condiciones de humedad cercanas a la capacidad de campo, los eventos de precipitación de cierta importancia suelen traducirse en recarga por lo que es difícil desagregar la recarga natural procedente de la infiltración de la precipitación de la procedente de los retornos de riegos. En estos casos, la casuística es muy diversa y la variabilidad espacial influye de forma significativa, especialmente cuando se trata de zonas de cultivos hortícolas con diferentes dotaciones y sistemas de riego. En

climas áridos y semiáridos, no es esperable que la precipitación ligera y moderada contribuya a la recarga del agua subterránea debido a las mayores tasas de evapotranspiración. A nivel general, las tendencias de variabilidad climática (variables hidrometeorológicas) y los cambios de uso del suelo y cobertura vegetal son los que tienen un mayor efecto en la recarga del acuífero a largo plazo.

Los eventos excepcionales de precipitación concentrada en el tiempo (varios días), suponen una excelente oportunidad para conocer la respuesta instantánea del acuífero, proporcionan información del acuífero difícil de obtener por otros métodos, y a menudo revelan aspectos del comportamiento hidrológico que o bien fueron inesperados en base a respuestas más pequeñas o destacan el comportamiento anticipado pero previamente no observado.

En el presente trabajo se ha caracterizado el extraordinario evento de diciembre de 2016 en el acuífero del Campo de Cartagena (SE España) en el que se llegaron a registrar precipitaciones de hasta 286 mm en unas 60 horas, que provocaron fuertes inundaciones en las zonas de concentración de la escorrentía superficial y una excepcional recarga del acuífero. Para la caracterización de este fenómeno se han utilizado observaciones de campañas piezométricas previas y posteriores cercanas al evento, y el seguimiento de lisímetros y sondas de registro de niveles, conductividad y temperatura del acuífero. Los datos disponibles han permitido inferir interesantes patrones de funcionamiento del acuífero y su impacto potencial sobre el Mar Menor.

2. Area de estudio

El acuífero del Campo de Cartagena (Demarcación Hidrográfica del Segura, SE España), es un caso paradigmático de sistema antropizado, cuyo ciclo hidrológico y ecosistemas se encuentran sometidos a una alta presión. Representa uno de los sistemas acuíferos más importantes en cuanto a productividad de las aguas, y más interesantes desde el punto de vista científico y técnico por la diversidad de circunstancias que confluyen. Los aspectos agronómicos, las interrelaciones con la laguna costera del Mar Menor y las implicaciones ambientales proporcionan un interés adicional y una trascendencia socioeconómica de primer orden, que implica necesariamente la mejora del conocimiento de los procesos para poder mitigar los impactos negativos.

En el Campo de Cartagena, tradicionalmente se han definido cuatro acuíferos separados en la vertical, por niveles de baja permeabilidad, que desde la superficie hacia el muro son los siguientes (Fig. 1): 1) Acuífero Cuaternario, compuesto por gravas, arenas y arcillas, con relativa alta heterogeneidad de parámetros hidráulicos; 2) Acuífero Plioceno, compuesto por calcarenitas bioclásticas y conglomerados; 3) Acuífero Messiniense –también llamado Andaluciense-, compuesto por calcarenitas, conglomerados y calizas; y 4) Acuífero Tortoniense, compuesto por conglomerados y areniscas ("La Naveta" según Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura). Por lo tanto, el esquema hidrogeológico puede sintetizarse como un sistema multicapa (aunque no todos los acuíferos están presentes a lo largo de toda la extensión superficial del Campo de Cartagena) constituido por un acuífero superficial libre de edad Cuaternario y tres acuíferos profundos fundamentalmente confinados (de edad Plioceno, Messiniense y Tortoniense). Por último, se define un quinto material de características acuíferas formado por rocas carbonatadas de edad Pérmico-Triásico, que aflora en la parte central del acuífero (Cabezo Gordo), y tiene un umbral hacia el noroeste (Sucina; Fig. 1C), y que, en determinados sectores estaría en conexión con el acuífero Messiniense (García Aróstegui *et al.*, 2012).

De acuerdo con la información disponible, el único acuífero que presenta conexión hidráulica directa con el Mar Menor es el Cuaternario, si bien en determinados sectores, fundamentalmente en el sur, presenta conexión con el acuífero Plioceno (Baudron *et al.*, 2015; García Aróstegui *et al.*, 2016). El acuífero Cuaternario está contaminado por nitratos debido al retorno de riego, lo que junto a la gran densidad de pozos abandonados que atraviesan varios acuíferos y/o mal construidos que comunican los acuíferos, hace que se produzca un impacto importante facilitando el flujo de agua subterránea y el transporte de contaminantes hacia los acuíferos confinados profundos sometidos a mayor explotación por bombeo (Baudron *et al.*, 2014; Jiménez-Martínez *et al.*, 2016). No obstante, la evaluación cuantitativa de los flujos hacia los acuíferos profundos es aun objeto de estudio y las cifras disponibles presentan alta incertidumbre. Por otro lado, la necesidad de disponer de agua en periodos de sequía, ha supuesto la proliferación de pequeñas plantas desaladoras privadas de aguas subterráneas salobres, cuya salmueras de rechazo suelen ser vertidas a salmueroductos de mantenimiento incierto, o de forma incontrolada se inyectan al propio acuífero, con el consiguiente impacto ambiental que ello supone a medio y largo plazo. Estos aspectos son de gran transcendencia ambiental y socioeconómica, especialmente por las relaciones hidráulicas existentes con el Mar Menor que sufre un grave problema de eutrofización.



Figura 1. A) Localización y límite de la Masa de Agua Subterránea del Campo de Cartagena (García-Aróstegui *et al.*, 2016). B) Extensión y límites propuestos para los acuíferos (unidades hidroestratigráficas) de cobertera (modificado de García-Aróstegui *et al.*, 2012) Nota: Línea de trazos: límite desconocido y cambio lateral de facies. Línea roja: prolongación estimada bajo el mar. El acuífero Cuaternario también está presente bajo el Mar Menor. C) Corte hidro-geológico esquemático del Campo de Cartagena en la zona norte (modificado de García-Aróstegui et al, 2012). Nota: Se indica la zona saturada (por debajo del nivel piezométrico), y no saturada de los acuíferos Plioceno y Messiniense

3. Resultados

El extraordinario evento de precipitación que se produjo entre los días 17 a 19 de diciembre de 2016 (hasta 286 mm en unas 60 horas), provocó fuertes inundaciones y daños la zona litoral del Mar Menor. En la figura 2A se muestra la localización de las estaciones meteorológicas del Sistema de Información Agrario de Murcia. Los valores mínimos de precipitación se observaron al Oeste con 118 mm en la estación CA52, y al Sur con 142 mm en la estación CA73, y los mayores se registraron en las estaciones TP22 y TP42 con más de 270 mm.



Figura 2. A) Localización de estaciones climatológicas (puntos con etiquetas), sondeos, lisímetros (rectángulo) y data logger (estrella). B) Variación de niveles piezométricos (subida en metros). C) Isopiezas del 7-12/ Dic/2016. D) Isopiezas de 28-29/Dic/2016. E) Evolución temporal de la profundidad del agua, temperatura y precipitaciones diarias (Punto al norte junto al Mar Menor)

En el aspecto hidrogeológico, unos 10 días antes del evento se había realizado una campaña piezométrica en el acuífero Cuaternario (Fig. 2C) que fue repetida unos 10 días después del evento (figura 2D), con objeto de estimar la repercusión en el acuífero de dichas precipitaciones. El esquema general del flujo subterráneo refleja un eje principal de drenaje no coincidente con el principal cauce de superficie sino desplazado al Sur.

La interpretación preliminar, tanto de este evento hidrológico del 17-19 de diciembre de 2016, y en menor medida tras otro evento posterior (días 18-20 de enero de 2017), indican que los niveles piezométricos del acuífero han subido entre 1 y 3 m en la zona situada al este del canal del Trasvase, con una importante recarga del acuífero. Las isopiezas y las observaciones directas indican que en el tramo final del principal cauce de la cuenca vertiente (rambla del Albujón) se ha producido descarga del acuífero al cauce manteniendo de esta manera los caudales de base en la desembocadura. Esta descarga al cauce se ha ido reduciendo en los meses posteriores a medida que han bajado los niveles piezométricos como respuesta natural y por la puesta en funcionamiento de captaciones de bombeo.

Adicionalmente, se han tenido en cuenta los valores proporcionados por 8 lisímetros cuya ubicación queda junto a la estación meteorológica que ha registrado el valor más alto (TP42). Sobre un total de 293 mm (suma de los días 15 a 19 de diciembre de 2016), la infiltración ha sido de 109 mm lo que supone una tasa de infiltración del 37%. El piezómetro cercano registró una subida de 3,08 m por lo que si se considera que ésta se debe a una recarga de 109 mm, la porosidad eficaz resultante sería del 3,5%.

Las sondas automáticas situadas en la zona norte del sector litoral del acuífero a unos 230 m del borde costero (figura 2A), registraron una subida del nivel de 1,13 m como consecuencia del evento de diciembre de 2016, y llegaron a mostrar surgencia de agua (figura 2E). La interpolación realizada de la precipitación en el área de estudio proporcionó un valor de 270 mm, por lo que si se asume la misma tasa de infiltración calculada con los lisímetros (37%), la porosidad eficaz resultante sería del 9%. Como es de esperar, las respuestas del acuífero no son uniformes, destacándose entre otras, importantes subidas del nivel cercanas al tramo final de la Rambla del Albujón como marcas de la recarga inducida por la puesta en carga de este cauce emblemático del aspecto visible de las problemáticas ambientales de la zona.

La repercusión sobre el Mar Menor es de incremento de la descarga subterránea tal y como se muestra en las zonas cercanas al Mar Menor, donde la isopieza de 5 metros se acerca de forma generalizada varias centenas de metros hacía la costa en las dos semanas posteriores al evento. Se observan también patrones locales muy llamativos como la mayor subida registrada en la zona sur del frente costero, donde se invirtió la tendencia de niveles piezométricos negativos a positivos de tal manera que se produjo un fenómeno de extrusión marina (zonas amarillas en figuras 2C y 2D). Esta tendencia se ha mantenido en las campañas piezométricas posteriores realizadas a finales de enero y marzo de 2017.

4. Conclusiones

Los eventos excepcionales de precipitación pueden emplearse para conocer la respuesta instantánea del acuífero e inferir propiedades que pueden ser muy costosas de estimar por otros métodos. Sin embargo, resulta obvio que se requiere tener monitorizado el acuífero de forma adecuada en los momentos en que se producen que lógicamente no pueden anticiparse con mucho tiempo, a veces sólo con varios días de antelación.

En determinadas zonas, esta excepcional recarga del acuífero se ha traducido en extrusión marina y fuerte incremento de la descarga al lagoon costero del Mar Menor en estado crítico por fenómenos de eutrofización. Mediante campañas piezométricas previas y posteriores cercanas al evento, y el seguimiento de lisímetros y sondas de registro de niveles, conductividad y temperatura del acuífero se ha podido obtener interesantes patrones de funcionamiento del acuífero e inferir su previsible impacto sobre el Mar Menor que está siendo objeto de modelización superficial-subterránea acoplada.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido parcialmente financiada con fondos del IGME y Polytechnique Montreal, Proyecto GESINH-IMPADAPT (CGL2013-48424-C2-2-R), programa de investigación de UCAM (PMAFI-06-14), y Gobierno de la Región de Murcia (CARM).

Referencias

- Baudron, P., Barbecot, F., García-Aróstegui, J.L., Leduc, C., Travi, Y., Martínez-Vicente, D. 2014. Impacts of human activities on recharge in a multilayered semiarid aquifer, Campo de Cartagena, SE Spain). Hydrological Processes, 28, 2223-2236. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.9771
- Baudron, P., Cockenpot, S., Castejón, F.L., Radakovitch, O., Gilabert, J., Mayer, A., García-Aróstegui, J.L., Martinez-Vicente, D., Leduc, C., Claude, C. 2015. Combining radon, short-lived radium isotopes and hydrodynamic modeling to assess submarine groundwater discharge from an anthropized semiarid watershed to a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain). Journal of Hydrology, 525, 55-71. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.015
- García-Aróstegui, J.L., Jiménez-Martínez, J., Baudron, P., Martínez-Vicente, D., Senent, M., Guerra, J. 2012. Geometría del acuífero del Campo de Cartagena e implicaciones en el funcionamiento hidrogeológico. En: Nuevas aportaciones al conocimiento de los acuíferos costeros. Hidrogeología y Aguas Subterráneas, 29: Madrid, España. Instituto Geológico y Minero de España, p. 439-450.
- García-Aróstegui, J.L., Jiménez-Martínez, J.; Baudron, P.; Hunink, J.; Contreras, S.; Candela, L. 2016. Las aguas subterráneas en el Campo de Cartagena-Mar Menor. En: León, V.M y Bellido J.M. Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 414 p. Temas de Oceanografía, 9. ISBN 978-84-95877-55-0.
- Jiménez-Martínez, J., García-Aróstegui, J.L., Hunink, J., Contreras, S., Baudron, P. and Candela, L. (2016). The role of groundwater in highly human-modified hydrosystems: A review of impacts and mitigation options in the Campo de Cartagena-Mar Menor coastal plain (SE Spain). Environmental Reviews, 24(4), 377-392. http://dx.doi.org/10.1139/er-2015-0089

APPLICATION OF GALDIT INDEX TO ASSESS THE INTRINSIC VULNERABILITY OF COASTAL AQUIFER TO SEAWATER INTRUSION CASE OF THE GHISS - NEKOR AQUIFER (NORTH EAST OF MOROCCO)

T. Kouz H. Cherkaoui Dekkaki S. Mansour M. Hassani Zerrouk T. Mourabit

Laboratory of Research and Development in Engineering Sciences "LRDSI", Department of Geology Faculty of Sciences and Techniques of Al Hoceima. University Mohammed First-Morocco. BP 34-Ajdir 32003-Al Hoceima E-mail: T.kouzmaster@gmail.com

Abstract: The Ghiss-Nekor coastal aquifer is considered among the most important aquifers in the Moroccan Mediterranean. It covers about 100 km² and consists of plio-quaternary alluvium composed of detrital sediments crossed by discontinuous clay levels. This aquifer plays an important role in the agriculture and drinking water supply of the Al Hoceima city and its hinterland. Indeed, water demand has increased and the aquifer faced challenges that threaten its sustainability. Overexploitation, pollution and seawater intrusion have been identified as major risks weighing heavily on the groundwater resource of this area. In this context, and to assess the vulnerability of the Ghiss-Nekor aquifer against seawater intrusion, a qualitative approach "GALDIT" dedicated to coastal aquifers and integrating the notion of rising sea level has been adopted. In the present work, two scenarii of sea level rise are adopted 2017 and 2100. Similarly, the evolution of the trait or coastal line will be calculated according to these two scenarii.

Key words: Coastal aquifer, Ghiss-Nekor, Vulnerability, Seawater intrusion, GALDIT.

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

ELECTRICAL RESISTIVITY TOMOGRAPHY OF FRESHWATER-SALTWATER MIXING ZONE APPLIED TO THE STUDY OF A HIGHLY ANTHROPIZED DETRITAL COASTAL AQUIFER (CARCHUNA-CALAHONDA, BETIC CORDILLERA, SPAIN)

M. MARTÍNEZ-MARTOS Departamento de Geodinámica, Universidad de Granada, 18071-Granada, Spain

J. Galindo-Zaldivar

Departamento de Geodinámica, Universidad de Granada, 18071-Granada, Spain Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra, CSIC-Universidad de Granada, 18071-Granada, Spain

P. RUANO

Departamento de Geodinámica, Universidad de Granada, 18071-Granada, Spain Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra, CSIC-Universidad de Granada, 18071-Granada, Spain

A. PEDRERA Instituto Geológico y Minero de España (IGME), Calle Ríos Rosas, 23, 28003, Madrid, Spain

M. LOPEZ-CHICANO Departamento de Geodinámica, Universidad de Granada, 18071-Granada, Spain

F.J. MARTÍNEZ-MORENO

IDL-Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Campo Grande, Ed. C8, Lisboa, Portugal

Abstract: The biggest greenhouse-crop area in Europe is located on the SE Iberian Peninsula. Because of the important agricultural activity in this area, it is necessary to extract ground-water as a part of the water supply. The Carchuna-Calahonda coastal aquifer, located along the Mediterranean coast of southeastern Andalusia, Spain, is a detrital aquifer almost totally covered by greenhouse crops. In this context, electrical resistivity tomography (ERT) was applied to characterize the freshwater-saltwater interface. Four ERT profiles were carried out, three of them parallel and close to the coastline, the fourth being orthogonal. Conductivity data from a well located close to the ERT profiles contributed to validating the results obtained in the four profiles. The saltwater-freshwater mixing zone reaches from 20 to 200 Ω ·m and is located between 1 and 3 meters in depth near the coastline, reaching depths of 8 to 18 meters 450 m northwards along the coastline. This slightly dipping mixing zone evidences limited freshwater recharge in the Carchuna-Calahonda aquifer. The mentioned low recharge setting together with isolated aquifer water-extractions lead to an environment of extremely high aquifer salinization.

Key words: Detrital coastal aquifer, electrical resistivity tomography, freshwater-saltwater interface, Medieval Warm Period, seawater intrusion.

1. INTRODUCTION

Unravelling the subsurface structure of coastal aquifers is of great interest to localize the freshwater-saltwater mixing zone and to understand its evolution, which has important implications for groundwater exploitation. Geophysical methods allow to constrain the geometry of main geological structures. They may be the best choice to study the subsurface structure in relatively large areas where drills are scarce or do not even exist (e.g. Duque et al., 2008 and 2011). One of the most used techniques is electrical resistivity tomography (ERT) (e.g. Martínez et al., 2009).

The Carchuna-Calahonda in SE Spain (Fig. 1) is formed by the accumulation of recent detrital deposits over a low permeable Alpujárride metamorphic basement. It constitutes a flat sector delimited by a steep relief. The aquifer is south bounded by the Mediterranean Sea. The area is largely occupied by greenhouse-crops surrounding two urban areas, Carchuna and Calahonda.



Fig. 1. Carchuna-Calahonda aquifer geographical setting

Previous studies of coastal aquifers in the region involved hydrochemical (Benavente, 1985; Castillo and Fernández-Rubio, 1978) and geophysical (Duque et al., 2008 and 2011; Martínez et al., 2009) techniques. However, in the Carchuna-Calahonda aquifer, the only geophysical study up to date is based on vertical electrical sounding (VES) (Pulido-Bosch and Cañada, 1983). These authors determined the freshwater-saltwater mixing zone position in each VES and interpolated the shape along four profiles composed by several VES.

The aim of this study is to determine the subsurface freshwater-saltwater contact in a sector near the coastline of the Carchuna-Calahonda detrital aquifer, based on the resistivity distribution. We performed an ERT survey in order to assess the groundwater status of this valuable aquifer. We moreover evaluate the usefulness of the ERT method in highly anthropized aquifers in which other geophysical techniques may pose problems.

2. Hydrogeological setting

The Carchuna-Calahonda detrital aquifer is located in the Internal Zones of the Betic Cordillera, concretely in the Alpujárride complex, which is mainly composed of low permeability lithologies (Aldaya et al., 1979) (Fig. 2). The aquifer is formed by conglomerates in the northern part and beach sands and gravels toward the south.



Fig. 2. Carchuna-Calahonda aquifer geological setting

The study area contains low-hydraulic-conductivity metapelites and high-conductivity rocks: marbles and the Quaternary detrital sediments. The marbles are only in contact with the detrital sediments in a narrow strip toward the east, near the coastline (Fig. 2). This fact, coupled with the small recharge area associated with the marbles, suggests any marble water supply would be negligible and directly discharge toward the sea.

The Carchuna-Calahonda detrital aquifer extends over 4.5 km2, It has a transmissivity of 900 m2/day (Pulido-Bosch and Rubio-Campos, 1988), an annual average precipitation below 400 mm/yr (Diputación Provincial de Granada and Instituto Tecnológico Geominero de España, 1990), an effective rainfall below 50 mm/yr (Benavente, 1982), and an actual evapotranspiration of 350 mm/yr (Pulido-Bosch and Rubio-Campos, 1988). The drip irrigation system is extended in Carchuna-Calahonda, which incurs in a low irrigation return flow. The unfavourable climatic conditions, together with the small recharge area of the aquifer and the efficient irrigation system, make it highly vulnerable to exploitation. The Guadalfeo river bypass supplies water in order to avoid aquifer exploitation.

3. Methods

Four 400 m length ERT profiles were acquired. Three of them were parallel to the coastline and spaced 15 m apart. The fourth profile was measured sub-perpendicular to the others and just a few meters away from the coast (Fig. 3). The equipment employed was an ABEM Terrameter SAS 4000. The profiles were acquired with a 4-channel multiple gradient electrode array with GRAD4LX8 and GRAD4S8 protocols (ABEM, 2006). The inversion calculation was carried out with robust model constrain inversion method of Res2Dinv software (v 3.59, Geotomo Inc.). In addition, to assess data quality we calculated the Depth of investigation index (DOI), developed by Oldenburg and Li (1999) and choosing a DOI cut-off value of 0.1.



Fig. 3. Aerial photograph of Calahonda-Carchuna area. a) Aerial photograph from 1956. b) Google Earth Image of the coastal region. Black and white dots show the well position and white lines show the electrical resistivity tomography profile positions

To determine the freshwater-saltwater mixing zone position near the coastline, we took underground water electric conductivity measurements in a 20-meter-deep well, 50 m from the coastline (Fig. 3b). We used a Water Quality Dipper Type KLL-Q-2 (SEBA Hydrometrie).

4. Results

The vertical resistivity distribution along the four ERT profiles is shown in figure 4. Profiles 1, 2 and 3, parallel to the coastline (Fig. 3b), show a sharp horizontal resistivity contrast between 4 and 8 m of depth (Fig. 4). It is possible to discern a high-resistivity strip above P1, P2 and P3. Below this first resistive strip there appears to be a wide low-resistivity strip which becomes less resistive at depth. The low-resistivity strip comprises a range between 0.1 and 100 Ω ·m in P1, 0.1 and 43 Ω ·m in P2, and 0.1 and 4 Ω ·m in P3. This layer reaches up to 50 m in depth in P2.



Fig. 4. ERT profiles. Solid white line represents the 0.1 cut-off value contour line of DOI index. White dashed lines enclose the freshwater-saltwater interface position



Fig. 5. Depth-conductivity curve at 25°C obtained from measurements in a 20-meter-depth well

P4 is almost orthogonal to the coastline. It also shows a sharp resistivity contrast between a high-resistivity strip with values that range from 93 to 4400 Ω ·m, and a low-resistivity strip between 1 Ω ·m and 93 Ω ·m values. In this case, however, the resistivity contact is not horizontal but dips landwards to the north. The resistivity generally increases northward as well, while the resistivity gradient becomes less sharp with depth.

Measurements taken with the Water Quality Dipper Type KLL-Q-2 show an abrupt increase in the conductivity values from 5 mS/cm (2 Ω ·m) at 2 meters depth to 52mS/cm (0.19 Ω ·m) at 7 meters depth (Fig. 5). This represents a saltwater-freshwater mixing zone 5 m thick in a very shallow position.

5. Discussion and interpretation

This study was carried out in a completely anthropized coastal aquifer and there were not enough previous studies or drilling data to determine the subsoil structure. Pulido-Bosch and Cañada (1983) used electrical resistivity soundings in the Carchuna-Calahonda aquifer to identify the general freshwater-saltwater mixing zone position. However, hydrogeological conditions have changed considerably since greenhouse cropping has greatly increased in the study area. New ERT profiles show the mixing zone between 1 and 3 meters depth near the coast, and approximately between 8 and 18 meters in the northern part of profile 4 (Fig. 4). Hence, it is a slightly-dipping ($\sim 2^{\circ}$) and shallow saltwater-freshwater mixing zone.



Fig. 6. Freshwater-saltwater interface position extracted from the four ERT profiles

The freshwater-saltwater mixing zone is narrower and shallower than the one described by Pulido-Bosch and Cañada (1983) (Fig. 6). This difference may be due to the different resolution of the two electrical methods used and/or to a change in the aquifer recharge conditions due to modern drip irrigation systems. The low-dipping mixing zone geometry points to a poor freshwater recharge in the aquifer. Factors contributing to low freshwater recharge in the Carchuna-Calahonda aquifer would be the low average precipitation combined with high average actual evapotranspiration and with the low irrigation return. In any case, it is the first time that such a low-dipping freshwater-saltwater mixing zone has been described for the detrital coastal aquifers of this region. In this context, ERT is a very useful technique when determining the freshwater-saltwater mixing zone position, especially in small dipping mixing zone aquifers or in those where land use impedes other geophysical methods.

6. CONCLUSIONS

The use of ERT allows the freshwater-saltwater mixing zone position to be determined in highly anthropized aquifers. In such settings, other electromagnetic methods may pose problems due to their high sensitivity to anthropic noise. In the Carchuna-Calahonda detrital coastal aquifer, the use of ERT combined with directly measured data in a 20-meter-deep well allowed us to establish the freshwater-saltwater mixing zone position between 1 and 3 meters depth, close to the coastline. This mixing zone dips slightly (\sim 2°) landwards and becomes wider northwards, reaching from 8 to 18 meters in depth 450 m far from the coastline. The mixing zone resistivity values in the ERT profiles go from 20 to 200 Ω ·m. These results are compatible with those obtained in a well located 50 m from the coastline, in which the mixing zone lies between 2 and 7 m deep, with conductivity values from 5 to 52 mS/cm (2 to 0.19 Ω ·m).

Acknowledgements

The contributions of José Manuel Rodríguez from La Palma cooperative and Guillermo were essential for the development of field work. Projects CGL2010-21048, P09-RNM- 5388 and RNM148 are acknowledged.

References

- ABEM. (2006): Instruction Manual Terrameter SAS 4000/SAS 1000. ABEM Instrument AB. Sweden, 136 p.
- Aldaya, F., García-Dueñas, V., and Navarro-Villa, F. (1979): Los Mantos Alpujárrides del tercio central de las Cordilleras Béticas. Ensayo de correlación tectónica de los Alpujárrides. Acta Geologica Hispanica, 14: 154-166.
- Benavente, J. (1982): Contribución al conocimiento hidrogeológico de los acuíferos costeros de la provincia de Granada. Doctoral Thesis, University of Granada, 435 p.
- Benavente, J. (1985): Las Aguas Subterráneas de la Costa del Sol de Granada. University of Granada-Dip. Prov. Granada, Granada. 336 p.
- Castillo, E. and Fernández-Rubio, R. (1978): Hidrogeología del Acuífero de la Vega de Motril-Salobreña. *Bol. IGME*. Madrid, LXXXIX: 39-48.
- Diputación Provincial de Granada, and Instituto Tecnológico Geominero de España, (1990): Atlas hidrogeológico de la provincia de Granada. Diputación-ITGE, Granada, 107 p.
- Duque, C., Calvache, M.L., Pedrera, A., Martín-Rosales, W. and López-Chicano, M. (2008): Combined Time Domain Electromagnetic Soundings and Gravimetry to Determine Marine Intrusion in a Detrital Coastal Aquifer (Southern Spain). *Journal of hydrology*, 349(3): 536-547.
- Duque, C., Calvache, M.L., Chicano, M.L., Pedrera, A. and Galindo-Zaldívar, J. (2011): Establecimiento Preliminar de la Posición de la Interfase Agua Dulce-Agua Salada en el Sector de la Desembocadura del Río Guadalfeo (Acuífero Motril-Salobreña) Mediante Técnicas Geofísicas y Registros de Salinidad. *Geogaceta*, 50(1): 75-78.
- Martínez, J., Benavente, J., García-Aróstegui, J.L., Hidalgo, M.C. and Rey, J. (2009): Contribution of Electrical Resistivity Tomography to the Study of Detrital Aquifers Affected by Seawater Intrusión-Extrusion Effects: The River Vélez Delta (Vélez-Málaga, Southern Spain). *Engineering Geology*, 108: 161-168.
- Martinez-Martos, M., Galindo-Zaldivar, J., Lobo, F. J., Pedrera, A., Ruano, P., Lopez-Chicano, M. and Ortega-Sánchez, M. (2016): Buried marine-cut terraces and submerged marine-built terraces: The Carchuna-Calahonda coastal area (southeast Iberian Peninsula). *Geomorphology*, 264: 29-40.
- Oldenburg, D.W. and Li, Y.G. (1999): Estimating Depth of Investigation in DC Resistivity and IP Surveys. *Geophysics*, 64: 403-416.
- Pulido-Bosch, A. and Cañada, P. (1983): Estudio de Acuíferos Costeros Mediante la Prospección Geofísica: Aplicación a los Llanos de Carchuna. *Hidrogeología y Recursos Hidráulicos*, IX: 363-374.
- Pulido-Bosch, A., and Rubio, J.C. (1988): Los Acuíferos Costeros de Motril-Salobreña y Carchuna. *TIAC'88*, 209-238.

1D AND QUASI–2D JOINT INVERSION OF TDEM AND DCR DATA TO EVALUATE SEAWATER INTRUSION IN COASTAL AREAS: A CASE OF STUDY IN ALGARVE (SOUTH OF PORTUGAL)

F.J. MARTÍNEZ-MORENO Instituto Dom Luiz, Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Campo Grande, Edif. C8, Lisboa, Portugal (fjmoreno@fc.ul.pt)

F.A. Monteiro-Santos

Instituto Dom Luiz, Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Campo Grande, Edif. C8, Lisboa, Portugal (fasantos@fc.ul.pt)

I. Bernardo

Instituto Dom Luiz, Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Campo Grande, Edif. C8, Lisboa, Portugal (imbernardo@fc.ul.pt)

M. FARZAMIAN Instituto Dom Luiz, Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Campo Grande, Edif. C8, Lisboa, Portugal (mohammadfarzamian@gmail.com)

C. NASCIMENTO Instituto Dom Luiz, Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Campo Grande, Edif. C8, Lisboa, Portugal

J. Fernandes

LNEG, National Laboratory of Energy and Geology, Estrada do Zambujal, Apartado 7586, 2721-866 Alfragide, Portugal (judite.fernandes@lneg.pt)

B. CASAL Sondagens Casal, Lda., Estrada do Moinho, 2705-432, São João das Lampas, Areias, Portugal. (bruno.casal@sondagenscasal.pt)

J.A. RIBEIRO Instituto Dom Luiz, Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Campo Grande, Edif. C8, Lisboa, Portugal (jaribeiro@fc.ul.pt)

Abstract: Seawater intrusion is caused by sea-level rise, extreme phenomena like flooding and droughts, and overpumping near to the coastal line. Geophysical methods are the most appropriate tools to evaluate the seawater intrusion in a specific area. Electrical methods are able to detect seawater intrusions due to the high resistivity contrast between salt or freshwater and geological layers. Combining several methods is the most recommended and efficient way since both data are inverted jointly. The final model encompasses physical properties measured for each method. This study analyse seawater intrusion in an area within the Ferragudo-Albufeira aquifer system (Algarve, S Portugal). For this purpose a single profile combining direct current resistivity (DCR) and time domain electromagnetic (TDEM) methods was measured and compared with information from a drill performed near to the profiles. Three different inversion algorithms have been carried out: single inversion, 1D and quasi-2D joint inversion lateral constrained of the DCR and TDEM data. Single inversion shows seawater intrusion, although the sedimentary layers detected in the drill are not well differentiated. 1D-joint inversion improves the previous one due to more sedimentary layer are detected and the seawater intrusion is better highlighted. Finally, the quasi-2D inversion exposes a more fitted shape for the seawater intrusion and it is able to distinguish more sedimentary layer. This study demonstrate that the novelty in quasi-2D joint inversion technique improves the previous standard inversions methods in the detection of seawater intrusion.

Key words: coastal aquifers, seawater intrusion, joint inversion, lateral constrained, drilling exploration.

1. INTRODUTION

The major water reservoir for freshwater supply in many countries are constituted by coastal aquifers, mainly in arid and semiarid zones (Bear *et al.*, 1999). However, these type of aquifers are susceptible to be degraded. High intensive water demands in coastal and tidal effects produce considerable impacts on seawater intrusion processes in mixing zones (Sánchez-Úbeda e*t al.*, 2017).

For the problem remediation the detection and characterization of seawater intrusion by direct observation (Calvache and Pulido-Bosch, 1994) or geophysical methods (Abdul Nassir et al., 2000) become the first stage. Direct observation by drills depend on drill distribution and it obtains partial information. The application of geophysical methods as electrical resistivity (Khalil et al., 2013) provides a more general approach. Time Domain Electromagnetic (TDEM) offers 1D underground resistivity variation and it is able to determine groundwater distribution in a specific area (Martínez-Moreno et al., 2016). Geoelectrical methods as direct current resistivity (DCR) offers a 2D pseudosection underlining the resistivity distribution underground (Kazakis et al., 2016). The application of both techniques combined is widely used due to they are complementary and can offer more accurately results (Nicaise et al., 2013). To reduce uncertainties and ambiguities in the results interpretation, joint inversion of DRC and TDEM methods can to be an appropriate approach. Classical joint inversions use a single 1D geophysical model for each sounding and finally it obtains a 2D-pseudosection compiling 1D joint inversions (Monteiro-Santos and El-Kaliouby, 2011). This approach can produce models with abrupt lateral variations due to noise, equivalence problems and 2D-3D effects (Viezzolli et al., 2008). Such effects can be reduced using a laterally constrained inversion (LCI; Monteiro-Santos, 2004).

This research aims to compare single and joint inversions of DCR and TDEM data applied to seawater intrusion. Single inversion, 1D and quasi-2D joint inversions will be compared with information from a drill to determine which method provide best results.

2. Geological framework

The study area is located between Ferragudo and Albufeira towns (Algarve, S Portugal, Fig. 1a). The area fits in Meso-Cenozoic Basin, a major tectonostratigrafic zone of the Iberian Peninsula, at the S of the South Portuguese zone (Simancas, 2004). Regarding to the study area, the sedimentary sequence from Miocene and Quaternary (Fig. 1b) is composed, from bottom to top, by karstified limestones, calcareous marl and clays at the base, marly limestone, clays and calcarenites. The sequence ends with sands and clays from Quaternary at the top.



Figure 1: (a) Simplified geological scheme of the aquifer system Ferragudo-Albufeira that indicates the study area (Modified from Almeida *et al.*, 2000). (b) Location and distribution of the DCR and TDEM profiles. Drill position and sedimentary sequence registered are indicated.

The profiles are located within the aquifer system of Ferragudo-Albufeira extended ~117 km² (Almeida *et al.*, 2000). This is a multiaquifer groundwater system where the Cretaceous and Miocene formations make up the main aquifer systems. The carbonate formation from Cretaceous (Fig. 1a) set up a small karstic aquifer recharged directly by rainwater. The Miocene aquifer also received recharge by direct rainwater and, perhaps from the Cretaceous and Jurassic formation.

3. Survey settings and method

One profile combining DCR and TDEM soundings were measured matching in space and N-S direction (Fig. 1b). This encompasses a resistivity profile of 350 m long and 8 TDEM sites. At the centre of the profile were performed an exploration drilling where the main described formation are registered: 16 m of sands and clays from Quaternary, followed by 40m of biocalcarenites, marly limestones and clays, karstified limestone and calcareous marl and clays from Miocene. At ~25 m depth were detected marly limestones and clays, in a transition zone, with a probably interstitial filling of mixed saltwater. The most quantity of saltwater is located from ~30 m in depth. The electrical conductivity (EC) measured into the drill were 50.1 mS/cm, whereas the seawater in the area has an EC of 55.6 mS/cm.

DCR profile were measured using the Syscal Pro 10-channels equipment (Iris, Inc.) with 4 cables segments and a maximum of 72 electrodes registering data in the same profile. It was applied the Schlumberger electrode configuration with electrode spacing of 5 m respectively. A few vertical electrical soundings (VES) matching with the TDEM sites have been extracted from DCR profiles using the appropriate AB/2 and MN/2 centred at the position of the transient soundings. TDEM data was measured using the TEM-Fast48 equipment from Applied Electromagnetic Research (AEMR Inc.; Fainberg, 1999) in a single square loop configuration combining transmitter and receiver functions, with a loop of 50×50 m, a current applied of 3.5 amperes (A).

Single inversion of the data were performed with RES2DINV (DCR) and TEMRES (TDEM) programs. Before the joint inversion, the DCR measurements should be corrected from the static effects. The approach proposed by (Meju, 2005) was followed in this work. The correction of the static shift is performed applying a multiplicative factor to whole DCR curve in order to overlap both (DCR and TDEM) apparent resistivity curves. The evaluation of depth of investigation and model resolution is performed using the DOI index proposed by Oldenburg and Li (1999), which provides a model resolution including all parameters of the inverse problem, such as data and modelling error.

3.1. Joint inversion 1D

The apparent resistivity values from VES and TDEM soundings were jointly inverted assuming a 1D model and using an iterative approach based on the Levenberg-Marquardt method and Singular Value Decomposition (SVD) technique (Monteiro Santos and El-Kaliouby, 2010). This procedure can be seen as an optimization one where an initial model is modified until an expected misfit of the data and model.

3.2. Joint inversion 1D lateral constrained – Quasi 2D joint inversion

A a modification of the nonlinear smoothness constrained inversion algorithm by Monteiro-Santos (2004) is used applying a 2D mesh of blocks distributed according to the locations of the data. Calculations of DCR and TDEM responses of the model at each site are based on 1D forward modelling. DCR and TEM calculation is performed through the convolution integral (Monteiro Santos and Kaliouby, 2011) using appropriated filters. Otherwise, forward TDEM algorithm takes into account the ramp time to accurately calculate early times.

4. Geophysical results

The results obtained in single inversion can be compared with the borehole information. The DCR profile (Fig. 2a) has a shallow layer with high resistivity (~1000 Ω ·m) from 180 m long to the

end, which highlights the sand dunes from the study area. Below this layer is detected an intermediate resistivity (~10 $\Omega \cdot m$) belonging to sands, clays and limestones, in addition to biocalcarenites. There are two zones with low resistivity under 170 (<1 $\Omega \cdot m$) and 250 m (~5 $\Omega \cdot m$) long. The area at 170 m long and 25-30 m depth highlights a very low resistivity (clays and saltwater intrusion). The TDEM profile (Fig. 2b) differentiates 3 layers: a shallow resistive area (500-1000 $\Omega \cdot m$ and ~20 m thickness) that cover the whole profile belonging to the shallow sands dunes (from 180 m until the end) and clayed sands from Quaternary cover (from the beginning of the profile up to 180 m long). The second layer has wedge shape from the S and a resistivity of ~5 $\Omega \cdot m$ representing the freshwater and/or a mix with salty water. At the bottom of the profile (from ~27 m depth) is detected a resistivity below 1 $\Omega \cdot m$ corresponding to saltwater. Comparing the geophysical results with the drill data in this single inversions it is verified that, in spite of the sediment sequence is not clearly differentiated, in both methods of profile 2 the saltwater is located within the karstified limestone at ~30 m depth.



Figure 2: Data inversion in different procedures: (a) DRC and (b) TDEM single inversion, (c) 1D joint inversion and (d) quasi-2D joint inversion

1D joint inversion (Fig. 2c) has also enhanced the morphology and the number of layers, and it presents a better fit with the drill information. In this model is differentiated a shallow high resistive layer matching with sands and clays cover at 6 m depth –sands dune area. Below, an area with a resistivity of ~10 Ω ·m belonging to sands, clays, limestones and biocalcarenites which probably highlights the fresh water saturated area. Then the third layer matching with clays, limestones and biocalcarenites has a resistivity of ~2 Ω ·m and detects saltwater. The bottom of the profile is marked with a resistivity lower than 2 Ω ·m.

Quasi-2D joint inversion presents more fitting and reliable results comparing with the drill information (Fig. 2d). The whole profile present a DOI index lower than 0.3 and a standard error of 6.3 %. Analysing in detail the calculated model at the drill position, it is noticeable that most of the layers are well differentiated. The shallow resistive layer of dunes sands and clays is defined with a resistivity higher than 30 Ω ·m at 6 m depth. Second resistivity layer (~10 Ω ·m) represents sands, clays and the top of biocalcarenites with a thickness of 13 m. Below, the bottom of biocalcarenites is defined with a resistivity of ~5 Ω ·m. Finally, from 25 to 40 m depth is detected a very low resistive layer (~1 Ω ·m) that is assigned to the saltwater presence and clays at the top. The bottom of the profile is represented with a resistivity of ~3 Ω ·m belonging to karstified limestones, calcareous marl and clays from Miocene.

5. DISCUSSION

The first inconvenience found when performing joint inversion has been the static shift between DCR and TDEM data (Meju, 2005). There is a phase shift in the curves of the applied methods that should be corrected. Since the transient method provides more realistic apparent resistivity distribution underground (Srigutomo *et al.*, 2008), the DCR curves has been multiplied by a factor to fit with the TDEM curves. The observed phase shift between both methods is usual due to the DCR is affected by ground heterogeneities, as well as the measuring electrodes in direct contact with the ground generates perturbations (Bortolozo *et al.*, 2015).

Comparing the joint inversion results, it has been demonstrated that quasi-2D improves the models when compared with 1D since more layers of the sedimentary sequence are highlighted. The analysis is based on drill information. Whilst in the 1D joint inversion it is only considered each individualised site (Monteiro Santos and El-Kaliouby, 2010), quasi-2D joint inversion takes into account the data surrounding each cell (Monteiro Santos and El-Kaliouby, 2011). If it is assumed that electrical methods are affected by the resistivity of the neighbouring structures, the joint inversion that take into account the data around them seems to provide more fitted models of resistivity distribution underground.

In other way, this quasi2D joint inversion has higher errors than the first one. This fact is justified due to the second inversion uses more quantity of data than the first and, in addition, resistivity variation in two direction causes more influence in the data and, therefore, higher errors. However the calculated DOI index (Oldenburg and Li, 1999) indicates the results are trusted. The applied joint inversion both 1D and quasi-2D have improved the results obtained by the single inversion. In addition, the second joint inversion has achieved highlights the different sedimentary layers revealed in the exploration drilling, tuning into a tool to consider.

6. Conclusions

The combined use of DCR and TDEM methods have been applied to study the saltwater intrusion in a coastal area through a profile containing an exploration drilling. The information obtained register different sedimentary layers that have been recognised in the geophysical results. It has been performed three types of data inversion. First it was done a single inversion of the data in a traditional manner. The obtained results do not exactly match with the drilling information. However the areas with saltwater intrusion are highlighted. Secondly, 1D joint inversion of the data was calculated for each profile and the models have improved markedly. In this inversion the saltwater intrusion areas are better defined and, in addition, the surface areas are better demarcated. Finally, it was performed a quasi-2D joint inversion obtaining more fitted results. These models can differentiate each sedimentary layer registered in the drill, in addition to the morphology and depth of the seawater intrusion.

Acknowledgements: Publication supported by project FCT UID/GEO/50019/2013 - Instituto Dom Luiz.

References

Abdul Nassir, S., Loke, M., Lee, C., and Nawawi, M. (2000). Salt-water intrusion mapping by geoelectrical imaging surveys. Geophysical Prospecting, 48(4), 647-661.

Almeida, C., Mendonça, J. J. L., Jesus, M. R., and Gomes, A. J. (2000). Sistemas aquíferos de Portugal continental. Instituto da Água, Lisbon, Portugal.

- Bear, J., Cheng, A. H.-D., Sorek, S., Ouazar, D., and Herrera, I. (1999). Seawater intrusion in coastal aquifers: concepts, methods and practices (Vol. 14): Springer Science and Business Media.
- Bortolozo, C. A., Porsani, J. L., Santos, F. A. M. d., and Almeida, E. R. (2015). VES/TEM 1D joint inversion by using Controlled Random Search (CRS) algorithm. Journal of Applied Geophysics, 112, 157-174.
- Calvache, M. L., and Pulido-Bosch, A. (1994). Modeling the Effects of Salt-Water Intrusion Dynamics for a Coastal Karstified Block Connected to a Detrital Aquifer. Groundwater, 32(5), 767-777.
- Custodio, E. (1987). Prediction methods. Chapter 8. Studies and reports in hydrology: groundwater problems in coastal areas. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris.
- Fainberg, E. (1999). TEM-Fast 48 manual. Amsterdam, The Netherlands: Applied Electromagnetic Research.
- Kazakis, N., Pavlou, A., Vargemezis, G., Voudouris, K., Soulios, G., Pliakas, F., and Tsokas, G. (2016). Seawater intrusion mapping using electrical resistivity tomography and hydrochemical data. An application in the coastal area of eastern Thermaikos Gulf, Greece. Science of the Total Environment, 543, 373-387.
- Khalil, M. A., and Monteiro Santos, F. A. (2013). 2D and 3D resistivity inversion of Schlumberger vertical electrical soundings in Wadi El Natrun, Egypt: A case study. Journal of Applied Geophysics, 89, 116-124.
- Martínez-Moreno, F. J., Monteiro-Santos, F. A., Madeira, J., Bernardo, I., Soares, A., Esteves, M., and Adão, F. (2016). Water prospection in volcanic islands by Time Domain Electromagnetic (TDEM) surveying: The case study of the islands of Fogo and Santo Antão in Cape Verde. Journal of Applied Geophysics, 134, 226-234.
- Meju, M. A. (2005). Simple relative space-time scaling of electrical and electromagnetic depth sounding arrays: implications for electrical static shift removal and joint DC-TEM data inversion with the most-squares criterion. Geophysical Prospecting, 53(4), 463-479.
- Monteiro Santos, F. A. (2004). 1-D laterally constrained inversion of EM34 profiling data. Journal of Applied Geophysics, 56(2), 123-134.
- Monteiro Santos, F. A., and El-Kaliouby, H. M. (2010). Comparative study of local versus global methods for 1D joint inversion of direct current resistivity and time-domain electromagnetic data. Near Surface Geophysics, 8(2), 135-143.
- Monteiro-Santos, F. A., and El-Kaliouby, H. M. (2011). Quasi-2D inversion of DCR and TDEM data for shallow investigations. Geophysics, 76(4), F239-F250.
- Nicaise, Y., Marc, D., Michel, V. J., and Christian, A. (2013). Delimitation of the Salt Water Wedge in the Shallow Coastal Aquifer by TDEM Method at Togbin (South Benin). International Journal of Science and Advanced Technology.
- Oldenburg, D. W., and Li, Y. (1999). Estimating depth of investigation in dc resistivity and IP surveys. Geophysics, 64(2), 403-416.
- Rey, J. (1983). Le Crétacé de l'Algarve: Essai de synthèse. Comunicações dos Serviços Geológicos de Portugal, 69(1), 8.
- Rocha, R., Manuppella, G., Mouterde, R., Ruget, C., Zbyszewski, G., Ferreira, O., Soares, A., Pais, J., (1981). Carta geológica de Portugal na escala de 1/50 000. Notícia explicativa da folha.
- Simancas, J. (2004). Zona Sudportuguesa. Geología de España. SGE-IGME, Madrid, 199-201.
- Srigutomo, W., Kagiyama, T., Kanda, W., Munekane, H., Hashimoto, T., Tanaka, Y., Utada, H., Utsugi, M., (2008). Resistivity structure of Unzen Volcano derived from time domain electromagnetic (TDEM) survey. Journal of volcanology and geothermal research, 175(1–2), 231-240.
- Viezzoli, A., Christiansen, A. V., Auken, E., and Sørensen, K. (2008). Quasi-3D modeling of airborne TEM data by spatially constrained inversion. Geophysics, 73(3), F105-F113.

MÉTODOS DE SUMINISTRO DE AGUA DE MAR PARA DESALADORAS Y SU PROBLEMÁTICA

A. PULIDO-BOSCH GIRHyGA, Universidad de Almería (España). apulido@ual.es

Á. VALLEJOS GIRHyGA, Universidad de Almería (España). avallejo@ual.es

F. SOLA GIRHyGA, Universidad de Almería (España). fsola@ual.es

Abstract: Along the Spanish Mediterranean coast, the intensive agriculture and tourism have led to a large increase in water demand over the last four decades. The economic development of the most arid Mediterranean coastal areas is linked to the availability of good quality groundwater. The solution to this increase in demand has been found in desalination. In the Spanish Mediterranean coast, there are around thirty desalination plants of medium-high capacity, built in the last 25 years. In addition, there exists a hundred small plants that desalinate brackish water. Supply to desalination plants is usually done by means of coastal boreholes, where there is a coastal aquifer with hydraulic connection to the sea. Also Horizontal Directional Drilling can give good results, as well as horizontal drains, and some others sophisticated and curious designs, all of them with their advantages and drawbacks. The main problems concerning to water intake systems in some desalination plants built along the coast between Alicante and Malaga are described.

Key words: coastal aquifers, desalination plants, water intake systems

1. INTRODUCCIÓN

La mayoría de los acuíferos del litoral mediterráneo español presenta indicios de intrusión marina (Custodio, 2017) como consecuencia del notable aumento de la demanda de agua en los últimos lustros. Una de las soluciones a esta problemática fue la construcción de plantas desaladoras (Baltanás, 2005), que pueden tomar el agua directamente del mar, y/o mediante sondeos litorales (Shahabi *et al.*, 2015) que capten el agua bajo la franja de mezcla agua dulce-agua salada (Pulido Bosch *et al.*, 2004). La primera gran planta peninsular fue la de Marbella, que se decidió construir tras un período de gran sequía culminado en 1995.

En España hay ya una treintena de plantas desaladoras de capacidad comprendida entre 20.000 y 125.000 m³ /día, aunque prácticamente ninguna de ellas funciona a pleno rendimiento. Esta comunicación pretende pasar revista a la problemática más relevante que los sistemas de suministro a las plantas desaladoras plantean, apoyado en la experiencia adquirida durante los años de funcionamiento.

2. Principales sistemas de suministro de agua a las plantas

2.1. Modalidades

La forma más intuitiva de suministro es la toma abierta o toma directa de agua de mar. Esta modalidad requiere la eliminación de las partículas arrastradas y en suspensión, así como la materia orgánica y cualquier tipo de organismo. Para grandes plantas —más de 200.000 m³/día de producción— es prácticamente la única opción y la más viable desde el punto de vista económico (Voutchkov, 2004). En los demás casos, la toma de agua de mar mediante obras de captación en el acuífero costero suele ser la solución más adecuada y la menos costosa, a condición de que exista un acuífero con las características adecuadas en la franja litoral (Gille, 2003). Siempre cabe una opción *mixta*, es decir, parte del agua suministrada con obras en el acuífero costero, complementadas en períodos de mayor demanda con una toma abierta.

2.2. Captación en un acuífero litoral

Los sondeos verticales constituyen la técnica de perforación óptima, si los terrenos a atravesar son gravas y arenas con proporciones variables de lutitas. La rotación por circulación inversa con atalpugita como lodo de perforación es la más adecuada. Los rendimientos de las áreas costeras suelen ser muy elevados, de tal manera que los sondeos pueden proporcionar caudales comprendidos entre 80 y 140 L/s para obras de 100 m de profundidad. Dado que estos sondeos pretenden captar agua de mar, es recomendable que la franja del acuífero ocupada por el agua dulce y parte de la franja de transición quede aislada de la sección filtrante, lo cual se consigue cementando esa franja —normalmente 40-50 m de longitud— y/o añadiendo arcillas expansivas que evitaría el inconveniente del fraguado del cemento, que es exotérmico y puede dañar a la tubería plástica (Pulido Bosch *et al.*, 2004).

Las Perforaciones horizontales dirigidas (PHD) son una técnica relativamente sofisticada. Primeramente se realiza una perforación de pequeño diámetro desde un foso en el que se introduce un cabezal de perforación inclinado. La localización tridimensional permite controlar en todo momento la situación y la dirección del cabezal (Peters *et al.*, 2007). Una vez realizado el sondeo piloto se procede al ensanche hasta unos 600 mm de diámetro mediante un retroensanchador. Por último, se introduce la tubería desde mar hacia el continente. El rendimiento de cada perforación es de 100 a 150 L/s para longitudes superiores a 600 m y diámetros de perforación de hasta 710 mm. Esta técnica es óptima en terrenos consolidados.

La Mancomunidad de los Canales del Taibilla (MCT) ha realizado un original sistema de captación de agua de mar para suministro a la Nueva Desaladora del Canal de Alicante. Consiste en un túnel de 1 km de longitud paralelo a la costa y a 50 m de ésta, con 3,14 m de diámetro. En su interior se han perforado 103 drenes inclinados distanciados entre sí 9,6 m, con tuberías de 130 mm de diámetro que llevan adosado un filtro en los 18 m finales (Rodríguez Estrella y Pulido Bosch, 2009). El caudal arrojado por cada dren es de 25-30 L/s. El túnel parte de un gran cilindro vertical de 35 m de diámetro desde donde se bombea el agua a la planta desaladora. La cota de la base de la cántara es -14,75 m y -12,5 m la de la base el túnel.

También cabe la posibilidad de emplear pozos con colectores radiales, tipo Ranney o Felhman o cualquier variante de su principio; son obras costosas pero con grandes rendimientos. Ha habido también intentos de captar mediante zanjas en la franja inframareal a escasa profundidad, en las que se introducen tubos ranurados compatibles con la granulometría de las arenas de la playa, de longitud adecuada y conectadas a un sistema lateral hermético con su pozo correspondiente y desde el que se bombea hacia la planta. Parece claro que este sistema puede ser muy vulnerable a los temporales si la tubería no se ancla adecuadamente.

3. Las plantas desaladoras del litoral mediterráneo peninsular

En la figura 1 se muestran las principales plantas desaladoras y desalobradoras existentes en el litoral peninsular mediterráneo. Todas ellas emplean la ósmosis inversa como técnica de desalación por ser la de menor consumo energético. Este consumo es mucho menor en las desalobradoras, al ser menor su contenido salino. La desalobradora del Atabal (Málaga) fue construida para mejorar la calidad del agua de abastecimiento a la ciudad de Málaga y utiliza los recursos de los embalses de Guadalhorce y Guadalteba, en el río Guadalhorce, donde la salinidad del agua puede alcanzar 16 g/l, y del embalse del Conde de Guadalhorce, en el río Turón, además de sondeos que captan el acuífero aluvial del bajo Guadalhorce (Alaminos et al., 2006). Su capacidad es 50 hm³/año, con consumo energético comprendido entre 0,75 y 1,30 kwh/m³ en función del contenido salino del agua bruta. La desalobradora de Palomares, con cerca de 10 hm³/año de capacidad, es la más grande de las pequeñas desalobradoras de Andalucía y la más antigua. Se sitúa en el aluvial del río Almanzora, a un km del mar; se abastece de algunos de los sondeos de la comunidad de regantes que se habían salinizado con el transcurso del tiempo. Bien es cierto que tanto en el Campo de Cartagena como en el Campo de Níjar ha habido varios centenares de pequeñas desalobradoras que provocaron graves problemas ambientales con la eliminación del rechazo; aunque en la primera de las área muchas siguen funcionando (Aparicio *et al.*, 2017), en el Campo de Níjar están prohibidas (Pulido Bosch, 2014).



Figura 1. Situación de las principales desaladoras (círculos) y desalobradoras (triángulos)

Las desaladoras de Marbella (20 hm³/año), de la Costa del Sol, en Mijas (30 hm³/año), del Campo de Dalías o del Poniente (30 hm³/año), Carboneras 1 (42 hm³/año), Bajo Almanzora (20 hm³/año, aunque se perforaron varios sondeos litorales) y Barcelona se suministran directamente del agua del mar (toma abierta). Las restantes se suministran mediante sistemas que captan el acuífero litoral.

La planta desaladora de Almería, ubicada en el delta del río Andarax, tiene 50 000 m³/día de capacidad teórica de desalación, aunque nunca ha funcionado a su capacidad de diseño. El suministro de agua de mar se hace a partir de 19 sondeos. Su consumo teórico es de 4,205 kwh/m³. La planta de Rambla Morales, situada en el entorno del Parque Natural de Cabo de Gata y sobre el acuífero del Campo de Níjar se abastece mediante varios sondeos litorales.

De las restantes plantas desaladoras destacan las singulares tomas de la del Mojón en San Pedro del Pinatar (Murcia), también de la MCT, que se suministra mediante 20 PHD en abanico iniciados a 50 m de la costa y hasta 500 m de longitud que obtienen entre 100 y 140 L/s. Y la ya descrita de la Nueva Desaladora del Canal de Alicante, con el ingenioso sistema que incluye dos grandes cilindros de 35 m de diámetro, un túnel de 1 km de longitud y más de un centenar de drenes inclinados perforados bajo el nivel del mar (figura 2). Tal diseño pretendió eliminar las influencias previsibles sobre un humedal cercano de Agua Amarga si se utilizaban sondeos verticales.



Figura 2. Planta y sección esquemáticas del sistema de captación

4. Problemática

Tras los años de funcionamiento de muchas de estas desaladoras se está en condiciones de conocer la diferente problemática encontrada que vamos a tratar de sintetizar.

4.1. Sondeos verticales

Se trata predominantemente de perforaciones en materiales detríticos recientes que si son sometidos a elevadas extracciones pueden eventualmente favorecer la subsidencia del terreno a un ritmo algo superior que en régimen natural (Pulido-Bosch *et al.*, 2012). Asimismo existe el riesgo en este mismo tipo de terrenos que se produzca el desenrosque de algún tramo de tubería como consecuencia de los continuos arranques y paradas de las bombas. La solución técnica es sencilla: la colocación de un sistema que bloquee el giro de la tubería. También cabe la posibilidad de que se produzca el asentamiento del empaque grava bajo aislamiento de compactonic que podría hacer colapsar la obra. Se ha descrito igualmente la posible existencia de invasión "dulce" (Pulido Bosch *et al.*, 2002) o incorporación del agua dulce al bombeo al disminuir sensiblemente la carga hidráulica del agua de mar, con la consiguiente disminución de la salinidad del agua que llega a las membranas. De igual manera, parte de la salmuera de rechazo puede incorporarse al agua bombeada produciendo en este caso el aumento de la salinidad del agua bombeada.

4.2. PHD

Hay que destacar que esta técnica ha mejorado sensiblemente en los últimos años (Cirkel *et al.*, 2010), aunque los sistemas con más de una decena de años de antigüedad tenían la limitación insalvable de aplicación en materiales sueltos; además, el sistema de perforación del entubado solía permitir el paso de arenas y microorganismos. Si tenemos en cuenta que estas obras pueden superar los 500 m de longitud, el caudal extraído es pequeño en comparación con los sondeos verticales. Estos problemas han hecho que algunas de estas perforaciones a partir de un momento se hayan utilizado como "toma directa", es decir que se utilizaba como un tubo introducido en el mar que toma agua del fondo, sin ninguna filtración.

4.3. Túnel con drenes

Este procedimiento es muy costoso, como se desprende de su descripción. La dificultad de dimensionar adecuadamente los filtros hace que los arrastres puedan ser elevados. Como en cualquier sistema de captación, las afecciones mutuas hacen que el caudal de cada dren (25 a

4.4. Desalobradoras

El principal problema del suministro de estas plantas es la *dificultad para mantener la salinidad del agua bombeada, con aumento continuado en período seco* y con eventuales descensos bruscos en período lluvioso. Si además el rechazo no se elimina adecuadamente, la salinidad irá aumentando de manera continuada. La experiencia adquirida en este tipo de actuaciones en los Países Bajos les ha permitido mantener bastante constante la salinidad del agua mediante complejas mezclas de agua de muy diversa salinidad (Stuyfzand y Raat, 2010) a distintas profundidades y distancias, con obras verticales y horizontales (Zuurbier *et al.*, 2015).

La experiencia acumulada indica que hay procedimientos de captación que se salinizan por ascenso salino, conteniendo el agua salobre extraída una parte de agua dulce. En otros casos, el agua dulce y el agua salina se recogen por separado mediante dos pozos, con control preciso de las extracciones para mantener constante la salinidad del agua de alimentación a la planta, lo que es deseable. Otros sistemas captan el agua salobre mediante un pozo profundo con una pequeña fracción de agua dulce (Custodio, 2017).

5. Consideraciones finales

España tiene ya una larga experiencia en la construcción y puesta en funcionamiento de plantas desaladoras y desalobradoras, iniciada en las Islas Canarias y consolidada en el programa AGUA (MMA, 2005). Son más numerosas las plantas de tamaño grande y mediano que se suministran de agua de mar mediante pozos costeros, aunque también las hay con Perforaciones Horizontales Dirigidas, y algún sistema muy original como es un túnel, perforado con tuneladora, del que parten numerosos taladros que perforan bajo el nivel del mar y que conducen el agua a dos grandes cilindros en los extremos del túnel. También hay tomas abiertas y mixtas, que requieren muchos pretratamientos antes de pasar a las membranas.

Todos los sistemas tienen ventajas e inconvenientes, aunque parece que hay unanimidad en que para tamaños medios y pequeños los sondeos litorales son más favorables con diferencia (Sola *et al.*, 2013), a condición de hacer un diseño adecuado.

Referencias

- Aparicio, J., L. Candela, O. Alfranca, and J. L. Garcia-Arostegui. (2017): Economic evaluation of small desalination plants from brackish aquifers. Application to Campo de Cartagena (SE Spain): *Desalination*, 411: 38-44.
- Alaminos, F. et al., (2006): Desalación de aguas salobres para el abastecimiento de Málaga capital. Publicaciones IGME, Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas, 19: 11-35. Madrid.
- Alhama, I., Rodríguez-Estrella, T., Alhama F., (2012): Hydric restoration of the Agua Amarga saltmarsh (SE Spain) affected by abstraction from the underlying coastal aquifer. *Water Resources Management*, 26: 1763-1777.
- Baltanás, A. (2006): Spanish push for desalination: part of larger plan. Desalination, 99: 57-71.
- Cirkel DG, Van der Wens P, Rothuizen RD, Kooiman JW, (2010): Water extraction with HDD drillings One horizontal well for multiple vertical wells. *Land+Water, access via www.hddw.nl*
- Custodio, E. (2017): Salinización de las aguas subterráneas en los costeros mediterráneos e insulares españoles. En prensa. UPC-Aqualogy.
- Gille, D. (2003): Seawater intakes for desalination plants. Deslination, 156: 249-256.

MMA (2005): Programa AGUA. www.mma.es

Peters, T. Pintó, D y Pintó, D. (2007): Improved seawater intake and pre-treatment system base on Neodren technology. *Desalination*, 203: 134-140.

- Pulido-Bosch, A. (2014): Impact of irrigation on groundwater salinity. *Proceedings 3th International Salinity Forum*, Riverside, pp: 46-47.
- Pulido-Bosch, A., Vallejos, A. y Pulido-Leboeuf, P., edts. (2002): Los acuíferos costeros y las desaladoras. CAS, 319 p. ISBN 84-607-3936-8.
- Pulido Bosch, A., Pulido Leboeuf, P. y Gisbert, J. (2004): Pumping seawater from coastal aquifers for supplyng desalinations plants. *Geologica Acta*, 2: 99-109.
- Pulido-Bosch, A., Delgado, J., Sola, F., Vallejos, A., Vicente, F., López Sánchez, J. y Mallorqui, J. (2012): Identification of potencial subsidence related to pumping in the Almeria Basin (SE Spain). *Hydrological Processes*, 26: 73-74.
- Rodríguez-Estrella, T., Pulido-Bosch A. (2009): Methodologies for abstraction from coastal aquifers for supplying desalination plants in the south-east of Spain. *Desalination*, 249: 1088–1098.
- Shahabi, M.P., McHugh, A., Ho, G. (2015): Environmental and economic assessment of beach well intake versus open intake for seawater reverse osmosis desalination. *Desalination*, 357: 259–266.
- Sola F, Vallejos A, López Geta JA, Pulido Bosch A. (2013): The role of aquifer media in improving the quality of seawater feed to desalination plants. *Water Resour Manage*, 27: 1377-1392.
- Stuyfzand P, Raat K (2010): Benefits and hurdles of using brackish groundwater as a drinking water source in the Netherlands. *Hydrogeology Journal*, 18(1): 117-130.
- Voutchkov, N. (2004):Through study is key to large beach- well intakes. *Desalination and Water Reuse*, 14: 16-20.
- Zuurbier KG, Kooiman JW, Groen MMA, Maas B, Stuyfzand PJ. (2015): Enabling successful aquifer storage and recovery of freshwater using horizontal directional drilled wells in coastal aquifers. *J Hydrol Eng*, 20(3), B4014003.

APPROCHE MULTI-TRACEURS DES EAUX SOUTERRAINES POUR UNE MEILLEURE GESTION DE LA RESSOURCE DANS LES ZONES CÔTIÈRES: CAS DE L'AQUIFÈRE DE BOU-AREG (NADOR, MAROC)

V. RE Université de Pavie, Département de sciences la Terre et de l'environnement, Pavie, Italie. re.viviana@gmail.com

> N. EL AMRANI PAAZA Université Hassan 1^{er}, Département de Géologie Appliquée, Settat, Maroc. namiraelamrani@yahoo.fr

Abstract: The plain of Bou-Areg is located in the North-East of Morocco on the southern Mediterranean coasts. This plain is considered to be one of the largest irrigated perimeters in the province of Nador, which implies increasing demand for water for crop irrigation. In order to determine the origin of the groundwater salinity on the plain, a piezometric and hydrogeochemical campaign was carried out in February 2004. The piezometric evolution, for a period of ten years, showed a very decreasing trend. Pumping on the Bou-Areg plain contributed to this significant decrease of piezometric levels. The physicochemical result shows a groundwater softening on the plain due to the infiltration of the fresh waters coming from the mountain, the percolation of the precipitations and the return of irrigation. Based on this results and in order to identify the process related to agricultural activity and their impact on the groundwater quality of the Bou-Areg plain, two sampling campaigns were carried out and 61 water samples were collected in June and November 2010 and analyzed to: (1) monitor change on groundwater composition related to the use of irrigation water from different sources; and (2) assess the vulnerability of the aquifer. The isotopic composition obtained identifies clearly the sources of the recharge and the impact of irrigation. All this observations lead us to present an example of a multi-tracer approach for a better management of groundwater resources in coastal area.

Key words: Piezometry, hydrochemical and isotopic analysis, groundwater resources management, Bou-Areg plain, Morocco.

1. INTRODUCTION

La plaine de Bou-Areg est située au Nord-Est du Maroc sur les côtes méditerranéennes sud. Cette plaine est considérée comme l'un des plus importants périmètres irrigués du Maroc nord oriental.

Le bassin versant couvre 910 Km² dont 420 Km² pour les deux plaines de Bou-Areg et Gareb. La plaine du Gareb est un bassin allongé WSWENE séparé de la plaine du BouAreg située au NE par les plateaux pliovillafranchiens situés autour de Selouane, qui reposent sur les formations volcaniques des Beni BouIfrour (Fig. 1).

Cette plaine est limitée par le massif du Gourougou et les BeniBoulfrour au N et à l'W, par le piémont des Kebdana au S. L'aquifère de Bou-Areg est contenue dans des formations plio-quaternaires épaisses, de nature lithologique très variable, déposées dans un milieu mixte laguno-lacustre et continental. La plaine du BouAreg s'étend en croissant autour d'une lagune, la Sebkha de BouAreg, exutoire des eaux souterraines.

Le réseau hydrographique superficiel de la plaine est formé par des cours d'eau à écoulement temporaire qui ne fonctionnent que lors de fortes crues. Certains oueds se déversent directement dans la lagune (IRZI, 1987). Les cours d'eau temporaires arrivent rarement jusqu'à la mer, l'eau se perd auparavant par étalement et évaporation ou par infiltration dans la nappe phréatique (INANI, 1995). La nappe de Bou-Areg peut être considérée comme une cuvette où se déversent les eaux souterraines provenant des zones montagneuses et les eaux du Gareb à travers le couloir de Selouane (Chaouni, 2001).

La plaine de Bou-Areg est connue par une activité agricole très intense ou l'irrigation est assurée en grande partie par les eaux souterraines qui avec le canal de Bou-Areg (qui transfère les eaux du barrage Mohamed V situé sur l'oued Moulouya vers la plaine) constituent la principale source d'approvisionnement en eau à usage domestique, agricole et industriel. Cette demande croissante en eau peut en principe générer un rabattement important des niveaux piézométriques et par conséquence une intrusion d'eau marine dans les aquifères côtiers.



Figure 1. Localisations géographique et géologique de la plaine de Bou-Areg (Nador, Maroc) (modifiée d'après El Yaouti et al., 2009 in Re *et al.*, 2013)

2. Matériels et methodes

Dans le cadre du Projet A9/02 (M) de la Junte d'Andalousie (Espagne) entre le Laboratoire d'Identification et de Modélisation des Environnements Naturels (LIMEN) et l'Institut de l'Eau de l'Université de Grenade, dont le but était de déterminer l'origine de la salinité des eaux au niveau de la plaine de Bou-Areg, une campagne piézométrique et hydrogéochimique a été menée en 2004, elle a consisté en la reconnaissance générale du site, l'inventaire des points d'eau existants sur la plaine, la sélection (selon possibilité d'accès et d'échantillonnage) des puits et piézomètres pour l'étude, la mesure systématique de la profondeur de l'eau dans les ouvrages, l'échantillonnage d'eau (au niveau des piézomètres, puits, oued Selouane, canal d'irrigation et lagune de Bou-Areg) et la mesure des paramètres physiques (conductivité électrique, température et pH) in situ. Les analyses physico-chimiques ont été réalisées à l'Institut de l'Eau de l'Université de Grenade (Grenade, Espagne).

Sur la base des résultats obtenus dans ce projet et pour identifier les processus en relation avec l'activité agricole et leur incidence sur la qualité des eaux souterraines au niveau de la plaine de Bou-Areg, un projet a été mené en 2010 par l'Université Ca Foscari de Venise (UNIVE), Italie (IPA n. 4500115241 ; vendor n. 311495). Dans le cadre de ce dernier, deux campagnes de mesures et d'échantillonnage ont eu lieu et 61 échantillons d'eau ont été recueillies en juin et novembre 2010 et analysés pour: (1) suivre les changements de composition des eaux souterraines liées à l'utilisation d'eau d'irrigation provenant de différentes sources et (2) mettre en évidence les variations saisonnières afin d'évaluer la vulnérabilité de l'aquifère. Les analyses physico-chimiques ont été effectuées par chromatographie ionique au Laboratoire d'hydrochimie du Département des Sciences de la Terre et de l'Environnement de l'Université de Pavie (Italie). L'analyse des isotopes d'hydrogène a été mesurée par la réduction de l'eau par rapport au zinc métallique (Coleman *et al.*, 1982), tandis que l'oxygène 18 a été analysé par équilibrage eau-CO2 à 25°C (Epstein et Mayeda, 1953). Les deux résultats sont exprimés en % vs V-SMOW (Gonfiantini, 1978 ; Gonfiantini *et al.*, 1995) et les erreurs analytiques sont respectivement de ±1 et ± 0.1 %.

L'ensemble des études réalisées depuis 2004 nous mène à présenter un exemple d'approche multi-traceurs des eaux souterraines pour une meilleure gestion de la ressource dans les zones côtières.

3. Resultats et discussion

L'analyse piézométrique, pour une période de 10 ans (1993-2003) montre une évolution similaire pour l'ensemble des piézomètres; les rabattements des niveaux piézométriques sont continus, plus patents pour les piézomètres les plus proches de la lagune (Sebkha de Bou-Areg) (Fig. 2). En plus des pompages, le drainage de la nappe en aval contribue aussi à cette baisse piézométrique. Les résultats physico-chimiques obtenus lors de la campagne de 2004 montrent qu'au niveau de la plaine il y a un adoucissement des eaux de l'aquifère grâce aux infiltrations des eaux douces provenant des massifs montagneux, à la percolation des précipitations et au retour d'irrigation (El Amrani *et al.*, 2005) ce qui écarte la présence d'une intrusion marine dans la plaine.

La composition hydrochimique des eaux de la plaine reflète clairement la saisonnalité au niveau de l'aquifère. Deux périodes sont distinguées avec (1) précipitation importante et moindre irrigation (novembre à avril) et (2) faible précipitation et irrigation importante à partir du canal d'irrigation et des eaux souterraines (mai à octobre) (El Yaouti *et al.*, 2009). De même, on a observé qu'en novembre les eaux souterraines sont moins affectées par l'irrigation et montrent une composition qui reflète une interaction naturelle eau-roche.



Figure 2. Evolution piézométrique pour une série de puits au niveau de la plaine de Bou-Areg. A: puits proches de la lagune; B: puits à la limite plaine de Gareb-plaine de Bou-Areg. NP: niveau piézométrique



Figure 3. Effets de l'irrigation et de la saisonnalité sur la qualité des eaux souterraines. A: Irrigation importante à partirdu canal (•: retour d'irrigation, •: recharge par la rivière); B: Faible irrigation en période humide (▲: interaction eau-roche, ▲: mélange). Re et al. 2014)

Dans la partie centrale de la plaine, pendant la saison d'irrigation (A), la composition de l'eau souterraine est considérablement affectée par le mélange de l'eau du canal d'irrigation et par le retour d'irrigation. Pendant la saison humide (B) le processus d'Interaction eau-roche domine et aussi le mélange des eaux souterraines avec l'Oued Selouane (Fig. 3) (Re V., 2011).

La composition isotopique des eaux de la plaine identifie clairement les sources de la recharge et l'impact de l'irrigation et confirme les observations émanant de l'étude hydrochimique. Compte tenue de cette composition isotopique des eaux analysées et de la position des points par rapport à la ligne météorique mondiale (GMWL, Rozansky *et al.*, 1993), les échantillons sont tous enrichis en oxygène 18 mettant en évidence les processus d'évaporation et de mélange (Fig. 4). Pour Novembre 2010, les points sont plus proches de la GMWL, ce qui signifie qu'il ya une recharge importante par les précipitations ; aussi, au centre de la plaine, il ya un mélange des eaux souterraines avec les eaux de l'Oued Selouane. Pour Juin 2010, le nuage de points englobe aussi le point correspondant au canal d'irrigation ce qui confirme les irrigations à partir du barrage Mohamed V. L'éloignement de ces points par rapport à la GMWL indique qu'il y a une évaporation importante (Fig. 4).



Figure 4. Variation du δ^2 H et de δ^{18} O dans les eaux souterraines pour Juin (ronds) et Novembre (triangles) 2010 dans l'aquifère de Bou-Areg. GMWL: Global Meteoric Water Line (GMWL: δ^2 H = 8.17 δ^{18} O + 10.35 (Rozanski *et al.*, 1993)

4. Conclusion

L'analyse hydrochimique et la composition isotopique des eaux de la plaine identifient clairement les sources de la recharge et l'impact de l'irrigation au niveau de la plaine de Bou-Areg. Compte tenue de cela, en période humide (novembre 2010), il ya une recharge importante par les précipitations ce qui induit, au centre de la plaine, un mélange des eaux souterraines avec les eaux de l'Oued Selouane et en période sèche (Juin 2010), les irrigations se font à partir du barrage Mohamed V d'où un retour d'irrigation est visible sur toute la plaine et une recharge tout au long de la rivière Selouane.

REMERCIEMENTS

Cette étude a été partiellement soutenue par le Ministère Italien de l'Environnement, Terre et Mer, en tant que contribution au GEF UNEP/MAP comme Partenariat stratégique pour le grand écosystème marin de la mer Méditerranée (MedPartnership) sous la sous-composante exécutée par l'UNESCO-IHP sur la «gestion de l'aquifère côtier et des eaux souterraines». Les auteurs remercient tous les collègues qui ont contribué à ce projet de développement.

References Bibliographiques

Appelo C.A.J. (1996), Multicomponent ion exchange and chromatography in natural system. In P. C. Lichtner, C. I. Steefel and E. H. Oelkers (eds), *Review in Mineralogy 34*, 193-227.

- Chaouni A. (2001): *Etude hydrogéologique et hydrochimique de la plaine côtière de Bou-Areg*, Thèse de Doctorat, Laboratoire de Géologie Appliquée, University of Gent.
- Coleman, M.L., sheppard, T.J., Durham, J.J., Rouse J.E., Moore, G.R. (1982): Reduction of water with zinc for hydrogen isotope analysis. *Anal. Chem.* 54, 993-995.
- El Amrani-Paaza, N., Benavente, J., El Mabrouki, K., Hidalgo, M.C. et Larabi, A. (2005): Origine de la salinité des eaux au niveau de la plaine de Bou-Areg (Nador, Maroc). *Bulletin du GFHN, Milieux poreux et transferts hydriques n° 51*, pp. 85-90. ISSN: 0245-9493.
- El Yaouti, F., El Mandour, A., Khattach, D., Benavente, J., Kaufmann, O. (2009): Salinization processes in the unconfined aquifer of Bou-Areg (NE Morocco): A geostatistical, geochemical, and tomographic study. *Appl. Geochem.* 24(1), 16-31.
- Epstein, S., Mayeda, T.K. (1953): Variation of O18 content of waters from natural sources. *Geochim. Cosmochim. Ac.* 4, 213-224.
- Gonfiantini, R. (1978): Standards for stable isotope measurements in natural compounds. *Nature* 27. 534-536.
- Gonfiantini, R., Stichler, W., Rozanski, K. (1995): Standards and Intercomparison Materials Distributed by International Atomic Energy Agency for Stable Isotope Measurements: Reference and intercomparison materials for stable isotopes of light elements. *Proceedings of a consultants meeting held in Vienna*, December 1993, IAEA Technical Document 825.
- Inani I. (1995): Dynamique sédimentaire et état de la pollution dans la lagune de Nador, Faculté des Sciences-Rabat.
- Irzi Z. (2002): Les environnements du littoral méditerranéen oriental entre l'oued Kiss et le Cap des trois fourches, dynamique sédimentaire et étude d'impact des sites aménagés et l'analyse des associations de foraminifères benthiques de la lagune de Nador en relation avec leur écologie, Thèse Université Mohamed Premier, faculté des sciences, Oujda.
- Re V. (2011): Groundwater in urban coastal areas: hydrogeochemical based approach for managing the transition areas: the example of the lagoon of Nador (Morocco). PhD thesis, Ca' Foscari University of Venice. 170 p.
- Re V., Sacchi E., Martin-Bordes J.L., Aureli A., El Hamouti N., Bouchnan R., Zuppi G.M. (2013): Processes affecting groundwater quality in arid zones: The case of the Bou-Areg coastal aquifer North Morocco). *Applied Geochemistry* 34 (2013) 181-198.
- Re V., Sacchi E., Mas-Pla J., Menció A., El Amrani N. (2014): Identifying the effects of human pressure on groundwater quality to support water management strategies in coastal regions: a multi-tracer and statistical approach (Bou-Areg region, Morocco). *Science of the Total Environment*. Volume 500, 211-223 (DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.08.115).
- Rozanski K., Araguás-Araguás L., Gonfiantini R. (1993): Isotopic patterns in modern global precipitation. *Geophysical Monograph* 78, 1-36.

NUMERICAL MODELING OF GROUNDWATER AGE DISTRIBUTION IN MOTRIL-SALOBREÑA COASTAL AQUIFER (SE SPAIN)

J. P. SÁNCHEZ-ÚBEDA, M. L. CALVACHE & M. LÓPEZ-CHICANO Departamento de Geodinámica, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada. Campus Fuentenueva s/n, 18071, Granada, España. email: juampesu@ugr.es

P. ENGESGAARD

Department of Geosciences and Natural Resources Management, University of Copenhagen. Øster Voldgade 10, Copenhagen, Denmark

C. DUQUE Department of Geological Sciences, University of Delaware, Penny Hall, 255 Academy 9 Street, 19716 Delaware, USA Department of Geoscience, Aarhus University, Høegh-Guldbergs Gade 2 8000 Aarhus C, Denmark

R. PURTSCHERT Climate and Environmental Physics, University of Bern. Sidlerstrasse 5, 3012, Bern, Switzerland

Abstract: A mass and age transport numerical model of Motril-Salobreña coastal aquifer has been developed considering a new age dating survey with environmental tracers (³H-³He, ⁸⁵Kr, and ³⁹Ar). The method applied for the simulation of age transport was the direct age, which enables the direct simulation of the age defined as a transport specie. The model includes also variable density since saltwater encroaches from the sea boundary. The results of the model reproduce the saline wedge and the age distribution explaining the hydrodynamic processes in the discharge zone of the aquifer. The model describes the aquifer hydrogeological processes complementing the uncertainties of groundwater age dating, as well as the integration of other hydrogeological information from previous studies. The calibration based on the age dating yields a better fit of the advective-dispersive parameters than the common approaches using groundwater levels or concentrations and could be applied to other aquifers. This information will allow a better management of the water resources against the changes due to anthropogenic activity and climate change.

Key words: Groundwater age; Numerical modeling; Environmental tracers; Coastal aquifers; Saltwater intrusion

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

GROUNDWATER AGE DATING IN MOTRIL-SALOBREÑA COASTAL AQUIFER WITH ENVIRONMENTAL TRACERS (δ¹⁸O/δ²H, ³H/³HE, ⁴HE, ⁸⁵KR, AND ³⁹AR)

J. P. SÁNCHEZ-ÚBEDA, M. L. CALVACHE & M. LÓPEZ-CHICANO Departamento de Geodinámica, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada. Campus Fuentenueva s/n, 18071, Granada, España. email: juampesu@ugr.es

R. PURTSCHERT Climate and Environmental Physics, University of Bern. Sidlerstrasse 5, 3012, Bern, Switzerland

P. ENGESGAARD Department of Geosciences and Natural Resources Management, University of Copenhagen. Øster Voldgade 10, Copenhagen, Denmark

C. MARTÍN-MONTAÑÉS Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Alcázar del Genil 4, Edificio Zulema (bajo), 18006, Granada, España

> J. SÜLTENFUβ Institute of Environmental Physics, University of Bremen, Otto-Hahn-Allee, 28359, Bremen, Germany

> > C. DUQUE

Department of Geological Sciences, University of Delaware, Penny Hall, 255 Academy 9 Street, 19716 Delaware, USA Department of Geoscience, Aarhus University, Høegh-Guldbergs Gade 2 8000 Aarhus C, Denmark

Abstract: The Motril-Salobreña coastal aquifer (SE Spain) is under high anthropogenic pressure due to the changes in river infiltration, irrigation and pumping. There are several uncertainties regarding how groundwater flows from the recharge areas to the discharge areas, and how long groundwater circulates in the aquifer due to the presence of layers with different hydraulic conductivity. This study constrains the age distribution in the aquifer by dating water samples taken at three different locations (recharge sector, intermediate sector and discharge sector) and at variable depths. The environmental tracers used were $\delta^{18}O/$ δ^2 H, ⁴He, ³H/³He, ⁸⁵Kr, and ³⁹Ar. The groundwater dating allows to define the flow distribution and preferential flowpaths, to determine the mean groundwater residence times in the system and to establish the connection between age distribution and saltwater intrusion processes. Mean groundwater residence times range from recent to ~170 years, with the presence of young water in almost all the areas of the aquifer at a shallow depth and an age gradient at deeper locations in the discharge zone. The presence of the salt wedge increases the age mixing processes. The groundwater flow in the shallow part of the aquifer (0-50 m depth) turns out to be fast, with a residence time lower than 5 years, while the flow in the deeper parts (50-150 m depth) is slower and groundwater has at least 170 years.

Key words: Coastal aquifers; Environmental tracers; Groundwater dating; Mixing processes; Saltwater intrusion

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.
MULTI-TRACERS STRATEGY TO DEFINE A CONCEPTUAL MODEL FOR THE COASTAL AQUIFERS OF MEDITERRANEAN ISLANDS, CASE STUDY OF THE BONIFACIO AQUIFER (CORSICA, FRANCE)

S. Santoni E. Garel F. Huneau

University of Corsica, CNRS UMR 6134 SPE, Hydrogeology Dept., Campus Grimaldi, BP 52, F-20250 Corte, France, huneau@univ-corse.fr

Abstract: A hydrochemical and multi-isotope study was conducted to identify the flow paths, the recharge areas and the geochemical processes governing the evolution of groundwater in the Mediterranean carbonate coastal aquifer of Bonifacio (Corsica). The study is aimed at improving the hydrogeological conceptual model based on environmental tracer investigation tools to characterise and quantify the complex aquifer system. Hydrogeochemical parameters and isotope (δ^2 H, δ^{18} O, ³H) surveys of rainwater and groundwater have been carried out monthly during two years. A local meteoric water line has been defined and marine, terrestrial and anthropogenic influences on the recharge water hydrochemistry have been described. Preferential recharge during autumn/winter of rainfall is observed and depletion in the isotopic signature for some groundwater samples suggests a recharge at higher altitude from the surrounding granites. A modification of the input signal during infiltration through the unsaturated zone appears and the groundwater hydrochemistry displays differential variation in time and space, with the presence of inertial water bodies in the lower aquifer mainly. Dissolved anthropogenic gases CFCs and SF₆ were used to evaluate groundwater residence time. CFCs have been relevant despite the presence of a deep unsaturated zone and the computed rate of groundwater renewal is pluriannual to multi-decadal. Natural SF₆ was found in granites and has been used as a direct tracer of groundwater origin, highlighting its role in the aquifer lateral recharge. Strontium isotopes (87Sr/86Sr) were used to improve the knowledge on groundwater mineralization and mixing processes, and are relevant to confirm and quantify the granitic contribution to the aquifer recharge. To improve the quantification of the aquifer water balance terms, submarine groundwater discharges were also studied using aerial infrared images in conjunction with Radon and Radium isotopes (²²²Rn, ^{223,224}Ra).

Key words: Coastal aquifer, Recharge, Mineralization processes, Residence time, Flow path, Mixing, SGD, Conceptual model

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

1.6. TECHNICAL AND INNOVATIVE SOLUTIONS AND GROUNDWATER MANAGEMENT FOR ADAPTATION TO GLOBAL CHANGE

MULTICRITERIA DECISION AID FOR CHOOSING GROUNDWATER ARTIFICIAL RECHARGE SITES WITH TREATED WASTEWATER: CASE STUDY OF MORNAG AQUIFER

H. BEN BRAHIM

Laboratory of Applied Economic and Finance, University Carthage, Tunisia, hela_naji@yahoo.fr

FATEN JARRAYA HORRICHE Georesources Laboratory, Centre of Research and Water Technologies, BP273 Soliman 8020, Tunisia, faten.horriche@topnet.tn

FAIROUZ SLAMA

National School of Engineers of Tunis, Tunis El Manar University, Tunisia, fairouz.slama@gmail.com

Abstract: Aquifer recharge with treated wastewater (TWW) is considered as a climate change adaptation measurement. In this context, groundwater artificial recharge with TWW is planned in Mornag aquifer (North of Tunisia) in the frame of an integrated water resources management project in the governorate of Ben Arous. This recharge aims to overcome the problem of groundwater over-exploitation due to the increase of water demand. The recharge site selection depends on several criteria such as hydrogeological context, socio-economic parameters, accessibility, etc. It is recalled that four sites (from a set of 9 identified sites) were selected in a governmental study in 2008. The result of this selection was severely criticized by experts. In the present research, we proposed new criteria of sites selection based on recent scientific references in the specified subject. The methodology used for this aim is the Compromise Programming method combined with GIS tools. The results obtained from this study are different from the selected sites, made in the initial study. The sensitivity analysis indicates a change in site suitability due to varying weights according to the importance of each criterion. To address this problem, it is preferable to move towards the search for other sites for the implementation of TWW infiltration basins which satisfy the following criterions: unsaturated zone thickness, infiltration rate, aquifer transmissivity, land availability and proximity to drinking water wells.

Key words: Multicriteria, groundwater, artificial recharge, treated wastewater, Mornag aquifer

1. INTRODUCTION

The frequency of extreme weather events (drought or floods) are increasing because of climate change in most of the Mediterranean countries (Iglesias *et al.*, 2007). They influence water resources availability and enhance the gap between water supply and demand. For the last years, artificial recharge techniques were recognized as potential solutions adapting to this situation. As developed by El-Mansouri and El-Mezouary (2015), the excess water generated by floods on watersheds could be retained in basins to be injected into the aquifer reservoir after the identification of suitable sites for groundwater recharge. The question arising here is: what about regions characterized by inter-annual or seasonal droughts and consequently water shortages? How aquifers could be recharged in case of conventional water lack and no water excess? In this research, we focused on the recharge with treated wastewater (TWW) of the Mornag aquifer (located in Tunisia, north of Africa). We begin by outlining, according to scientific literature, the background of this technique and main criteria considered in recharge sites' choice. In the second section, we describe the study case then we roll out and discuss main results of the present research.

2. Background

The groundwater artificial recharge is a process helping to increase available groundwater resources. It secures water supply, to offset some effects of climate changes (Casanova *et al.*,

2012). There are many kinds of artificial recharge techniques: surface infiltration, vadose-zone or wells injection (Bouwer, 2002). Surface infiltration consists of letting water flow in streambed or in constructed or non-constructed basins allowing water infiltrates into the subsurface. The vadose-zone infiltration can be done by trenches or wells in the unsaturated zone by using performed pipeline. Injection wells can also be used for direct groundwater recharge generally for deep and/or confined aquifers. The main problem of the artificial recharge is the clogging of the infiltrating surface due to the suspended solids deposit and/or biomass. Thus, the water should be pretreated before using it for artificial recharge and regular drying of the surface infiltration must be carried out in order to minimize the clogging and maintain the same infiltration rates. The first two methods are widely used in Tunisia and an average of 40 MCM per year is used for artificial recharge (DGRE, 2012). The groundwater artificial recharge with conventional water started in Tunisia at the beginning of the 1970s. However, the artificial recharge with TWW is practiced only in two sites, Souhil since 1985 and Korba since 2008. Both projects, with the objective of preserving the aquifer against saline water intrusion, were most instructive in this regard.

3. SITE DESCRIPTION

3.1. Mornag aquifer

The Mornag plain is a coastal area of the Mediterranean Basin. It is located in the north of Tunisia and 20 km away south-east of Tunis (Fig. 1). It is characterized by an arid to semi-arid climate, an average temperature of 18°C and an annual rainfall of 450 mm. It is drained mainly by two intermittent wadis, the Meliane and El Hma, and it is characterized by a large irrigated area of 12000 hectares (Fougeirol *et al.*, 2012). During dry seasons, crops irrigation is provided from surface water, the Medjerda-Cap Bon (MCB) channel and the local dam, and mainly from groundwater resources, the Mornag multi-layer aquifer.

The Mornag aquifer of about 250 km², is formed by several geological layers from the Oligocene to the recent Quaternary (IGIP, 2011). Several rocks are recognized, such as sand, clay and sandstone. The shallow aquifer in the quaternary formation covers almost the Mornag plain in the central area. A Series of reliefs borders the plain in the east, such as the jebels Bougarnine and Ressas. The deep confined aquifer outcrops upstream and mainly in the Khelidia zone in the south, where the Oligocene sandstone overlays a large area. Vertical hydraulic leakance occurs between the different layers through many fracturing and faults characterizing the region. Groundwater is used for irrigation and drinking water supply since several decades by shallow and deep wells with a depth between 10-30 m and more than 100 m. The total groundwater resources are evaluated to about 15 MCM per year according to the groundwater flow model calibration in steady state (IGIP, 2012; Jarraya-Horriche *et al.*, 2016).

With the economic development, mainly the agriculture sector, an excessive water demand has increased the groundwater exploitation causing a piezometric depression exceeding sometimes 1 m/year in shallow and deep aquifers, mainly in the center of the Mornag plain and in Khelidia (IGIP, 2011). In fact, the groundwater exploitation in 2010 was about 44 MCM leading to a high water balance deficit. This situation was also the result of the rain decrease during several dry years causing a decrease of the aquifer recharge. Thus, a threat of seawater intrusion is suspected as a result of the inversion of the hydraulic gradient near the coast where the salinity exceeds 3-4 g/L. However, the groundwater salinity ranges between 1 and 2 g/L upstream, near the recharge area (IGIP, 2011).

Following the strong water demand and the local competitive context of Mornag plain between agriculture, drinking water supply and industrial use, an Integrated Water Resources Management (IWRM) project for the irrigated areas of Mornag was implemented and feasibility studies was elaborated in two steps (GFA, 2008; IGIP, 2011 and 2012). Among the proposed solutions, several sites of aquifer artificial recharge with Treated Waste Water (TWW) were investigated in order to surmount the groundwater balance deficit and to create a hydraulic barrier to stop the seawater intrusion.



Figure 1: Study area location

3.2. Treated Wastewater resources

The reuse of non-conventional water resources for the artificial recharge of Mornag aquifer can be a good solution since the TWW plant of south Meliane2 is located downstream of the plain. In addition, the TWW is now considered in Tunisia as an alternative non-conventional water resource to be used because of the shortage of conventional resources. The south Meliane2 TWWP currently processes 11 MCM per year according to secondary treatment process with a capacity of 14.6 MCM per year (IGIP, 2012). The average salinity of the TWW ranges between 1.1 and 2.2 mg/L which is considered globally acceptable to be used for artificial recharge. However, strict water quality control procedures will be implemented, in order to achieve compliance with the Tunisian standards and to enable farmers to re-pump a suitable water quality for irrigation for safety long period.

3.3. Research Broader

The artificial recharge of the Mornag aquifer with TWW was planed according to several steps. Firstly, an identification of suitable potential sites for the artificial recharge process was done, based on hydrogeology studies. Secondly, technical aspects related to the availability of nearby TWW, the transfer and the recharge method were elaborated. Finally, economic and social assessment was set up. According to the GFA study (2008), 9 sites were identified for artificial recharge with TWW and only four sites (Errisala, Ouzra, Sadira and INRAT) were selected, by using infiltration basins. In 2011, a second study was carried out by the group IGIP-BURGEAP-STE in order to deepen the previous study for the proposed sites and to predict the impact of the recharge with the respect of environmental and sanitary Tunisian standards.

4. Methodology

In order to help the decision-makers in choosing the best aquifer recharge sites with TWW, we used a systemic multicriteria decision making method which is the Compromise Programming (CP). This method focuses on finding the non-dominated alternative that is closest to ideal solu-

tion and thus by using some measure of distance (Zeleny, 1974). Distance measure used in CP is the family of L_p metrics

$$L_{p}(x) = \left[\sum_{k=1}^{n} W_{k}^{p} \left(\frac{f_{k}^{*} - f_{k}(x)}{f_{k}^{*} - f_{k}^{'}}\right)^{p}\right]^{\frac{1}{p}}$$
(1)

Where $L_p(x)$ the metric distance; W_k the weight associated with the k^{th} objective function (k = 1, 2,, n); $f_k(x)$ the value of the k^{th} objective function; the ideal value of the k^{th} objective function; the nadir or anti-ideal value of the k^{th} objective function; p a power parameter ($1 \text{ to } \infty$). Ben Brahim and Turki (2015) used this method to delimitate an irrigated perimeter with TWW. The same approach was followed in this work and we started by identifying the different sites as located in figure 2.



Figure 2: Location of the artificial recharge sites

In a second step, we studied the criteria considered in the selection sites of aquifer recharge process in the recent scientific literatures. Then, we added new criteria in the decision process that were not considered in the first sites choice study. For each site, we specified the corresponding score for all the criteria. We measured some of them, such as distance from WWTP and others, were exploited from the recent report of IGIP-BURGEAP-STE. In the last step of fulfilling the evaluation matrix, we asked the decision maker to weight criteria. The evaluation matrix, as presented in table 1, was the most complicated step of the multicriteria decision making paradigm.

	Criteria		Unit	Max/Mi n	Weight Wi	Errisala	Errisala 1	Ouzra1	Ouzra	INRAT	Salah Salem	Sadira	ASI	El Hma wadi
	NSZ thickness n			Min	10	20	20	10	10	10	15	10	15	15
technical	Infiltration rate	m/day	Max	8	5,4	11	7	7	0,25	3	7	0,03	0,542	
	Transmissivity	Shallow aquifer	m²/s	Max	7	0,0002	0,0003	0,0003	0,0004	0,0004	0,0004	0,0003	0,0003	0,002
	Tansmissivity	Deep aquifer	m²/s		7	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0005	0,0014	0,0004	0,004
	Gap between GW and TWW salinity		g/l	Max	8	0	0	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	1.6	0.1
	Drawdawn	Shallow aquifer	m/11001	Max	8	5	5	22	20	25	25	20	15	22
	Diawdowii	Deep aquifer	ni/year		8	25	30	30	35	20	30	20	15	20
	Proximity from drinking water boreholes and wells		km	Max	10	8,76	7,53	1,35	1,13	4,38	1,87	5,47	5,21	6,39
	Land availabilit	A-C	Max	7	А	Α	А	Α	Α	С	С	В	Α	
Eco	Slope	%	Min	7	1,62	0,75	0,29	0,34	0,33	0,44	0,35	0,22	0,66	
	Distance from T	Km	Min	5	10,8	8,7	11	11	13	11,7	7,8	6,4	12,5	
Envir	Distance from u areas	m	Max	8	1080	1800	1000	1300	800	3488	100	2249	300	
	Distance from r	km	Max	7	0,35	0,26	0,12	0,08	1,58	0,32	0,92	0,39	0,15	

Table 1: Evaluation Matrix

5. Results and discussion

The following table (table2) gives an idea about the rank of each site (action). This is an example helping to read table 2: For a very high aspiration level ($p=\infty$), the action 9 (El Hma wadi) is the closest site to the ideal solution which has best scores for all the criteria.

P=1		P=2		P=3		P=4		P=5		P=10		P=15		P=20		P=30		P=40		P=∞	
Action	lp-DI	Action	LP-DI	Action	LP-DI	Action	LP-DI														
4	6.50	7	2.21	7	1.59	7	1.37	7	1.26	6	1.09	6	1.04	6	1.01	9	0.99	9	0.98	9	0.97
5	6.69	4	2.29	4	1.66	4	1.43	6	1.31	7	1.10	9	1.05	9	1.02	6	1.00	6	1.00	6	1.00
9	6.71	8	2.32	8	1.66	8	1.43	8	1.31	9	1.11	7	1.06	7	1.04	7	1.026	7	1.01	7	1.014
7	6.74	9	2.33	9	1.68	9	1.44	4	1.31	8	1.124	8	1.073	8	1.05	8	1.029	8	1.020	8	1.015
8	6.91	5	2.38	5	1.71	6	1.45	9	1.32	5	1.126	5	1.075	5	1.052	5	1.032	5	1.022	5	1.017
2	7.29	2	2.43	6	1.72	5	1.45	5	1.33	4	1.128	4	1.080	4	1.058	4	1.0376	3	1.025	3	1.018
3	7.60	6	2.46	2	1.74	2	1.49	2	1.36	2	1.14	2	1.089	2	1.0632	3	1.0377	4	1.027	4	1.0222
6	7.62	3	2.52	3	1.78	3	1.51	3	1.37	3	1.15	3	1.09	3	1.0639	2	1.039	2	1.028	2	1.0226
1	9.02	1	2.79	1	1.91	1	1.59	1	1.43	1	1.18	1	1.11	1	1.08	1	1.05	1	1.04	1	1.03

Table 2. The rank of the 9 sites from the best solution (Action 9) to the worst one (Action 1)

The location of the proposed sites is given in the map (Fig. 2). According to the weight assigned to various criteria (Transmissivity, Non-saturated zone thickness, Infiltration rate, Gap between groundwater and TWW salinity, Piezometric drawdown, Proximity from drinking water supply wells, Land availability, Ground slope, Distance from WWTP, distance from urban area), alternatives were classified. El Hma Wadi and INRAT are the closest to the ideal sites. The sites Sadira, Salah Salem and Agricultural Sciences Institute won't be suitable for the implementation of artificial recharge techniques because they don't occur available and favorable lands. The remaining alternatives Errisala, Errisala 1, Ouzra and Ouzra1 were ranked the lowest. This result is due to non-adequate technical characteristics and the lack of available and favorable land criteria. According to the importance of each criterion, the sensitivity analysis indicates a change in site suitability due to varying weights.

6. CONCLUSION

The feasibility of groundwater artificial recharge depends on availability of hydrogeological suitable sites. A set of specific criteria such as unsaturated zone thickness, slope, infiltration rate,

closeness or distance from the urban areas, from treated wastewater plant, etc., were involved to locate suitable sites for artificial recharge. Parameters considered in selection of groundwater artificial recharge locations are diverse and complex. It is recalled that four sites were selected in the GFA study in 2008, for the implantation of infiltration basins which are Errisala, Ouzra, Sadira and INRAT. The results obtained gave a different classification of all the alternatives according to the weights associated for each criterion. Alternative A9 and A5 are the closest to the ideal solution. These alternatives correspond respectively to the El Hma Wadi and INRAT sites which seems the most suitable for artificial recharge by TWW. The sensitivity analysis indicates a change in site suitability due to varying weights according to the importance of each criterion. To address this problem, it is preferable to move towards the search for other sites for the implementation of TWW infiltration basins which satisfy the following criterions: unsaturated zone thickness, infiltration rate, transmissivity, land availability and proximity Boreholes and drinking water wells.

References

- Ben Brahim. H, Turki. S. Y. (2015). GIS based multicriteria decision analysis for the delimitation of an agricultural perimeter irrigated with treated wastewater; Agricultural Water Management, Volume 162, Décembre 2015, Pages 78-86.
- Bouwer, H. (2002): Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal* 10: 121-142.
- Casanova, J., Cagnimel, M., Devau, N., Pettenati, M. et Stollsteiner, P. (2013): Recharge artificielle des eaux souterraines: état de l'art et perspectives. ONEMA et BRGM, France, 217 p.
- DGRE (2012): Annuaire de recharge artificielle des nappes en Tunisie. Direction Générale des Ressources en Eau, Tunisie, 66 p.
- El-Mansouri, B. and El-Mezouary, L. (2015): Enhancement of groundwater potential by aquifer artificial recharge techniques: an adaptation to climate change. In: *Proceedings of the 11th Kovacs Colloquium "Hydrological Sciences and Water Security: Past, Present and Future*", IAHS, Paris, France, 155-156.
- Fougeirol, D., Jarraya Horriche, F. and Vollmer, K.R. (2012): Artificial recharge of Mornag aquifer (Tunisia) with reclaimed wastewater for irrigation purposes. In: *Conference Proceedings "Integrated Resources Management"*, Fraunhofer Verlag, Karlsruhe: 227-233.
- GFA (2008): Projet d'amélioration de la gestion intégrée des eaux des périmètres irrigués de Mornag. Etude de factibilité. Ministère de l'Agriculture et des Ressources Hydrauliques, Tunisie, 374 p. et 20 annexes.
- IGIP (2011): Projet de gestion intégrée des ressources en eau des périmètres irrigués de Mornag. Etude d'impact environnemental de la recharge artificielle de la nappe de Mornag par les eaux usées traitées. Rapport Phase 1. Ministère de l'Agriculture et des Ressources Hydrauliques, Tunisie, 316 p. et 16 annexes.
- IGIP (2012): Projet de gestion intégrée des ressources en eau des périmètres irrigués de Mornag. Etude d'impact environnemental de la recharge artificielle de la nappe de Mornag par les eaux usées traitées. Rapport Phase 2. Ministère de l'Agriculture et des Ressources Hydrauliques, Tunisie, 235 p. et 3 annexes.
- Iglesias, A., Garrote, L., Flores, F. and Marta, M. (2007): Challenges to Manage the Risk of Water Scarcity and Climate Change in the Mediterranean. *Water Resources Management*, 21: 775-788.
- Jarraya-Horriche, F., Mamou, A., Zargouni, F., Mizouri, M. and Fougeirol, D. (2016): Groundwater modeling and artificial recharge simulations in Mornag aquifer. In: Ducci, D. and Pettita M. *Congress abstract book*, Rendiconti online della Società Geologica Italia, Roma, 39 (1): p. 268.
- Zeleny M. (1974): Linear Multiobjective Programming, Springer, 220 p.

SOWING WATER IN MONCHIQUE MOUNTAIN: A MULTIDISCIPLINARY MAR PROJECT FOR CLIMATE CHANGE ADAPTATION

R.C. CARVALHO (&) T. CARVALHO R. SOUSA TARH Lda. Rua Forte do Monte Cintra núm. 1 2.º C 2685-140 Sacavém, Portugale-mail: rita.carvalho@tarh.pt S.Gil Câmara Municipal de Monchique. Travessa da Portela, núm. 2 8550-470 Monchique, Portugal

Abstract: This paper presents the objectives and some results of SOWAMO project, which took place between 2014 to 2017 in the Monchique Mountain, Southern Portugal, a region prone to forest fires and desertification. Since Monchique's population gets its water supply from groundwater, the main goal was to improve the system's resilience to Climate Change through the construction and implementation of a spreading Managed Aquifer Recharge system. A hydrogeological characterization of the area was performed, including infiltration tests, falling head tests and numerical modelling. The results suggest that induced recharge can effectively mitigate the impacts of climate change in an economically sustainable way. In the case of this project, it is expected an improvement of groundwater flow in the dry season of up to 35%.

Key words: Climate change, Managed Aquifer Recharge (MAR), Hard-rock hydrogeology, Southern Portugal

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: isbn.

REACTIVE TRANSPORT MODELLING FOR THE STUDY OF GEOCHEMICAL IMPACTS INDUCED BY SHALLOW GEOTHERMAL EXPLOITATION

ALEJANDRO GARCÍA-GIL Geological Survey of Spain (IGME), C/ Manuel Lasala núm. 44, 9.° B, 50006 Zaragoza, Spain a.garcia@igme.es Associated Unit in Earth Sciences IGME-UZ

EDUARDO A. GARRIDO SCHNEIDER Geological Survey of Spain (IGME), C/ Manuel Lasala núm. 44, 9.° B, 50006 Zaragoza, Spain garrido@igme.es Associated Unit in Earth Sciences IGME-UZ

JOSÉ Á. SÁNCHEZ NAVARRO University of Zaragoza (UZ), c/ Pedro Cerbuna 12, 50009 Zaragoza, Spain. joseange@unizar.es Associated Unit in Earth Sciences IGME-UZ

ENRIC VÁZQUEZ-SUÑÉ GHS, Institute of Environmental Assessment & Water Research (IDAEA), CSIC, Jordi Girona 18-26, 08034 Barcelona, Spainenric.vazquez@idaea.csic.es

MIGUEL Á. MARAZUELA CALVO GHS, Institute of Environmental Assessment & Water Research (IDAEA), CSIC, Jordi Girona 18-26, 08034 Barcelona, Spainenric. mamarazuela@outlook.com

> SYLVIA MUELA MAYA University of Zaragoza (UZ), c/ Pedro Cerbuna 12, 50009 Zaragoza, Spain. sylvia.muela@gmail.com

Abstract: The extensive implementation of shallow geothermal systems in urban aquifers is a matter of concern regarding groundwater quality and the long-term sustainability of geothermal systems. Quantitative assessment of the geochemical impact due to poor insulation of groundwater from atmospheric CO₉ partial pressure conditions in open-loop systems is presented. The use of two reactive transport models allowed to reproduce and explain the processes of chemical clogging and dissolution subsidence phenomena observed in the alluvial aquifer of the city of Zaragoza (Spain). The numerical models used couple groundwater flow, heat and solute transport in addition to chemical reactions involved. To achieve a more realistic approach, the permeability field in each model is updated over time as a function of the heterogeneous precipitation-dissolution reactions taking place in the process. The simulations show a spatial and temporal distribution of massive calcite precipitation accompanied by a reduction of the porosity-permeability in the proximities of the injection well depending on the existing hydraulic gradients and the magnitude of the CO₉ exolution process under atmospheric conditions. Finally, the efficiency of the reinjection wells over time under different injection scenarios is evaluated until total clogging occurs. Simulations showed that a reduction of the hydraulic conductivity forces a downward flow of the injected water. In cases where there is an evaporite basement this situation can lead to a dissolution of the basement itself, thus compromising the geomechanical stability of the terrain surrounding the well. The obtained results evidence the need to control the pressurization of the captation-injection system, the water level in the injection well and the adjacent control points as a good practice procedure in the management of efficiency and safety in the systems studied. In addition, the reactive transport models provide technical criteria for the design of groundwater sampling strategies to identify the geochemical processes producing the clogging of injection wells and to avoid possible collapses of the terrain.

Key words: Shallow geothermal energy, urban hydrology, reactive transport modelling, geochemical impacts.

1. Introducción

En la actualidad, laintensa explotación de recursos geotérmicos someros (<400 m de profundidad) en zonas densamente pobladas empieza a manifestar una situacióncon riesgo de insostenibilidad, incluso a corto plazo, si no se realiza un adecuado ordenamiento de las instalaciones involucradas (Eptinget al., 2013). Los sistemas de bomba de calor geotérmica que usan agua subterránea directamente para el intercambio de calor (sistemas abiertos) no son consuntivos, y el agua subterránea bombeada en la mayoría de los casos se devuelve al mismo acuífero del que se extrae. Diferentes autores han abordado los cambios en la calidad y composición química de las aguas subterráneas afectadas por la operación de bombas de calor geotérmicas (Abesser, 2010). Los procesos geoquímicos documentados, incluyendo reacciones químicas heterogéneas, han sido descritos como factores impulsores de pérdida de permeabilidad por obstrucción biológica/ mineralógica en pozos de retorno, abrasión o corrosión de bombas sumergibles y de precipitación de carbonatos y silicatos en tuberías y evaporadores. Además de la existencia de precipitados de calcita y sílice, otros procesos pueden afectar la eficiencia de lossistemas abiertosincluyendo la aparición de hidróxidos de hierroen coprecipitación con calcita, contribuyendo al proceso de obstrucción (Larroque y Franceschi, 2011). Además, Bustos Medina et al. (2013) estudiaron la formación de hidróxido de hierro resultante de la mezcla de agua subterránea de diferente potencial redox. Los autores concluyeron que la pérdida de eficiencia hidráulica por hidróxidos de hierro es potencialmente menos agresiva que la precipitación de calcita. En esta comunicación, nos centramos en el sistema carbonatado, componente principal de fenómenos de obstrucción química observados y de mayor relevancia en la mayoría de los casosdocumentados en la ciudad de Zaragoza (IGME-CHE, 2014). En este sentido, Garrido et al. (2016) proporcionaron información adicional sobre los efectos geoquímicos inducidos de la inyección en pozos de sistemas abiertos en un acuífero aluvial urbano con un basamento evaporítico.

Los objetivos de este estudio consisten en proporcionar un modelo geoquímico que cuantifique los riesgos relacionados con la reactividad de la matriz mineral en medios porosos y establecer una relación con la pérdida de eficiencia observada en el funcionamiento real de sistemas geotérmicos en circuito abierto. Adicionalmente se contempla evaluar la sensibilidad de las variables de estado necesarias para hacer un seguimiento de los procesos geoquímicos involucrados. Para ello se realizaron modelos de transporte reactivos sintéticos de un aprovechamiento geotérmico en circuito abierto en un acuífero aluvial urbano con distintos propósitos. El primer modelo desarrollado permite reproducir los procesos químicos que impulsan la pérdida de eficiencia de los pozos de explotación a una escala de doblete de pozo, mientras que el segundo modelo está diseñado para reproducir la interacción entre los pozos de inyección y un basamento de naturaleza evaporítica.

2. Modelos de transporte reactivo

La geometría de un doblete de pozo que interactúa con el basamento rocoso en un acuífero aluvial monocapa es esencialmente un problema 3D. Sin embargo, de acuerdo con los objetivos del estudio, la simetría del problema hidráulico nos permitió considerar dos diferentes modelos de transporte reactivo 2D para reproducir campos de flujo análogos sin perder precision. Las gravas y arenas que configuran un acuífero aluvial presentan en general una mineralogía dominada por calcita y cuarzo. El substrato considerado en este estudio consiste en depósitos evaporíticos de yeso y margas. El equilibrio de la calcita es función de la presión de CO_2 , y la exolución de CO_2 puede ocurrir durante la reinyección en sistemas abiertos. Como los valores de en el agua subterránea oscilan entre 10^{-2} a $10^{-1.5}$ bar y dado que la en la atmósfera alcanza $10^{-3.5}$ bar, se espera que la exolución de CO_2 se produzca cuando el agua subterránea sea expuesta a condiciones atmosféricas. Esto puede ocurrir durante el funcionamiento de los sistemas geotérmicos en sistema abierto. Especialmente, durante la inyección de agua subterránea en aprovechamientos de sistema

abierto que utilizan el método de caída libre en pozos con anulares abiertos. En este contexto se produce una agitacióndel agua en contacto con la atmósfera favoreciendo el intercambio de CO_2 . Además, algunas instalaciones incluyen aljibes para la acumulación de agua subterránea bombeada sin ningún tipo de coberturapermitiendo un contacto directo con la atmósfera antes de la inyección. Esto puede representar una liberación de CO_2 adicional.

El primer modelo considera los efectos geoquímicos de un doblete de pozospertenecientes a un sistema geotérmico generalen circuito abiertoy visto en planta (Fig. 1). El modelo aprovecha la simetría del problema y sólo se resuelve la mitad del dominio del problema (400x800 m) dividiendo la tasa de bombeo por dos. El dominio modelado es de 200x800 m discretizado en una malla de elementos finitos no estructurados con 2.593 nodos y 4.913 elementos triangulares. La malla se refina hacia el área de doblete de pozo. El modelo simula 10 años de explotación y se utilizó un paso de tiempo de 1 día.

Las condiciones de contorno impuestas se muestran en la Fig. 2A. Los límites superior e inferior representan una línea de flujo con condición límite de Neumann, con un flujo nulo hacia el dominio. Para los límites de la línea izquierda (línea roja) y derecha (línea azul) se adoptó una condición Dirichlet de nivel prescrito para representar el gradiente hidráulico regional. La magnitud del gradiente hidráulico regional determinará la relación de mezcla entre el agua reinyectada y el agua subterránea en el acuífero. Para este parámetro se realizó un análisis de sensibilidad considerando gradiente de 10⁻⁷ y 2.35·10⁻³. Se consideró una zona de alta permeabilidad (10⁷ m·día⁻¹) para conectar las zonas de captación y reinyección. En el centro de esta conexión, la bomba de calor está representada por dos flujos constantes prescritos (Neumann) de 10 L·s⁻¹que actúan como sumidero (punto azul) y fuente (puntos rojos). El caudal corresponde a la mitad (suposición de simetría) de las tasas de captación e inyección comunes en este tipo de instalaciones. Se consideró una zona de muy baja permeabilidad de 10⁻⁷ m·día⁻¹para impedir conexiones hidráulicas directas entre el punto que actua de sumidero y el de fuente, y entre la zona acuífera y las tuberías. La conductividad hidráulica inicial del acuífero fue de 245 m·día-1. La solución inicial de agua subterráneaconsiderada para el acuífero aluvial se encontraba en equilibrio con calcita. A la izquierda (línea roja), la misma composición que la solución incial se impuso al agua subterránea regional entrante. Las dispersividades longitudinales y transversales fueron 1 y 0,2 m. La porosidad inicial considerada fue de 0,15. Las dispersividades térmicas y para el trasporte de soluto se consideran idénticas. No se consideró difusión molecular para el dominio excepto para la zona de alta difusión simulando la bomba de calor, que se estableció en 10 m²·s⁻¹ para asegurar que la composición química del agua de salida de la "bomba de calor" coincidía con la existente en la zona de captación en cada tiempo de cálculo. En la zona de alta permeabilidad correspondiente a la zona de inyección, se impusieron diferentes al agua entrante. Para realizar un análisis de sensibilidad de los efectos de reinyección a caída libre debido a la presión de CO₉ (sin considerar el reequilibrio de O₉), se impusieron presiones parciales de CO₉ de 10^{-1.65}, 10^{-3.6} y 10^{-3.5} bar. Las propiedades térmicas se consideraron homogéneas para todo el dominio (capacidad calorífica volumétrica de 2,2·106 J·m⁻³ K⁻¹, conductividad térmica de 2,5 W m⁻¹K⁻¹ y porosidad efectiva de 0,15). Se adoptó una temperatura inicial de 17 °C. Se prescribió una temperatura de 17 °C en los nodos de la condición contorno de entrada de agua regional y se prescribió una temperatura de 24 °C para el pozo de inyección.



Fig. 1. Dominio en planta del modelo conceptual del doblete de pozo de un sistema de explotación geotérmico en sistema abierto y la malla de elementos finitos utilizada en el modelo de transporte reactivo



Fig.2: Condiciones de contorno y la malla de elementos finitos utilizada en el modelo de transporte reactivo en planta (A) y en sección transversal (B)

El segundo modelo consiste en una aproximación 2D en seccióntrasversal para reproducir un tubo de flujo (Fig. 1) de salida desde la inyección para determinar las interacciones entre el proceso de reinyección y el basamento evaporítico del acuífero. En este caso, el dominio modelado fue 25x100 m discretizado en una malla de elementos finitos no estructurados con 2.392 nodos y 4.607 elementos triangulares (Fig. 2B). En el dominio se consideró un espesor de acuífero de 20 m y los primeros 5 m de basamento evaporítico. La malla se refinó hacia el pozo de inyección y la superficie de discontinuidad acuífero-basamento. La re-inyección se simuló en esta sección transversal usando una zona de alta permeabilidad (10⁷ m·día⁻¹) que representa el pozo de inyección con un radio de 0,3 my un flujo prescrito en la parte superior de esta zona. La tasa prescrita impuesta fue de 2,44 L·s⁻¹, representando ¹/₄ de la tasa de re-inyección utilizada en el primer modelo según los 4 tubos de flujo generados (Fig. 1). A la derecha (línea azul), se utilizó una condición de contorno de nivel prescrito calibrado (0,08 m) para representar el flujo de salida del sistema, permitiendo que el agua inyectada saliera del dominio estudiado con el mismo gradiente hidráulico simulado en el modelo anterior. Las condiciones iniciales correspondieron a un nivel cero y a una solución en equilibrio con calcita para el dominio modelado. Para el basamento evaporítico de baja permeabilidad, se asumió como agua intersticial inicial una solución equilibrada con yeso. El acuífero tuvo la misma parametrización y la misma discretización de tiempo descrita para el anterior. La solución inicial en equilibrio con calcita es equilibrada con la atmósfera y se impuso condición de contorno en el punto de inyección. Se asumióuna dispersividad vertical de 0,2 m constante en el dominio e igual a la dispersividad transversal adoptada en el modelo anterior. Las propiedades térmicas también se consideraron homogéneas para todo el dominio basándose en

los mismos valores adoptados en el anterior. Se impuso una temperatura inicial de 17 °C en todo el dominio y una temperatura de 24 °C en el nodo donde se impuso el flujo prescrito

Código RetrasoCodeBright (Saaltink et al., 2004) de transporte reactivo fue utilizado para resolver el problema de transporte reactivo multisoluto bidimensional. Este código puede resolver simultáneamente los flujos de agua subterránea junto con el transporte de solutos y calor además de las reacciones geoquímicas necesarias para calcular los procesos de disolución/precipitación. Se consideró el acoplamiento entre la temperatura y las concentraciones de solutos a través de la consideración de los efectos de la temperatura en la termodinámica y velocidades de reacción. Además, se consideró la modificación en la porosidad y permeabilidad como resultado de la disolución o precipitación de minerales. La variación de la porosidad modifica la permeabilidad en las simulaciones de acuerdo con el modelo de Kozeny (Kozeny, 1927). Por otro lado, se aplicó un enfoque cinético en el caso del yeso de acuerdo a Raines y Dewers (1997). La ley cinética de precipitación para la calcita se obtuvo de Inskeep y Bloom (1985).

3. Fenomenos de pérdida de porosidad-permeabilidad y subsidecia por disolución del basamento evaporítico

El primer modelo de transporte proporcionó distribuciones plausibles de precipitación de calcita en el área del pozo de inyección (Fig. 3). Los resultados muestran que los gradientes hidráulicos bajos producen bajos niveles de precipitación de calcita debido a la recirculación de las aguas subterráneas en el sistema. Esto puede considerarse una ventaja desde un punto de vista químico, pero los efectos térmicos relacionados son totalmente desaconsejables ya que la configuración resultante del sistema geotérmico abierto es ineficiente debido a un problema de autointerferencia térmica. Incluso cuando los gradientes hidráulicos se duplican, la distribución espacial de los precipitados de calcita (Fig. 3B y Fig. 3C) y las tasas de precipitación serán casi idénticas. Esto se explica por la relación de flujo de inyección-flujo regional. Cuando la cantidad de agua subterránea bombeada no es satisfecha por el flujo de agua subterráneo regional entrante, el agua inyectada fluye hacia el pozo de captación y surge un cortocircuito hidráulico. Como consecuencia, se produce una recirculación continua de agua inyectada dentro del sistema de doblete de pozo. Por otro lado, laexolución de CO₂es un factor impulsor responsable del colapso químico del sistema de inyección (Fig. 3C y Fig. 3E). El sistema se vuelve muy sensible a esta variable y las tasas de precipitación aumentan proporcionalmente. Los resultados del modelo de transporte reactivo muestran que sin ningún efecto de temperatura, la liberación de dióxido de carbono de las aguas subterráneas bombeadas es susceptible de causar el colapso químico del sistema. Además, las aguas subterráneas con mayores niveles de CO₂ responderán de manera más agresiva y el proceso será más rápido.



Fig. 3. Distribución espacial de precipitados de calcita (A, C y E) y reducción de la porosidad (B, D y F) para el área del pozo de inyección después de 10 años de explotación simulada para diferentes escenarios de gradientes hidráulicos y grados de equilibrio con CO₂atmosférico

El segundo modelo de transporte reactivo explica los efectos de la presencia de un basamento evaporítico en un acuífero aluvial somero explotado por sistemas abiertos. Se ha demostrado que la precipitación de calcita alrededor de un pozo de inyección provoca un flujo de agua hacia abajo, que favorece la disolución del yeso (Fig. 4A). La disolución del yeso ocurre a lo largo de la discontinuidad acuífero-basamento (Fig. 4B) hasta que alcanza una zona de descarga (condición Dirichlet del modelo), y entonces la mayor parte del agua circula a través de pautas de flujo preferencial. Este proceso se mantiene hasta que el calcio liberado por la disolución de yeso causa una alta precipitación de calcita (efecto de ion común) al comienzo de la vía de flujo preferencial en el fondo del pozo, y es entonces cuando se produce el colapso químico del sistema.



Fig. 4. Corte transversal de un tubo de flujo (Fig. 1) que muestra la distribución espacial de los precipitados de calcita (A) y la disolución de yeso (B) obtenidos del modelo de transporte reactivo en sección trasversal

4. Conclusiones

Los mecanismos que causan la pérdida de eficiencia en sistemas abiertos son la exolución de CO₃ durante la reinyección combinada con un proceso de transporte advectivo-difusivo en el acuífero. Los resultados dependen de dos variables gobernantes involucradas: gradientes hidráulicos e intercambios con CO₉ atmosférico. Para un sistema de circuito abierto que trabaja bajo una configuración de doblete de pozo libre de recirculación de agua, diferentes gradientes hidráulicos regionales no afectan significativamente las distribuciones espaciales y las tasas de precipitación de calcita. Cuanto mayor sea el nivel de intercambio de CO₉ disuelto con la atmósfera, mayor será la cantidad de calcita precipitada. Las tasas de precipitación bajas o nulas ocurren a 0-68% de equilibrio parcial con el contenido de CO₉ en la atmósfera para los casos estudiados. Por encima del 68%, las tasas de precipitación son significativamente más altas y aumentan en 13±1 mol·m⁻³·año⁻¹ por 1% del aumento de equilibrio con los contenidos atmosféricos de CO₃. Los cambios en la temperatura del agua de inyección causan cambios relativamente pequeños en la cantidad de calcita formada. El modelo de transporte reactivo puede utilizarse para explicar el colapso químico del sistema de pozos de inyección y la subsidencia por disolución. La existencia de un basamento evaporítico combinado con un equilibrio parcial o total de CO2 de agua subterránea bombeada con la atmósfera produce una secuencia compleja de subprocesos geoquímicos que causa el colapso químico del sistema de inyección. Estas conclusiones sirven como una advertencia de las consecuencias del aislamiento inadecuado del agua subterránea extraída de las condiciones superficiales durante el funcionamiento de los aprovechamientos y de los riesgos asociados con la inyección realizada con el método de caída libre.

Referencias

- Abesser, C. (2010): Open-loop ground source heat pumps and the groundwater systems: A literature review of current applications, regulations and problems. In: Council, N.E.R. (Ed.). British Geological Survey Nottingham, pp. 31.
- Bustos Medina, D.A., van den Berg, G.A., van Breukelen, B.M., Juhasz-Holterman, M. y Stuyfzand, P.J. (2013): Iron-hydroxide clogging of public supply wells receiving artificial recharge: near-well and in-well hydrological and hydrochemical observations. *Hydrogeology Journal*, 21(7): 1393-1412.
- Epting, J., Händel, F. y Huggenberger, P. (2013): Thermal management of an unconsolidated shallow urban groundwater body. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 17(5): 1851-1869.
- Garrido, E., García-Gil, A., Vázquez, E. y Sánchez-Navarro, J. A. (2016): Geochemical impacts of groundwater heat pump systems in an urban alluvial aquifer with evaporitic bedrock. *Science of the Total Environment*: 544, 354-368.
- IGME-CHE (2014): Análisis del impacto térmico generado por los pozos de climatización en las aguas subterráneas de la ciudad de Zaragoza. 401 pp. Inédito.
- Inskeep, W.P. y Bloom, P.R. (1985): An evaluation of rate-equations for calcite precipitation kinetics at pCO_2 less than 0.01 atm and pH greater than 8. GeochimicaEtCosmochimicaActa, 49(10): 2165-2180.
- Kozeny, J. (1927): Uber kapillareleitung der wasser in boden, Sitzungsber. AkadWiss Wien, 136: 271-306.
- Larroque, F. yFranceschi, M. (2011): Impact of chemical clogging on de-watering well productivity: numerical assessment. Environ. Earth Sci., 64(1): 119-131.
- Raines, M.A. y Dewers, T.A. (1997): Mixed transport reaction control of gypsum dissolution kinetics in aqueous solutions and initiation of gypsum karst. Chem. Geol., 140(1-2): 29-48.
- Saaltink, M., Batlle, F., Ayora, C., Carrera, J., Olivella, S. (2004): RETRASO, a code for modeling reactive transport in saturated and unsaturated porous media. Geologica acta 2 (3), 235-251.

USEFULNESS OF A GROUNDWATER TEMPERATURE BASELINE MONITORING NETWORK FOR THE IDENTIFICATION OF THERMAL INTERFERENCES AMONG SHALLOW GEOTHERMAL EXPLOITATION SYSTEMS IN URBAN ENVIRONMENTS

E. GARRIDO SCHNEIDER Instituto Geológico y Minero de España. Unidad de Zaragoza. C/Manuel Lasala 44, 9°B, 50.006 Zaragoza. e.garrido@igme.es Unidad Asociada en Ciencias de la Tierra IGME-UZ

A. GARCÍA-GIL Instituto Geológico y Minero de España. Unidad de Zaragoza. C/Manuel Lasala 44, 9°B, 50.006 Zaragoza. a.garcia@igme.es Unidad Asociada en Ciencias de la Tierra IGME-UZ

C. ARRAZOLA MARTÍNEZ Confederación Hidrográfica del Ebro. Paseo Sagasta 24-26, 50071 Zaragoza. carrazola@chebro.es

O. ESCAYOLA CALVO Confederación Hidrográfica del Ebro. Paseo Sagasta 24-26, 50071 Zaragoza. oescayola@chebro.es

J. A. SÁNCHEZ NAVARRO Unidad Asociada en Ciencias de la Tierra IGME-UZ Dpto. de Ciencias de la Tierra. UZ. Plaza. S. Francisco. s.n., 50.009 Zaragoza. joseange@unizar.es

Abstract: The growing demand for renewable energy in urban environments has triggered the implementation of numerous geothermal exploitation systems. In the case of groundwater heat pump systems, an injection of pumped groundwater with different energy properties from those of the aquifer extracted occurs. Consequently, a thermal impact within the urban groundwater body develops. Moreover, high density of installations in the same area entails a risk of thermal interference between them. In order to control the qualitative state of the water bodies and to guarantee a minimum of rights for groundwater users, a geothermal monitoring network has been established in the city of Zaragoza. The Geological Survey of Spain (IGME), in collaboration with the Ebro Hydrographic Confederation (CHE), operates such monitoring network composed of 45 points covering the whole metropolitan area. A total number of 37 monitoring points are being continuously monitored using automatic data loggers, with 17 of them corresponding to totally penetrating new construction piezometers. Uninterruptedly data collection for more than 10 years has proved its utility, allowing to: (1) characterize the aquifer background temperature, (2) identify the urban heat island effect, (3) observe heat plumes of different geothermal systems, (4) monitor the thermal interferences between systems, and (5) monitor the chemical quality of the urban aquifer. The use of high resolution data obtained from this control network, together with data of the exploitation regime of geothermal utilization and the use of numerical models of flow and heat transport have allowed to reproduce the thermal regime of the aquifer. All of this is serving as a basis for informing and assisting the local water authority during the administrative procedure for authorization of thermal discharges, for its monitoring and control.

Key Words: Geothermics, temperature, thermal impact, Zaragoza, monitoring network, management.

1. Introducción

El impulso a la utilización de energías renovables y eficientes en el seno de la Unión Europea se ha traducido en un crecimiento de los sistemas geotérmicos someros que aprovechan el agua subterránea como recurso energético. Además, la localización muy próxima de estos recursos a un número importante de núcleos de población ofrece una oportunidad única para mejorar la eficiencia energética en nuestras ciudades. No obstante, la escasa e irregular introducción de esta tecnologíaen Españajunto con una ambigua tipificación de los aprovechamientos como de uso industrial ha favorecido que la mayoría de ellos y de sus potenciales impactos hayan pasado inadvertidos a los gestores del agua. Aisladamente, los sistemas abiertos no generan una afección significativa, perohay que empezar a considerar impactos de diferente naturaleza y alcance si se instalan próximos entre sí o se agrupan en áreas sensibles a las aguas subterráneas como son los medios urbanos. A medida que se incremente el uso de los recursos hídricos subterráneos para satisfacer necesidades energéticas presentes o futuras o para la climatización de edificios, es previsible que aumente el número e intensidad de los conflictos entre usuarios del agua subterránea en las ciudades (García-Gil et al., 2015).Como consecuencia, por ejemplo, la temperatura de las aguas subterráneas ha aumentado significativamente en ciudades como: Basilea, Cardiff, Berlín, Winnipeg oZaragoza (Bonsor et al., 2015; Farr et al., 2017; Garrido et al., 2010; Henning and Limberg, 1995). En este sentido, la consideración energética de los recursos hídricos y la vulnerabilidad de los acuíferos a los cambios térmicos como resultado de los vertidos procedentes de los aprovechamientos para climatización con bombas de calor, sugiere la necesidad de contar con redes de observación y control específicamente diseñadas al seguimiento térmico, que reúnan características adecuadas en cuanto su naturaleza, propósito y densidad, además de ser útiles a las administraciones encargadas de la gestión del agua.

Pese a que la implantación de redes urbanas de control pueda estar en mayor o menor medida extendida en muchas ciudades no lo es tanto, sin embargo, el que los datos recopilados por ellas pasen a los gestores del agua y mucho menos a los planificadores urbanos. Y todavía menos si lo que se pretende es el uso sostenible de recursos geotérmicos poco profundos, donde las regulaciones apenas existen o se limitan a la máxima de "el primero en llegar, el primero en servirse" (Bonsor*et al.*, 2015).

La Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Instituto Geológico y Minero de España (IGME), conscientes del surgimiento de una nueva problemática que podría impedir alcanzar el cumplimiento de los objetivos de calidad de la masa de agua subterránea y de ser origen de conflictos entre diferentes usuarios del agua subterránea en la ciudad, han firmado sendos Convenios de colaboración en 2009 y 2015 con el objetivo de mejorar el conocimiento sobre la afección de estos sistemas, desarrollar mecanismos que permitan gestionar nuevas concesiones para climatización y la autorización de vertidos térmicos con criterios objetivos (IGME-CHE, 2014). Entre las actuaciones contempladas figura la construcción de piezómetros para una red de control,que contribuyen al control térmico del acuífero y al seguimiento del impacto generado por los vertidos de sistemas geotérmicos.

2. Diseño de la red geotérmica urbana

Con cerca de 700.000 habitantesZaragoza se consolida, gracias a su emplazamiento sobre un aluvial altamente productivo, como una urbe con un elevado grado de implantación de tecnología de intercambio térmico, donde la potencia instalada podría cuadruplicar las primeras estimaciones (Garrido *et al.*, 2010) alcanzandohoy los 110-120 MWt, capaz parasuministrarunos 67 MWt de frío en verano. En 2017, el número de instalaciones catalogadas se eleva a 73, involucrando cerca de 190 pozos solo en el casco urbano de la ciudad, de los que 76 responden a pozos de vertido. Estos reciben aguas de devolución de sistemas de climatización a temperaturas extremas, generalmente entre 10 y 36 °C (puntualmente incluso más de 41 °C), con saltos térmicos del orden de -7 a 20 °C, con valor promedio de unos 8 °C (IGME-CHE, 2014). Estos valores extremos de utilización y régimen térmico del agua subterránea sugieren un importante impacto sobre la temperatura del acuífero. El funcionamiento continuado durante más de 25 años de algunos sistemas y el uso intensivo del acuífero en la última década está generando la formación de plumas de afección térmica quemuestran una elongación superior al kilómetro de longitud en las isotermas de impacto de un grado centígrado, e islas de calor, formadas por coalescencia de plumas de afección en zonas con alta densidad de aprovechamientos, generalmente en el centro urbano. Los efectos negativos pueden,no obstante, ser observados, controlados y minimizados gracias a la implantación de una red de control geotérmica y a una gestión eficaz de los aprovechamientos geotérmicos. Además, los datos que se obtienen ayudan a desarrollar los modelos de flujo y transporte de calor, necesarios para calcular simulaciones del impacto térmico en diferentes escenarios de gestión o de planificación del uso de los recursos. Para ello es necesario tener una red específicamente diseñada y construida, que contemple al menos: el esquema hidrogeológico del acuífero, la particularidad del problema térmico, la dimensión de la afección, la escala de la ciudad, la evaluación del riesgo, la resolución de las interpretaciones (cartografías, hidrogramas, etc.). Complementariamente, en la gestión de los recursos geotérmicos del acuífero, es imprescindible sumar la mayor información posible referida a los regímenes de explotación de los aprovechamientos geotérmicos, concretamente a las temperaturas y caudales en cada uno de los pozos de explotación y de vertido, que deben ser en sí mismo requisito ineludible en el procedimiento para la concesión de explotación y la autorización del vertido correspondiente.Pero, ¿qué resultados puede ofrecer y se espera de una redde control geotérmica? Una respuesta sintética puede incluir los siguientes ítems:

- a) Localización y alcance de las plumas térmicas.
- b) Determinación de las temperaturas inalteradas o de fondo del acuífero.
- c) Evolución espaciotemporal del impacto térmico.
- d) Niveles de transmisión preferente del calor en el acuífero.
- e) Facilitar el cálculo y calibración de parámetros térmicos del acuífero: conductividad térmica, dispersividad térmica ycapacidad calorífica.
- f) Prever tiempos de respuesta ante episodios de contaminación térmica.
- g) Indicaciones sobre distancias adecuadas entre distintos aprovechamientos geotérmicos que eviten o minimicen la aparición deprocesos de interferencia térmica.
- h) Ratificar el régimen de explotación de los aprovechamientos controlados a partir de la afección hidráulica y térmica de las extracciones y vertidos.
- i) Control y seguimiento de la composición química y calidad microbiológica.
- j) Permitir el control de áreas restringidas o de temperatura limitada.
- k) Proporcionar datos para la modelización y la simulación del flujo y transporte de calor.
- 1) Valorar la influencia de la dinámica y régimen térmico fluvial sobre el acuífero.



Figura 1. Red urbana para control geotérmico de aguas subterráneas en Zaragoza

La red geotérmica de Zaragoza consta de 45 puntos de control (Fig. 1). Toma como referencia puntos de una red primigenia establecida en el año 2000 por el IGME para control de la calidad del agua subterránea (Garrido *et al*, 2003), pero que ha ido adaptando la localización de los puntos a las necesidades de control térmico en el marco de cada convenio IGME-CHE, de manera que solo 4 puntos originales permanecen hoy en la red. Una descripción de la red utilizada en el marco del convenio IGME-CHE entre 2009 y 2015 puede ser consultada en Garrido *et al.*, (2015). En la actualidad está formada por:

- i. 17 piezómetros construidos por el IGME en el marco de sendos convenios. Suman 600 m de longitud, perforadosen 150 mm de diámetro y entubación en PVC, con diámetro exterior 89 mm e interior de 80 mm. Poseen empaque de grava silícea calibrada y se procedió a la recuperación en continuo del testigo de perforación. Son en su mayor parte totalmente penetrantes en el acuífero y ranurados en todo el espesor saturado.
- ii. 13 piezómetros del Ayuntamiento de Zaragoza, perforados para control de afecciones del río Ebro en diferentes zonas de la ciudad. Suman 226 m, entubados a 50 mm de diámetro, apenas profundizan más de un metro en la zona saturada.
- iii. 5 piezómetros de iguales características a los anteriores, pertenecientes a la red de control del estado de las masas de agua subterráneas en zonas contaminadas de la CHE.
- iv. 2 piezómetros de similares características, pertenecientes a la Universidad de Zaragoza.
- v. 8 pozos de gran diámetro, 5 pertenecientes al Área de Parques y Jardines del Ayuntamiento de Zaragoza y 3 de titularidad privada. De ellos 7 están en explotación.

3. Control de la red

Se ejecuta un control diferenciado de la red. Exceptuando los pozos en explotación, que se someten a un control cuatrimestral, en todos se realiza un control mensual directo con sonda de hidronivel y temperatura. 37 puntos tienen instalado en profundidad dispositivos de control en continuo, modelos Diver y LevelScout, con frecuencia de registro horaria para nivel y temperatura, si bien los dispositivos más antiguos cuentan con algunos años de frecuencia diezminutal. Los primeros piezómetros IGME han sido objeto de un seguimiento en detalle, con perfiles verticales de parámetros físico-químicos (temperatura, pH, Eh, oxígeno disuelto y conductividad elécrica)y registro cada metro de profundidad. En cinco de ellos se ha instalado también dispositos termopar que permiten la lectura térmica del terreno en la zona no saturada del acuífero. La historicidad de las series de datos es también variable dependiendo de la fecha de su incorporación a la red: 9 piezómetros IGME disponen de series que comienzan en 2010/11 y los 8 puntos restantes desde 2016;10 piezómetros del Ayuntamiento disponen de registros mensuales hasta 2016, momento en el que el IGME asume su seguimiento junto con los restantes puntos de la red.

El control en esta red se complementa con información referente a la explotación de los sistemas de climatización geotérmica. A requerimiento del Organismo de cuenca, los titulares de cada aprovechamiento deben remitir periodicamente información relativa a caudales y temperaturas con registros quinceminutales de los pozos de explotación y vertido de forma diferenciada. Estos datos se han venido remitiendo en soporte digital mediante hojas de cálculo, estando actualmente en implantación un sistema de remisión via web, integrándolo en su Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH Ebro).La información se facilitaen formato y estructura concreta y se acompaña de un esquema de la ubicación de los dispositivos de control en los circuitos de agua.Posteriormente, los datos son analizados por la Comisaría de Aguas de la CHE, para verificar si las instalaciones son susceptibles de concesión de aprovechamiento de aguas, autorización de vertido y para comprobar que en caso de haberlas obtenido cumplan con las prescripciones técnicas de los respectivos títulos.

Desde el IGME, además de realizar tareas de apoyo respecto a los controles anteriormente mencionados, se procede a un tratamiento de todos los datos para poder incorporarlos al modelo numérico de flujo y transporte de calor de las aguas subterráneas de Zaragoza. Esta herramienta, reproduce el régimen térmico del acuífero mediante el código FEFLOW, siendo la única aproximación realista en un entorno dinámico y heterogéneo, tanto en propiedades hidráulicas del acuífero como en las condiciones de contorno transitorias del sistema urbano. Junto con la información obtenida por la red de control geotérmico, se tienen dos instrumentos complementarios y decisivos para la resolución de incertidumbres acerca de la posible existencia de procesos de interferencia entre captaciones geotérmicas.

4. Identificación de impactos térmicos entre aprovechamientos

La utilidad de los datos de la red de control es clara cuando lo que se pretende es una modelización numérica del flujo y del transporte de calor. Algunos estudios de afección con mayor o menor nivel de detalle se han realizado en Zaragoza por Rivas *et al.* (2013) o García-Gil (2015) utilizando modelos numéricos en elementos finitos, apoyados en los códigos FEFLOW o TRAN-SIN respectivamente. Pero la utilidad de una red de control conlas características que aquí se describen queda justificada con el siguiente ejemplo.



Figura 2. Superior: evolución de las temperaturas de los pozos de captación C-1 y C-2 de un aprovechamiento geotérmico A2 comparadas con las de los piezómetros GS-5 (o Pz-5) y GS-9 (o Pz-9). Intermedio: evolución de las temperaturas de vertido del sistema A2. Inferior: evolución de los caudales de explotación en los pozos C-1 y C-2 del sistema A2

Se analiza la interferencia del vertido térmico de un aprovechamiento (A1) sobre los pozos de captación C-1 y C-2 de otro sistema (A2), situado 160 m aguas abajo del anterior en la misma línea de flujo. Se dispone de la temperatura de fondo del acuífero (Pz-9) y del control térmico en un piezómetro (Pz-5) distante 380 m del anterior, pero a 90 m del vertido de A1 en línea de flujo hacia el sistema A2. A1 inicia su explotación en el año 2011, modificando la temperatura de Pz-5. Al año siguiente, continúa el impacto sobre este punto y comienza la afección sobre el pozo de captación C-1 del aprovechamiento A2, efecto que es todavía más elevado durante el verano de 2013 (Fig. 2, superior). Durante este periodo, el sistema A2 mantiene temperaturas de vertido similares al primer año de explotación (Fig. 2, intermedio) en el que no existe afección al sistema, pero sube entre 1,5-2 °C cuando el pozo C-1, el más expuesto, comienza a estar afectado. De igual forma, para equilibrar el rendimiento energético del sistema, es necesario aumentar la extracción (Fig. 2 inferior). La modelización numérica del flujo y transporte de calor que de

forma complementaria se ha efectuado en este sector acuífero sugiere cierto grado de autointerferencia en el sistema. Sin embargo, los datos mostrados por la red de control parecen derivar la afección hacia una interferencia provocada por el vertido del sistema A1 gracias al seguimiento llevado a cabo en el piezómetro Pz-5, puesto que la evolución térmica de este último anticipa la afección que más tarde llega al pozo C-1.

5. Conclusiones

La creciente utilización de los acuíferos con fines energéticos supone un riesgo para el cumplimiento de los objetivos medioambientales de las masas de agua subterránea y una más que probable nueva fuente de conflicto entre usuarios debido al calentamiento de las aguas y su repercusión en el rendimiento energético de los sistemas de climatización geotérmica. Es asumido el papel que los Organismos de cuenca deben tener en la regulación de esta nueva tipología de aprovechamientos de agua subterránea, en el control de impactos y en la mejora del conocimiento acerca del funcionamiento del flujo y del transporte de calor en los acuíferos, especialmente en los medios urbanos, donde la problemática puede alcanzar mayor intensidad. Gracias a la colaboración IGME-CHE en la ciudad de Zaragoza se ha logrado mantener operativa desde 2010 una red geotérmica convenientemente diseñada que consta de 45 puntos para el control de parámetros fisicoquímicos del acuífero.Junto con referencias sobre de caudales y temperaturas de cada uno de los pozos de explotación y vertido de los sistemas geotérmicos en funcionamiento, ofrecen datos como los del ejemplo que se expone, con los que hacer simulaciones acerca de la evolución de plumas de contaminación térmica, fenómenos de autointerferencia e interferencia entre aprovechamientos o valorar la calidad y rigor de los datos facilitados por los titulares de las instalaciones. Todo ello permitirá asegurar que la utilización del acuífero se realice de manera sostenible y dando cumplimiento a la normativa ambiental aplicable.

Referencias

- Bonsor, H.C., Dahlqvist, P., Moosmann, L., Classen, N., Epting, J., Huggenberger, P., Garcia-Gil, A., Jan-a, M., Laursen, G., Stuurman, R., and Gogu, C.R. (2015): *Groundwater, Geothermal modelling and monitoring at city-scales.* COST Subsurface Action. Working Group 2, British Geological Survey. Open Report, pp. 67, OR/17/XXX.
- Farr, G., Patton, A., Boon, D., James, D., Williams, B. and Schofield, D. (2017): Mapping shallow urban groundwater temperatures, a case study from Cardiff, UK. *Quaternary Journal of Enginee*ring Geology and Hydrogeology, 50: 187-198.
- García-Gil, A. (2015): Criterios técnicos para la gestión de recursos geotérmicos someros en acuífero urbanos. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza, 205 p.
- García-Gil, A., Vázquez, E., Garrido, E., Sánchez-Navarro, J.A., and Mateo, J. (2015): Relaxation factor for geothermal use development Criteria for a more fair and sustainable geothermal use of shallow energy resources. *Geothermics*, 56: 128-137.
- Garrido, E., Moreno, L., Azcón, A. y Padrino, A. (2003): Implementación de una red urbana para el control de calidad del agua subterránea en la ciudad de Zaragoza. *Presente y futuro del agua subterránea en España y la Directiva Marco Europea*. AIH-GE, Madrid, 279-284.
- Garrido, E., Sánchez-Navarro, J.A. y Coloma, P. (2010): Aprovechamiento geotérmico somero del acuífero aluvial urbano de Zaragoza: primeros resultados. *Geogaceta*, 49: 115-118.
- Garrido, E., García-Gil, A., Vázquez, E., Sánchez-Navarro, J. A. (2016): Geochemical impacts of groundwater heat pump systems in an urban alluvial aquifer with evaporitic bedrock. *Science of the Total Environment*: 544, 354-368.
- Henning, A. and Limberg, A. (1995): Das Grundwasser-Temperaturfeld von Berlin. BranderburgischeGeowissenschaftliche. Beiträge., 2,1: 97-104. Kleinmachnow.
- IGME-CHE (2014). Análisis del impacto térmico generado por los pozos de climatización en las aguas subterráneas de la ciudad de Zaragoza. 401 pp. Inédito.
- Rivas, E., Elorza, F. J., Garrido, E. y Azcón, A. (2013): Análisis de la interferencia térmica entre aprovechamientos geotérmicos de tipo abierto en el entorno urbano de Zaragoza. *Hidrogeología* y *Recursos Hidráulicos*, XXX: 1161-1170.

GROUNDWATER RECHARGE ASSESSMENT USING WETSPASS: CASE STUDY OF THE SIDI MARZOUG-SBIBA AQUIFER (TUNISIA)

F. JARRAYA HORRICHE (&) N. GHOUILI Georesources Laboratory, Centre of Research and Water Technologies, Technopole Borj Cedria, BP273 Soliman 8020, Tunisia e-mail: faten.horriche@topnet.tn

N. MGAIDI (&) N. GHOUILI M. ZAMMOURI Faculty of Sciences of Tunis, University of Tunis El Manar, 2092, Tunisia

Abstract: The rainfall infiltration process depends on several factors related to climatic and hydrological conditions, land use and hydrogeological characteristics. These factors vary at spatial and temporal scales. The objectives of this work is to assess the groundwater recharge of the Sidi Marzoug-Sbiba aquifer using WetSpass, locate the favorable zones of natural recharge, and help water managers for selecting areas of possible artificial recharge following the global changes that can undergo the region. WetSpass calculates evapotranspiration, runoff and recharge. The Sidi Marzoug-Sbiba aquifer is located in the Center of Tunisia. It is formed by three juxtaposed reservoirs contained respectively in limestone, sandstone and coarse and fine sand. The study is carried out for an average state over the period 1980-1985 including wet and dry seasons. The results showed that the maximum recharge is 165 mm during the wet season, whereas it is reduced to 90 mm for the dry season. The mean annual recharge flux is calculated to 14.8 MCM/year, representing 28 % of the average annual rainfall inflow. The most favorable areas to recharge are located upstream, at the level of the limestone outcrops and downstream at the level of the sandy formations. The assessment of the recharge and the identification of the favorable areas to natural recharge represent a fundamental guideline for water managers in order to consider a possible artificial recharge project. Other criteria such as global changes should also be considered before the final decision.

Key words: Recharge, groundwater, WetSpass, Sidi Marzoug-Sbiba, Tunisia

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds.) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

INVESTIGATING THE IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON GROUNDWATER RECHARGE USING A HIGH PRECISION METEO LYSIMETER IN A DUNE BELT OF THE DOÑANA NATIONAL PARK

L. MOLANO-LENO C. KOHFAHL D.J. MARTÍNEZ SUÁREZ F. RUIZ BERMUDO A.N. MARTÍNEZ SÁNCHEZ DE LA NIETA C. MEDIAVILLA Instituto Geológico y Minero de España, Pza. de España - Torre Norte, 41013 Seville, Spain e-mail: l.molano@igme.es

> S. ENGERLHARDT UMS AG, 81379-Munich, Germany

K. VANDERLINDEN IFAPA, Centro Las Torres-Tomejil, 41200-Alcalá del Río, Seville, Spain

J. V. GIRÁLDEZ Departamento de Agronomía, Universidad de Córdoba, 14071-Córdoba, Spain

Abstract: Although precise weighing lysimeters are mostly installed for agricultural purposes in crop-producing areas, these instruments are also useful in areas of ecological interest where soil and aquifer recharge-discharge processes need to be better understood. In September 2015 a high precision meteo-lysimeter was installed in a coastal dune of the Doñana Natural Reserve to quantify the recharge in dune belts, and to estimate its dependence on regional climate trends. In addition to the lysimeter, also six soil moisture sensors (model CS650) and 2 meteorological stations were installed. The first results show recharge rates of natural precipitation ranging from 19 to 97%, depending on the meteorological conditions and the initial soil moisture. The lysimeter-measured rainfall generally exceeded the measurements of the tipping bucket. Also the contribution of the dew was detected by the lysimeter. A soil water model is currently being set up to simulate recharge, soil water movement, evaporation and percolation, as well as to quantify uncertainty and noise effects.

Key words: Meteo-Lysimeter, Recharge, Doñana, Climate Change

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

CUANTIFICACIÓN MEDIANTE TELEDETECCIÓN DE LAS EXTRACCIONES DE AGUA SUBTERRÁNEA EN EL ACUÍFERO DE AGUASCALIENTES (MÉXICO)

S. MONTESINOS SM GEODIM, SL. Torre Albarrana s/n, 50340 Maluenda (Zaragoza), smontesinos@geodim.es

L. FERNÁNDEZ SM GEODIM, SL. Torre Albarrana s/n, 50340 Maluenda (Zaragoza)

B. MATEO SM GEODIM, SL. Torre Albarrana s/n, 50340 Maluenda (Zaragoza) M. GONZÁLEZ Secretaría de Desarrollo Rural y Agroempresarial. Estado de Aguascalientes (México) manuel.gonzalez@aguascalientes.gob.mx

Abstract: In Mexico, the Sustainable Management of Groundwater is one of the main programs of the third objective of the National Hydraulic Plan. "To achieve the integrated and sustainable water management in river basins and aquifers" is recognized as the main objective to concentrate strategies that accomplish a change in the management of water resources. Mexico has 653 aquifers, of which 19% are overexploited, i.e. 126, because of water extracted of them exceeds their recharge levels. The 49% of extracted groundwater comes from overexploited aquifers.

Since the 1970s, different governments have financed programs to boost irrigated agriculture and the dairy industry in the state of Aguascalientes, through the exploitation of groundwater. In the 1980s and 1990s, the industrial sector experienced a strong growth, generating a greater demand for urban, industrial and services uses.

The problematic addressed is the depletion of an agricultural economic model based on high-endowment crops in arid and semi-arid zones, through groundwater extraction.

The main limitations to address the problematic of an overexploited aquifer are the insufficient information, such as, volume of water withdrawals or recharge; the inability of the administration to exercise an effective control, or the lack of advice to the irrigators to carry out a precision agriculture reducing their water consumption, but maintaining their economic incomes.

This study shows the advances in the improvement of the knowledge of the groundwater extraction for irrigation in the aquifer of Aguascalientes by using remote sensing techniques and based on the experiences gathered in the aquifers of La Mancha.

Key words: Remote sensing, overexploited aquifers, Aguascalientes, La Mancha.

1. Introducción

La problemática que se quiere abordar en este proyecto es la del agotamiento que se produce, en zonas áridas y semiáridas, de un modelo económico agrícola basado en cultivos de alta dotación mediante la extracción de aguas subterráneas.

En las regiones áridas y semiáridas del planeta, la superficie regada ha experimentado un rápido crecimiento ligado a la transformación de una agricultura extensiva, hacia un escenario de mayor intensificación y tecnificación de los sistemas de riego. Este incremento de la superficie regada está relacionado con la explotación de las aguas subterráneas existentes.

En España, ya en el año 1987, el entonces Servicio Geológico de la Dirección General de Obras Hidráulicas se planteó el problema de conocer el volumen de las extracciones de agua subterránea con destino a regadío, que se estaba produciendo en los acuíferos de La Mancha. Se trataba de conocer las extracciones que se llevaban a cabo, y que estaban provocando la disminución drástica de las surgencias al río Júcar en su curso medio, y la desecación del río Guadiana en las proximidades del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel, con los consiguientes problemas medioambientales y socioeconómicos. En ese momento, se estaban utilizando, por primera vez en España, las técnicas de teledetección espacial aplicadas a la hidrología y al conocimiento de los usos del agua. Las imágenes de satélite proporcionaron resultados sorprendentes, aportando no sólo una estimación del volumen de las extracciones de agua subterránea, sino también, su distribución espacial y temporal en todo el territorio de La Mancha (López-Camacho, 1999).

Desde entonces, las técnicas de teledetección espacial son una herramienta básica para la medida y evaluación de las extracciones de aguas subterráneas en cuencas hidrográficas españolas, como la del Segura (Montesinos et al, 2009a), Duero (Montesinos et al, 2009b), Guadalquivir (Montero et al, 2005) o Baleares (Montesinos et al, 2011).

Las especiales características de la teledetección espacial (resolución espacial, temporal, espectral y radiométrica) y la gratuidad de imágenes de alta resolución (Landsat, Sentinel, Aster...), la convierten en una potente, dinámica y objetiva fuente de datos para la planificación y gestión integrada de los recursos hídricos.

Distintos aspectos metodológicos de la cuantificación de superficies en regadío mediante teledetección espacial pueden verse en Montesinos (1990), Montesinos y Bea (2008) y Bea et al (2013).

Esta experiencia de 30 años en España, nos permite abordar el objetivo principal de nuestro estudio, que es la mejora del conocimiento de las extracciones de agua subterránea con destino a riego en el acuífero de Aguascalientes (México), utilizando técnicas de teledetección espacial para, por un lado, implementar un control del régimen de explotación de los acuíferos sobreexplotados y por otro, implantar medidas de apoyo, utilizando una metodología de agricultura de precisión, para el cambio de cultivos de alta dotación (maíz, alfalfa...) a cultivos más rentables económicamente y con menores necesidades hídricas (viña, olivo...).

2. El acuífero de aguascalientes

En México, la importancia del agua subterránea se manifiesta en la magnitud del volumen utilizado por los principales usuarios. Alrededor del 37% del volumen total concesionado para usos consuntivos, pertenece a este origen. El país está dividido en 653 acuíferos, de los cuales, el 19% están sobreexplotados, es decir 126, debido a que el agua que se extrae de ellos supera sus niveles de recarga. De los acuíferos sobreexplotados se extrae el 49% del agua subterránea para todos los usos. El número de acuíferos sobreexplotados ha ido aumentado de manera significativa desde los años 70.

En contraposición, desde los 70, los distintos gobiernos (estatal y federal) han financiado programas para impulsar la agricultura en regadío y la industria lechera en el estado de Aguascalientes, mediante la explotación de agua subterránea. En las décadas de los 80 y 90, el sector industrial ha tenido un fuerte crecimiento, lo que ha generado una mayor demanda de agua para los usos Urbanos, Industriales y Servicios, incrementando la sobre explotación existente en el acuífero.

En abril del año 2000, se estableció oficialmente el Comité Técnico de Aguas Subterráneas (COTAS) del acuífero interestatal Ojocaliente-Aguascalientes-Encarnación, el cual opera como un organismo auxiliar del Consejo de Cuenca del Río Santiago. COTAS es una Asociación Civil sin ánimo de lucro, conformada por todos los usuarios de aguas nacionales dentro del acuífero interestatal, con participación de las autoridades, académicos y ciudadanos involucrados en el tema del agua.

El acuífero, fruto de este estudio, está conformado esencialmente por un valle drenado por el río San Pedro que recibe el nombre de *Ojocaliente* en Zacatecas, *Aguascalientes* en el propio estado y *Encarnación de Díaz*, en Jalisco. Cubre una superficie de 4.693 Km², de los cuales el 63% se localiza en el Estado de Aguascalientes, el 33% en Zacatecas y el 4% restante en Jalisco, (Fig. 1).

En el acuífero existe un déficit de unos 205 hm³ anuales en el balance hídrico que se cubre a costa de la reserva subterránea no renovable. En 30 años (desde 1970 al año 2000), el descenso medio acumulado del acuífero fue del orden de 60 metros, con profundidades medias de bombeo cercanas a los 100 metros (hasta 150 metros en Aguascalientes y Pabellón).

El análisis de alternativas del plan de manejo del acuífero interestatal Ojocaliente-Aguascalientes-Encarnación determinó que: i) el margen de reutilización del agua y la recuperación de fugas, resultan insuficientes para equilibrar el balance del acuífero; ii) la reconversión agrícola y un banco de derechos de agua a favor del acuífero son opciones clave para estabilizar el acuífero, y por último, iii) únicamente, la desconcentración de extracciones de la zona actualmente sobreexplotada permitirá evitar el deterioro progresivo del acuífero. Los proyectos de estabilización deben dirigir sus impactos específicamente a la zona sobreexplotada.



Figura 1. Localización del acuífero interestatal Ojocaliente-Aguascalientes-Encarnación (México). Fuente: Bing

Una de las principales limitaciones para abordar la problemática de un acuífero sobreexplotado es la insuficiente información en aspectos fundamentales como el volumen real de las extracciones de agua o de la recarga. Otra, es la incapacidad de la administración para ejercer un control efectivo de dichas extracciones, mediante técnicas convencionales (visitas de campo, fotografía aérea, contadores...), que se realizan en miles de explotaciones repartidas por un amplio territorio y, por último, la necesidad de asesorar al regante para que realice una agricultura de precisión tendente a reducir su consumo de agua, pero manteniendo sus ingresos económicos.

3. TRABAJOS A REALIZAR

Las actuaciones que se plantean realizar en el proyecto se dividen en dos grandes grupos:

- i) Medidas de control de las extracciones de agua subterránea tendentes a conocer de forma localizada el uso del agua que se está realizando por parte de los usuarios:
 - Mejora del conocimiento de la evolución de las extracciones de agua subterránea con destino a riego.
 - -Reconocimiento de aprovechamientos en regadío existentes en el acuífero.
 - -Control del Régimen de explotación.
 - -Banco de derechos de riego.

- ii) Medidas de asesoramiento agrícola y de uso eficiente del agua de riego. Implantar una agricultura de precisión que fomente cultivos con mayor rentabilidad económica y menor consumo de agua:
 - -Zonificación de las superficies agrícolas existentes.
 - -Implantación de una red de monitorización (planta-clima-suelo) de ámbito estatal.
 - —Sistema de asesoramiento de riego.
 - -Sistema de asesoramiento agrícola para cultivos de alto valor añadido y baja dotación hídrica (viña, almendro, olivos...).

Se han recopilado imágenes del satélite Landsat desde 1985 hasta la actualidad, a partir de las cuales hemos podido identificar las superficies realmente regadas a lo largo de los últimos 30 años y su evolución en el tiempo (Fig. 2 y Fig. 3).



Figura 2. Estimación por teledetección de la superficie en regadío en el acuífero de Aguascalientes entre 1990 y 2015

Esta información se está integrando con el inventario de pozos existente y con los límites de las explotaciones agrícolas, con objeto de elaborar una geodatabase con los aprovechamientos en regadío existentes, que nos permita realizar el control del régimen de explotación en el ámbito de parcela y detectar los usos inadecuados, bien por consumo excesivo, bien por carecer de concesión administrativa, así como, recomendaciones de riego y de agricultura de precisión personalizadas.

La agricultura de precisión es el manejo diferenciado de los cultivos utilizando herramientas tecnológicas que permiten detectar la variabilidad existente en los ranchos agrícolas. Los datos captados por los sensores se almacenan digitalmente en forma de tablas y mapas, a partir de los cuales se genera información que facilita la toma de decisiones en campo (fertirrigación, poda, aclareo...).

La metodología propuesta se basa en establecer una red de monitorización con sensores *in situ* (planta-clima-suelo) y sensores remotos (imágenes de satélite), junto con datos de campo y predicción microclimática que nos facilite la toma de decisiones agronómicas en campo (Fig. 4).

Durante las campañas agrícolas de 2015 y 2016, hemos realizado una experiencia piloto de viticultura de precisión en varios ranchos que nos ha permitido una mejora sustancial en la calidad de los vinos elaborados y en la rentabilidad económica del cultivo. Esta experiencia nos va a servir para fomentar un cambio de cultivos menos rentables y con mayor consumo de agua, como la alfalfa y el maíz, a cultivos de viña, más rentables, y con necesidades de riego sustancialmente menores.



Figura 3. Imágenes de satélite en infrarrojo con los regadíos (en rojo) existentes en los años 1985 (arriba) y 2015 (abajo) al norte de la ciudad de Aguascalientes (México).

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los primeros proyectos piloto llevados a cabo en el acuífero de Aguascalientes utilizando técnicas de teledetección espacial nos han permitido conocer la distribución espacial y temporal de los cultivos en regadío desde 1985 hasta la actualidad, y demostrar la viabilidad económica de la viña como cultivo alternativo en el acuífero.

El objetivo es hacer frente a la sobreexplotación del acuífero mediante medidas de control del recurso, pero también con recomendaciones al agricultor para favorecer un cambio de paradigma agrícola en el Estado de Aguascalientes.

El Estado de Aguascalientes y la SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación) están promoviendo un proyecto para extender estas experiencias piloto a todo el estado, con el fin de reducir las extracciones de agua subterránea de los acuíferos, y evitar que continúe su sobreexplotación.



Figura 4. Esquema de la metodología SMART para realizar una agricultura de precisión

Bibliografía

- Bea M., Rodríguez J. A. y Montesinos S. (2013): Uso de técnicas de información geográfica para la discriminación de superficies regadas. *Revista Geofocus*, 13-1: 220-245.
- López-Camacho, B. (1999): El control indirecto de las extracciones de agua subterránea. En Ballester, A.: *Medida y evaluación de las extracciones de agua subterránea*, ITGE, Madrid, 247-252.
- Montero I., Rodríguez-Pérez A.J., Cifuentes V., Martos J.C., Molina F, Rodríguez-Álvarez J.A., Oyonarte N. y Muñoz A. (2005): Mejoras metodológicas en la estimación por teledetección de la superficie en regadío en la demarcación de la confederación hidrográfica del Guadalquivir. *XI Congreso Nacional de Teledetección*. Puerto de la Cruz (Tenerife).
- Montesinos, S. (1990): Teledetección: su utilización en la cuantificación y seguimiento de recursos hidráulicos aplicados al regadío. SGOP: informaciones y estudios 51. Madrid.
- Montesinos S y Bea M. (2008): Aplicaciones operativas de la teledetección en la planificación y gestión del medio hídrico. *Revista de la asociación española de teledetección*, 29: 91-100.
- Montesinos S., Almagro F., Urrea M. (2009a): Estimación de superficies en regadío en la cuenca del Segura mediante teledetección y SIG. XIII Congreso Internacional de Teledetección. Calatayud.
- Montesinos S., Arqued V., Rodríguez I. (2009b): Estimación de superficies en regadío en la cuenca del Duero mediante teledetección y SIG. *XIII Congreso Internacional de Teledetección*. Calatayud.
- Montesinos S., Bea M., Barón A., Fernández, L. y González C. (2011): Cuantificación mediante teledetección de la superficie regada en las Islas Baleares en los años 2008 y 2009. XIV Congreso Internacional de Teledetección. Mieres del Camino.
DEVELOPMENT OF A NEW METHODOLOGY OF CHARACTERIZATION OF UNCONFINED AQUIFERS' ABILITY TO ARTIFICIAL RECHARGE (RAN- S2O)APPLICATION ON THE MARRAKECH-HAOUZ AQUIFER. MOROCCO

A. Sinan B. Outbourahte K. Ouyahia B. Lekhlif H.O. Jarar

Hassania School of The Civil Engineers. Km 7. Road Of EL Jadida. Oasis. BP. 8108. Casablanca, Morocco (mail: sinanmohamed1960@gmail.com)

Abstract: This communication concerns the development of a new methodology on characterization of the unconfined aquifers' ability to artificial recharge. This methodology is based on a multi-analysis criteria, using thirteen parameters, grouped in four different families: ground (geomorphology, slope, texture and thickness), Not Saturated Zone (permeability, effective porosity and thickness), Saturated Zone (transmissivity and Groundwater quality), Water resources used for the Artificial Recharge (sustainability, quality and proximity) and Socioeconomic impacts of the recharge.

In each of these parameters is assigned a grade varying between 1 and 10 and a weight varing between 1 and 5. The highest weight (5) is attributed to the parameters of the Not Saturated Zone of the aquifer and the weakest (1) is attributed to the parameters of the ground.

The ability index of the Artificial Recharge (IRAN) is calculated from the sum of the products of the score and the weight of each of the thirteen parameters used by the proposed methodology.

The methodology was validated on a theoretical aquifer example and was successfully tested also on the unconfined aquifer of Marrakech-Haouz, which is located in the center of Morocco. This aquifer extends over about 6000 Km² and has a very rich hydrogeologic data base. We recommend the use of this new methodology to the identification of the most favorable sites of the artificial recharge of unconfined aquifers (in particular those who are over-exploited).

Key words: Unconfined aquifers, Groundwater, Artificial Recharge, Hydrogeology, Haouz, Marrakech, Morocco

1. INTRODUCTION

Growing problems related to water resources and supplies are the greatest concern that occupies the world's interest nowadays. Many efforts have been made to find solutions to those problems which stop the development and prosperity of communities. One of most successful experiences that the world relayed on to satisfy the population's needs is the Managed Aquifer Recharge (MAR) (or Artificial Recharge of aquifers). It's about storing the excess water of wet periods in aquifers and using it after as required, and so that we can face over-exploitation of groundwater.

As it was the case, the world has to develop and control this field to optimize efforts, time and money of MAR projects. The first thing that comes in mind while we are in front of a MAR project is where are we going to recharge? Which device is the most suitable to this project?

In this article, we are exposing a new methodology that provides scientific answers to those questions and others. It was developed, under the acronym "RAN-S2O" and its object is to define the most suitable areas to the artificial recharge and then to propose the effective device to make MAR projects easier, faster and more successful (Outbourahte and Ouyahya, 2013).

2. Présentation of the méthodology related to unconfined aquifers

2.1. Considered Parameters for unconfined aquifers

Parameters that influence the infiltration process of water for unconfined aquifers are summarized, with their weights, in the following table (Table 1).

The highest weight (5) is given to the unsaturated zone parameters and the lowest one is assigned to soil parameters.

2.2. Assigned scores of considered parameters

Score assignment is done by classifying every parameter on different classes. The most important classes are the ones that have the highest score.

GROUP 1: SOIL

—Geomorphology (GM)

The most important forms are those which favorite infiltration by increasing the residence time of water (valley, depressions...). The opposite forms which favorite water runoff are the worst forms of soil geomorphology (reliefs, mountains...). (Table 2).

-Texture of ground (LTS)

The most porous textures are the most desired in the infiltration process. Therefore, alluvium, gravel and fractured limestone have the highest score (= 10). On the other hand, clay and its family have the lowest score (= 1). Sands and its category are considered as an intermediate class and have 8 and 6 as a score (Table 3).

—Slope of ground (PS)

The infiltration is favored when the slope is low (< 5%). Therefore, the highest score is attributed to the lower slopes (Table 4).

—Thickness of the ground (ES)

Soil is also involved by its natural purifying power. This power is the greatest when the soil is the thickest. For thicknesses greater than 2 m, the soil has enough time to trap pollutants contained in the recharge water (Table 5).

GROUP 2: UNSATURED ZONE (UZ)

—Permeability of the UZ (CH)

The permeability of the UZ is the main vector of infiltration. The bigger it is, the faster is the water transferred to aquifer. The permeability of a porous formation generally varies between 10^2 m/s and 10^{-6} m/s. Six classes of hydraulic conductivity were considered between these values. (Table. 6).

—Thickness of UZ (EZNS)

The low water depth of the aquifer (<5 m) is less favorable to an operation of artificial recharge (fast evaporation and overflow of recharge water). Six classes of unsaturated thickness were considered from less than 10 m and more than 50 m (Table. 7).

—Effective porosity (PE)

The effective porosity is the parameter that governs storage capacity of the aquifer and the mobilized volume for reuse. The higher it is, the bigger is the volume of the groundwater stored. The effective porosity of unconfined aquifer varies generally between 1% and 30% (Table 8).

GROUP 3: SATURED ZONE OF AQUIFER (SZ)

-Diffusivity (DNL)

Diffusivity is the ratio of the transmissivity and storage coefficient. Its values for unconfined aquifers can vary between about 10^{-6} m²/s and more than 10^{-2} m²/s. Indeed, the transmissivity of aquifers varies between Tmin = 10^{-6} m²/s and Tmax = 10^{-1} m⁻²/s and storage coefficient varies between Smin = 1% and Smax = 30% (Table 9).

The biggest diffusivities are the most favorable to the artificiel recharge, because they allow an easier transmission of the infiltrated water to the downstream of the aquifer. So:

$$D_{min} = \frac{T_{min}}{S_{max}} = \frac{10^{-6}}{0.3} = 3.3 \ 10^{-6} \ m^2/s \cong 10^{-6} \ m^2/s$$
$$D_{min} = \frac{T_{min}}{S_{max}} = \frac{10^{-6}}{0.3} = 3.3 \ 10^{-6} \ m^2/s \cong 10^{-6} \ m^2/s$$

—Aquifer water quality (QEN)

We based on the national grid (of Morocco) of groundwater quality (Table. 10) to classify the groundwater's quality in five classes: excellent, good, medium, bad and very bad quality. Therefore, the score assignment to the groundwater's quality is in the following table (Table 11).

Therefore, the score assignment to the groundwater's quality is in the following table (Table 11).

GROUP 4: WATER RECHARGE —Availability (PrRE)

A sustainable water is a water available throughout the year (example: stream or river, dam, treated wastewater, desalinated water, etc.) and with a sufficient capacity that is greater than or equal to the infiltration capacity. This is the most favorable case to an operation of artificial recharge. The score 10 has been assigned to this case (Table 12).

-Quality (QER)

For the quality of water recharge, we adopted a similar gird of waters of rivers of Morocco (Table 13). Therefore, we adopted the following classification (Table 14).

```
—Proximity (PxRE)
```

A distance that is greater than 10 km from the source of recharge water creates significant additive costs (especially if pipes are built to bring water to the recharge zone) and also evaporation losses. Score 1 is assigned to this case. Sites which are located less than 2 km in distance from water resources are the most sought. The score 10 has been assigned to them (Table 15).

GROUP 5: SOCIOECONOMIC IMPACT OF RECHARGE OPERATION

-Impact (IPR)

The socioeconomic impact of the artificial recharge is represented in the flowing table (Table 16).

2.3. Calculation of the index of ability of unconfined aquifers to an artificial recharge: IARANL

Once scores and weights are assigned to each parameter, the RAN-S2O method calculates the index of the ability of unconfined aquifers to be recharged artificially (IARAN) which permits to select the most suitable areas for AR. A zone is more suitable to an AR when its index is high. This index is defined as follows:

$$\begin{split} I_{ARAN}(UA) &= \sum_{\substack{average \ of \ note \ * \ wieght \ (of \ each \ parameter \ of \ unconfined \ aquifer)}} \\ &= [\frac{(GM_r \ * \ GM_w) + (PS_r \ * \ PS_w) + (LTS_r \ * \ LTS_w) + (ES_r \ * \ ES_w)}{4} \\ &+ \frac{(CH_r \ * \ CH_w) + (EZNS_r \ * \ EZNS_w) + (PE_r \ * \ PE_w)}{3} \\ &+ \frac{(DNL_r \ * \ DNL_w) + (QEN_r \ * \ QEN_w)}{3} \\ &+ \frac{(PrRE_r \ * \ PrRE_w)^2 + (QER_r \ * \ QER_w) + (PxRE_r \ * \ PxRE_w)}{3} + \frac{(IPR_r \ * \ IPR_w)}{1}]$$

GM, PS, LTS, ES, CH, EZNS, CE, DNL, QEN, PrRE, QER, PxRE, and IPR: parameters of ability of unconfined aquifers to an AR already defined.

w,r : represent respectively weight and score assigned to each parameter.

Five rates of ability of unconfineds aquifers to an AR have been identified, whose limits are listed below:

<60: Very low ability to AR (red color); [60-70]: Low ability to AR (orange color); [70-80]: Medium ability to AR (yellow color); [80- 90]: High ability to AR (green color); > 90 : Very high ability to AR (blue color).

3. Application of ran_s20 to an unconfined aquifer : haouz aquifer

3.1. Aquifer used to test the developed methodology

We applied our methodology on the Marrakech Haouz unconfined aquifer, for the spatial characterization of its ability to the artificial recharge. This very important aquifer is located in the center of Morocco and is constituted by very heterogeneous plio-quaternary alluviums, covering a surface about 6000 Km² (Sinan, 198 et Sinan, 2000).

The aquifer of Haouz contains a very developed database (geologic, geophysics and hydrogeologic) and contributes to the drinkable and industrial water supply of the urban area of Marrakesh, as well as to the irrigation of the agricultural perimeters.

3.2. Map of spatial ability to artificial recharge of Marrakech-Haouz aquifer

To apply our methodology RAN-S2O on Marrakech-Haouz aquifer, we used the value of GIS and its efficiency in multi-criteria analysis to calculate the index of ability of this aquifer to artificial recharge. For this, we represent each parameter involved in the calculation of this index on a thematic map (after digitization in vector mode using the software ARCGIS 10) covering all aquifers. Then, these maps are converted to raster mode in a 2 km x 2 km grid containing pixels with scores and weights of each class of parameters. Thus, we developed thirteen maps representing the thirteen parameters that characterize the ability of the Haouz aquifer to the artificial recharge.

The result map shows that the most favorable to the artificial recharge' sectors are limited and are located in the center and the east of the aquifer .These sectors are characterized by the presence of several rivers draining the mountain of High Atlas, many alluviums with big diameters, strong permeabilities and transmissivités and by a global good quality of groundwater (Fig. 1).



Fig. 1. Ability to Artificial Recharge of Marrakech-Haouz Aquifer

References

- Bize, J.Bourguet, L. and Lemoine, J. (1972): L'alimentation artificielle des nappes souterraines. Ed. Masson & Cie.
- Bourguet, L. (1972): Inventaire international des aménagements d'alimentation artificielle. Dépouillement et synthèse des réponses. Hydrological Sciences Journal, 16: 3, 51 — 102.
- Jauffret, D. (2004): Possibilités de recharge artificielle de la nappe alluviale de la Loire en Saôneet-Loire pour sécuriser l'alimentation en eau potable. Propositions et prescriptions pour la mise en œuvre de sites de recharge artificielle. BRGM/RP-53087-FR.
- Sinan, M. (2000) : Méthodologie d'identification, d'évaluation et de protection des ressources en eau des aquifères régionaux par le couplage des SIG, de la géophysique et de la géostatistique, application à l'aquifère du Haouz de Marrakech (Maroc). Thèse de doctorat d'état. Université Mohammed V. Ecole Mohammadia d'Ingénieurs, Rabat. Maroc. 372 p.
- Sinan, M. (1986) : Paramètres hydrogéologiques et géo électriques en milieu alluvial fortement hétérogène : relations statistiques et approche géostatistique comparative (exemple de la nappe du Haouz- Maroc). Thèse de doctorat de 3ème cycle. Univ. Sciences et Techniques du Languedoc. Montpellier. France. 397 p.
- Outbourahte, Y., Ouyahya, K. (2013): La Recharge Artificielle des Nappes : Expériences nationale et internationale et développement d'une méthodologie de caractérisation de l'aptitude des nappes à la recharge artificielle. Application à la nappe du Haouz de Marrakech. PFE. EHTP. 2013.

Table 1.Weight of different parameters that influence infiltration process

Group of considered parameters	Weight
Group1 : Soil	1
Geomorphology (GM), Slope (PS), Texture (LTS) and Thickness	
(ES)	
Group2 : Unsaturated zone (UZ)	5
Permeability (CH), Thickness (EZNS) and Effective Porosity (PE)	
Group 3 : Aquifer (saturated zone SZ)	4
Diffusivity (DNL) and Groundwater quality (QEN)	
Group4 : Surface water ressources	3
Availability (PRE), Quality (QER) and Proximity (PXER)	
Group 5: impact of artificial recharge on the socioeconomic	2
activities (IPR)	-

 Table 3. Scores of the various textures of the ground

Texture	Note
Alluvium, fractured limestone & gravel	10
Coarse sand	8
Medium sand, sandstone, limestone moderately fractured	5
Sand and limestone slightly fractured	2
Silts	1
Marl	1
Clay	1

Table 5. Scores of thicknes of the ground

Thickness of the ground (m)	Note
> 2	10
2 -1.5	8
1.5 - 1	6
1 -0.5	4
< 0.5	1

Table 7. Scores of permeability of theUnsatured Zone

Thickness (m)	Note
> 50	10
40 - 50	8
30 - 40	6
20 - 30	4
10 - 20	2
< 10	1

Table 2. Scores of geomophologics forms of
the ground

Geomorphology if the ground	Note
Depressions & valley	10
Plains	8
Hills	2
Reliefs	1

 Table 4. Scores of the slopes of the ground

Slope (%)	Note
0 - 3	10
3- 6	8
6 - 9	6
9 - 12	4
12 - 15	2
>15	1

Table 6. Scores of permeability of theUnsatured Zone

Permeability (m/s)	Note
> E-2	10
E-3, E-2	8
E-4, E-3	6
E-5, E-4	4
E-6, E-5	2

 Table 8. Scores of Effective porosity of the Unsatured Zone

Effective porosity	Note
> 0.30	10
0.1 - 0.2	8
0.2 - 0.1	6
0.1 - 0.05	4
0.05 - 0.01	2
< 0.01	1

Table 9. Scores of the Diffusivity of the
aquifer

Table 10. National grid of groundwaterquality of Morocco (2006)

Diffusivity of the aquifer (m²/s)	Note
>10	10
10-8	8
3 - 6	6
5 – 4	4
4 – 2	3
2 – 1	2
ব	1

Quality	Conductivity	Cl-	NO3.	NH4+	MO	CF
parameters	(µs/cm)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(/100ml)
Excellent	< 400	< 200	<5	≤0.1	< 3	≤20
Good	400-1300	200-300	5-25	0.1-0.5	3-5	20-2000
Medium	1300-2700	300-750	25-50	0.5-2	5-8	2 000-20 000
Bad	2700-3000	750-1000	>50	2-8	> 8	>20 000
Very bad	> 3000	>1000	-	>8	•	-

 Table 11. Scores of the groundwater quality

Groundwater Quality	Note
Excellent	10
Good	8
Medium	6
Bad	4
Very bad	1

Table 13. National grid of quality of rivers' water of Morocco (2006)

Quality parameters	O2 dissolved	DBO5	DCO	NH4+	PT	CF
	(mg/l)	$(mg O_2/l)$	(mg O ₂ /l)	(mg/l)	(mg/l)	(/100ml)
Excellent	>7	< 3	< 30	< 0.1	< 0.1	≤20
Good	7-5	3-5	30-35	0.1-0.5	0.1-0.3	20-2000
medium	5-3	5-10	35-40	0.5-2	0.3-0.5	2 000-20 000
Bad	3-1	10-25	40-80	2-8	0.5-3	> 20 000
very bad	<1	> 25	> 80	> 8	> 3	-

Table 15. Scores of the distance from water
recharge

Distance (Km) from water recharge	Note
<2	10
2 - 4	8
4 - 6	6
6 - 8	4
8 - 10	2
>10	1

Table 12. Scores of the availability of the water recharge

Availability	Note
Very available	10
Available	8
Moderately available	6
Low availablity	2
Not available	1

Table 14. Rates of the quality of the waterrecharge

Quality of rivers' water	Note
Excellent	10
Good	8
Medium	6
Bad	4
Very bad	1

 Table 16. Scores of the socioeconomic impact of the recharge operation

Impact of artifcial recharge operation	Note
Very high	10
High	8
Medium	6
Low	4
Very low	1

ASSESSMENT OF ARTIFICIAL RECHARGE EFFICIENCY AGAINST GROUNDWATER STRESS IN THE EL KHAIRAT AQUIFER

M. ZAMMOURI (&) N. BRINI Faculty of Sciences of Tunis, University of Tunis El Manar, 2092 Tunisia e-mail: z_mounira@yahoo.fr

F. JARRAYA HORRICHE Georesources Laboratory, Centre of Research and Water Technologies, Technopole Borj Cedria, BP273 Soliman 8020, Tunisia

Abstract: The El Khairat aquifer located at the eastern center of Tunisia is mainly recharged by infiltration of flood water through beds of ephemeral streams. Since late 70s, the aquifer showed a continuous water table decline due to an excessive increase of groundwater extraction. The situation worsened by the damming of the El Khairat wadi which is the most important wadi of the region. Artificial recharge campaigns were carried out by Tunisian water agency to re-establish the natural groundwater recharge of the aquifer. They consisted of releasing water from the dam reservoir to the natural downstream bed of the wadi channel. This paper aims to assess the efficiency of the artificial groundwater recharge operations by developing a conceptual rainfall-runoff model. The model input consists of the daily water volume released from the dam. The wadi bed is divided into several serial reaches. For each reach, the production function is represented by a soil store and four transfer reservoirs. The model calibration consists of reproducing the daily surface runoff volume measured at the runoff gauging stations and the water table level measured at the piezometers located in close proximity of the wadi course. The modelling results indicate an infiltration coefficient ranging from 40% to 80%. Despite this high infiltration rate, the mean annual recharge in artificialized regime remains below the natural recharge. The construction of El Khairat dam could be a good resource management alternative under certain constraints as increasing the recharge campaigns frequency and avoiding releases with high discharge rate.

Key words: Groundwater recharge, Artificial recharge, Conceptual model, El Khairat wadi

Full manuscript available in: Calvache ML, Duque C, Pulido-Velazquez D (eds) (2017) Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean area. Springer, ISBN: 978-3-319-69356-9.

2. OTHER CONTRIBUTIONS

L'AQUIFÈRE KARSTIQUE DU LIAS DU SAÏS AU MAROC À L'ÉPREUVE DU CHANGEMENT CLIMATIQUE. ETAT DES LIEUX ET ADAPTATION

F. Amraoui

Laboratory of Geo-sciences applied to Amenagment Engineering (G.A.I.A). Hassan II University, Ain Chock Faculty of Science, Km 8 route d'El Jadida. BP 5366 Maarif. Casablanca, Morocco. amraoui_f@hotmail.com

Resumen: Les aquifères karstiques constituent dans la méditerranée une ressource en eau essentielle, parfois unique, tant pour l'eau potable que pour l'irrigation. C'est le cas de la nappe profonde du Lias qui a une grande extension géographique, couvrant le plateau carbonaté du Moyen atlas et la plaine du Sais (2.100 km²). Ce réservoir joue un rôle primordial pour l'alimentation en eau potable des deux grandes villes de Meknès et de Fès (2.5 millions d'habitants) et des centres de la région. Il est aussi sollicité pour satisfaire les besoins en eau d'irrigation de plus de 40.000 Ha.

L'objet de cette communication s'inscrit dans le cadre de la gestion quantitative et qualitative des ressources en eaux souterraines, qui est une nécessité et devient une urgence dans un contexte de changement climatique tendant dans la région vers l'aridification.

L'objet de la communication est double: approche de l'état hydrodynamique actuelle d'un grand réservoir profond du Lias en surexploitation, et évaluation des mesures d'adaptation, notamment le projet de mobiliser de l'eau de surface à partir du nouveau barrage M'Dez pour soulager la nappe et permettre une reconstitution des réserves dans la durée.

Mots clés: Aquifère liasique, changement climatique, fonctionnement hydrodynamique, adaptation.

2D ELECTRICAL RESISTIVITY TOMOGRAPHY SURVEY FOR SHALLOW ENVIRONMENTAL STUDY: CASE STUDY OF OUED TAHOUNA GROMBALIA TUNISIA

H. Azaiez

A. CHABAANE S. KHADHAR M. TAYECH AND H. GABTNI Georesources Laboratory, CERTE, Borj Cedria Technopark. BP 273 Soliman 8020

Abstract: The discharge of industrial and domestic wastewater in riverbeds increases the pollution risk of the soil and may infiltrate to the water table of shallow aquifers.

This is the case of Oued Tahouna River, in Grombalia region in northern Tunisia. Grombalia area is an agricultural zone containing a shallow water table which is 4 meters deep in the study area. Oued Tahouna is a seasonal river that receives wastewater from industrial zone of Grombalia as well as non treated wastes of the new urban area.

This study aims to use electrical geophysical methods to confirm the pollution detected in soil and surface water and to localize the potential infiltration of pollutants to the shallow water table.

The studied site spreads over 200 meters along Tahouna River. It contains four rejection points which are: 1) a leather tannery; 2) two rejection points from the National Water treatment plant *ONAS*; 3) an untreated urban wastewater rejection point.

Geochemical analyses of soil, surface water and groundwater, around the rejection sites, highlighted the high rates of contamination by organic pollutants and heavy metals. 2D Electrical Resistivity Tomography and vertical sounding Surveys have been carried out along the four rejection points. The experimental ERT measure stations have been implanted upstream, in a safe zone, and on a level with these rejection points. This permits to detect the impact of these rejections on soil and on shallow water electrical characteristics.

The inverted ERT models detected the pollution plume and localized the infiltration of pollutants from surface to the level of shallow water table.

These results, associated with geochemical investigations, allow locating the pollution sources responsible of groundwater quality degradation along Tahouna River and can be applied to many other rivers in Tunisia. This will give information about sites where to increase rejection inspection and install decontamination stations in order to prevent the pollution transportation in the shallow aquifers.

Key words: ERT, Pollution, Groundwater, contamination

THE IMPACT OF DROUGHT ON GROUNDWATER QUALITY: CASE OF ESSAOUIRA SYNCLINE, MOROCCO

A. Fekri

University HassanII, Ain Chok, Casablanca, Morocco, ahmedfekri13@gmail.com

Abstract: The drought usually produces a decline in groundwater level and it increases its electric conductivity. The aim of this study is to determine to which extent the drought is able to impact and modify the physic-chemical parameters characteristics of groundwater? The exploitation of the plio-quaternary aquifer to supply the Essaouira city with drinkable water, combined with the drought, produced an important drawdown. Between 1991 and 1995 the annual rainfalls average decreased by 38% and the Ksob river flow deficit was about 67%. The study of the hydro-chemical evolution of Essaouira aquifer has been carried out in a comparative analysis of data obtained in two surveys in 1991 (Fekri, 1993) and in 1995 (Menani, 2001). The seventeen wells chosen are those sampled in both campaigns. Taking into account the geology of this aquifer and its flow system, the wells of north part and south are processed separately. The northern part recharge depends mainly on the ksob river flow, whereas the southern part recharge depends only on the rain water.

The comparison of the chemical water profile of the two campaigns shows a change of water type. This change is due to the mode of recharge which depends primarily on Ksob River: during the dry season the base flow of this river stems from springs located upstream and which have a bicarbonate type; while on flood season surface water crosses salt Triassic rocks and leach essentially chloride and sodium.

This Ksob River functioning mode, thus, allows a recharge of the aquifer by bicarbonate water type during the dry season, and chloride water type during the flood season. The decrease of flow during the flood period deprives the aquifer of chloride water type, favoring bicarbonate water type recharge.

Key words: impact -drought- shallow aquifer- hydrochemistry

IWRM AGREEMENT: THE CASE OF EL HAOUZ-MEJJAT BASIN, MOROCCO

A.HADRI RESING, a.hadri@resing.ma

M.ABOUFIRASS RESING, m.aboufirass@resing.ma

A. Ambri RESING, ambriabdelilah@gmail.com

B. BERJAMY ABHT, b.berjamy@gmail.com

M. HAERING GIZ, marc.haering@giz.de

Abstract: Up to late 90's, Morocco has conducted a water resources management policy that allowed an efficient mobilization of this resources. However, this policy, which was mainly governed by water supply, did not allow preventing a continuous overdrawing and overexploitation of most subsurface aquifers in the country. The amount of the overdraft is estimated to 1 billion m3/year; with a decrease of the aquifer level that can exceed 2 m/ year for many aquifers.

IWRM Agreement implemented by hydraulic water basins has helped the setup, at the basin level, of a process by which participatory decisions and measures are taken collectively with the aim to better control groundwater withdrawal and water demand.

The case of the Haouz-Mejjat basin provides a real example of such IWRM process. This basin, 16000km2, is one of the most important hydrological basin in Morocco. It holds nearly 2 million inhabitants, more than 250.000 ha of irrigated lands and is the first touristic destination in the country (10 million tourists).

The water balance at the basin level show a deficit of about 111 m3/year over the period 2002-11. In the "business as usual" model, the deficit is expected to reach 300 m3/year by 2030.

Implementing a IWRM process in the framework of the an extended consultation of local and national stakeholders has allowed the development of a water resource management vision and strategy which was the basis for the construction of a coherent and realistic action plan, accepted and endorsed by all parties.

Some lessons learned from this exercise include:

On the technical side:

- -lack of data for building sound and accepted hydraulic models
- -Existing climate change models are global and do not allow working at the basin level,
- --Uncertainties about important parameters such as groundwater abstractions and ouadi flows.

On the social and governance side:

- -Difficulties to reach convergences of views on conflicting issues,
- -Difficulties to designate representative for each stakeholder categories,
- -Lack of communication and coordination among stockholders.

Key words: IWRM, water supply, climate change, Haouz-Mejjate

EL MÉTODO DE LAS IMÁGENES: UNA HERRAMIENTA NECESARIA EN LOS MODELOS DE FLUJO DE CAMPOS DE BOMBEO

J. HEREDIA

J. Gomes do Santos

P. MARTÍNEZ SANTOS

Instituto Geológico y Minero de España. Ríos Rosas, 23, 28003 Madrid Fac. de Cs. Geológicas, Univ. Complutense de Madrid. c/ José Antonio Novais, 12, 28040 Madrid j.heredia@igme.es; jubili.gomes@gmail.com; pemartin@geo.ucm.es

Resumen: En el desarrollo de un modelo numérico, un aspecto fundamental es definir los límites del dominio espacial y las condiciones de contorno que los representan, procurando que sean consistentes y estables. Así, se suelen buscar contactos con formaciones de baja permeabilidad, ríos o divisorias de aguas, atendiendo siempre a su permanencia temporal. Sin embargo, en ocasiones esto no es posible y se imponen límites lo suficientemente distantes de forma que una perturbación en su entorno no impacte en la zona de estudio durante el período de modelación. Otras veces, si el campo de flujo presenta cierta estabilidad, se adoptan líneas de flujo como bordes impermeables del modelo. En estos casos, que son hidráulicamente consistentes, representar literalmente en el modelo los bombeos con parámetros hidrogeológicos plausibles, introduce distorsiones que imposibilitan reproducir la piezometría observada. La imposición de bordes impermeables arbitrarios dentro del ámbito de influencia de los bombeos, magnifican su impacto en el sistema: deprimiendo más los niveles en el caso de extracciones o incrementando los ascensos en el caso de inyecciones. Para reproducir de forma correcta los niveles observados, y así calibrar el modelo con parámetros realistas, es necesario corregir los caudales de bombeo mediante el método de las imágenes. Se presenta el caso de la modelación de un campo de bombeo orientado a la agricultura bajo regadío, el cual se contempla que en un futuro atienda la demanda de la industria de transformación de la zona a fin de disminuir las dotaciones actuales de abastecimiento urbano.

EL CONSUMO RESPONSABLE Y LA ADECUACIÓN EN LA SATISFACCIÓN DE LA DEMANDA: ELEMENTOS BÁSICOS EN LA ADAPTACIÓN AL CAMBIO GLOBAL. EL CASO DE LA SIERRA DE HUMILLADERO (MÁLAGA, ESPAÑA)

J. HEREDIA Instituto Geológico y Minero de España, Ríos Rosas, 23, 28003 Madrid, j.heredia@igme.es

S. MARTOS ROSILLO Unidad territorial IGME en Granada, Urb. Alcázar del Genil, 4. Ed. Zulema bajo, 18006 Granada, s.martos@igme.es

A. GONZÁLEZ-RAMÓN Unidad territorial IGME en Granada, Urb. Alcázar del Genil, 4. Ed. Zulema bajo, 18006 Granada, antonio.gonzalez@igme.es

> A. PEDRERA Instituto Geológico y Minero de España, Ríos Rosas, 23, 28003 Madrid, a.pedrera@igme.es

Resumen: Los afloramientos carbonáticos jurásicos aislados por sedimentos arcillosos y evaporíticos triásicos que conforman las sierras en la comarca de Antequera han sido las fuentes tradicionales para abastecer a su población, la baja mineralización de sus aguas (CE $\approx 400 \ \mu\text{S/cm}$) era su rasgo atractivo. Las aguas más mineralizadas del acuífero mioceno supravacente a los materiales triásicos (CE $\approx 1.200 \ \mu\text{S/cm}$) se destinaban a la agricultura y ganadería, las aguas salobres del Trías (CE > 15.000 μ S/cm) se desestimaban. En 1980, el IGME advirtió que la explotación de los carbonatos debía ser cuidadosa, en particular en los de menor dimensión, y recomendó destinarla sólo al abastecimiento. Los recursos de la Sierra de Humilladero atienden las demandas urbanas de Humilladero y Fuente de Piedra; en el primero, la dotación pasó de 553 L/hab día en 1999 a 969 L/hab día en 2015. Tan alto consumo es, en buena medida, el resultado del suministro a los polígonos industriales. En 2004, el IGME detectó en esta sierra la inversión del gradiente de flujo natural con el acuífero mioceno y, en 2015, la formación de conos salinos desde los sedimentos triásicos con la progresiva degradación de la calidad del agua (CE $\approx 780 \ \mu\text{S/cm}$ en 2004 y CE ≈ 2400 µS/cm en 2015). Actualmente, la explotación duplica la recarga media anual estimada. Esta situación de sobrexplotación obligó a interrumpir el abastecimiento a Fuente de Piedra en el verano del 2016. El IGME ha propuesto medidas para recuperar la sostenibilidad de la explotación: disminuir drásticamente las dotaciones; adoptar un esquema de bombeo acorde a las características hidrogeológicas y atender la demanda de los polígonos con aguas del acuífero mioceno.

PROCESOS CLIMÁTICOS QUE INFLUYEN EN LA RECARGA DE ACUÍFEROS. CASO DE LA PROVINCIA DE GRANADA

J.A. LUQUE-ESPINAR Instituto Geológico y Minero de España. Urbanización Alcázar del Genil. Edificio Zulema 4 bajo, ja.luque@igme.es

D. PULIDO-VELAZQUEZ Instituto Geológico y Minero de España. Urbanización Alcázar del Genil. Edificio Zulema 4 bajo, d.pulido@igme.es

> E. PARDO-IGÚZQUIZA Instituto Geológico y Minero de España. Ríos Rosas 23. e.pardo@igme.es

F. FERNÁNDEZ-CHACÓN Instituto Geológico y Minero de España. Urbanización Alcázar del Genil. Edificio Zulema 4 bajo, f.fernandez@igme.es

Resumen: El análisis de series hidrológicas permite determinar aspectos tan importantes en la investigación de los recursos hídricos como la ciclicidad, las tendencias o posibles alteraciones en el comportamiento observado en los registros históricos. En este contexto, el análisis espectral aporta el marco teórico adecuado para alcanzar los objetivos mencionados. El análisis espectral tiene como objetivo la identificación de componentes cíclicos en series temporales. Para ello se utiliza un modelo estructural que consiste en considerar a la serie temporal como una combinación lineal de funciones sinusoidales de periodo conocido pero de amplitud y fase desconocidas. El análisis espectral calcula la amplitud y la fase de cada onda sinusoidal en la serie temporal analizada. La amplitud está relacionada con la varianza de la serie temporal de modo que la varianza total se descompone en la varianza explicada por cada una de las ondas sinusoidales existentes. Cuando dicha varianza se representa frente a la frecuencia de los armónicos, se obtiene una representación gráfica conocida como densidad espectral. Entre las diferentes técnicas existentes, se ha empleado la de Blackman-Tukey por ser más robusta.

La zona de estudio coincide aproximadamente con la provincia de Granada. La topografía presenta cambios muy bruscos con altitudes de van de 0 a 3,478 m s.n.m. La topografía junto con la climatología de esta zona condiciona fuertemente la distribución de las lluvias en el espacio y en el tiempo. La irregularidad en el espacio de las lluvias supone en algunos casos que las estaciones climatológicas no registren o no lo hagan correctamente determinados episodios puntuales que en algunas ocasiones provocan fuertes lluvias, especialmente en relación con los relieves elevados.

Para la realización de este trabajo se han empleado registros pluviométricos de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) con un mínimo de 50 años de observación. Los resultados obtenidos muestran una sectorización de la influencia de los ciclos climáticos existentes relacionada con su localización tanto en el espacio como con la altitud. Además, la longitud de las series analizadas ha permitido determinar la influencia de ciclos solares de hasta 47 años con valores de confianza estadística, pasando por Hale, NAO, ENSO y otros, además del anual y semestral.

Agradecimientos: Trabajo parcialmente financiado por el proyecto CGL2013-48424-C2-2-R

DO WE KNOW ALL ABOUT DOÑANA AQUIFER MODEL? NATURALIZING THE BEHAVIOR OF A MATHEMATICAL MODEL THROUGH HYDROFACIES

N. NARANJO-FERNÁNDEZ C. GUARDIOLA-ALBERT C. SERRANO-HIDALGO Instituto Geológico y Minero de España, C/ Ríos Rosas, 23. 28003, Madrid, nuria.fernandez@igme.es

Abstract: The need to manage groundwater, involves the use of mathematical models to understand the groundwater-wetland dynamics, in order to calculate the water resources and to simulate the effects of their use and exploitation. Improvements in Almonte-Marismas aquifer awareness are very important for make sustainable water management offsetting the effects of climate change in Doñana. The Almonte-Marismas aquifer system (Spain), declared by UNESCO as a Biosphere Reserve, is an area of high ecological biodiversity that depends on the health of wetlands. Numerous hydrogeological investigations have been developed by the Spanish Geological Survey since the seventies at the Almonte-Marismas aquifer, which hosts the Doñana National Park. Now, the main aim is to improve the mathematical model considering the geological information that has never been used before. Introducing a new column of hydrofacies, which represents the hydrogeological properties of each geological unit, the model will more closely represents the real dynamics of this complex sedimentary system. Once the hydrofacies have been defined and the known geology has been translated to hydrofacies, interpolation and geostatistical simulations have been carried out in order to define each hydrofacies domain in 3D.

The restructuring of the sedimentary system of the Almonte-Marismas aquifer into seven hydrofacies could contribute to a more realistic characterization of the geological properties of each unit in the model, leading to a more natural behavior of the model. Previous hydrological models, created in classic versions of MODFLOW, did not allow a detailed description of the units in the vertical discretization. This new model, using these seven hydrofacies, is intended to be used with the HUF (Hydrogeologic-Unit Flow) package, recently added to Modelmuse software (USGS), solve the complex groundwater flux related the complex sedimentary-geological of the Almonte-Marismas system.

Key words: mathematical model, geostatistical simulation, hydrofacies, modflow