Consideraciones sobre la calidad del agua del río Santiago (México) y cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos de su cuenca, para una adecuada gestión y planificación hidrológica



Tesis Doctoral
Luis David Rizo Decelis

Málaga, julio de 2017

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Imagen de la portada: Cañón del río Santiago (Barranca de Huentitán, Jalisco)
Fotografía de Francisco Figueroa P.



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA



AUTOR: Luis David Rizo Decelis



http://orcid.org/0000-0002-0615-169X

EDITA: Publicaciones y Divulgación Científica. Universidad de Málaga



Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada 4.0 Internacional:
http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/legalcode
Cualquier parte de esta obra se puede reproducir sin autorización
pero con el reconocimiento y atribución de los autores.
No se puede hacer uso comercial de la obra y no se puede alterar, transformar o hacer obras derivadas.

Esta Tesis Doctoral está depositada en el Repositorio Institucional de la Universidad de Málaga (RIUMA): riuma.uma.es

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA Y GEOLOGÍA
CENTRO DE HIDROGEOLOGÍA

TESIS DOCTORAL

CONSIDERACIONES SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO SANTIAGO (MÉXICO) Y CARTOGRAFÍA DE VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS DE SU CUENCA, PARA UNA ADECUADA GESTIÓN Y PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA

PRESENTADA POR: LUIS DAVID RIZO DECELIS

DIRIGIDA POR: BARTOLOMÉ ANDREO NAVARRO

Julio de 2017

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Memoria de Tesis Doctoral presentada por el Ingeniero Ambiental y Máster en Recursos Hídricos y Medio Ambiente **Luis David Rizo Decelis,** para optar al grado de Doctor en Ciencias en el programa de Doctorado en Recursos Hídricos y Medio Ambiente de la Universidad de Málaga.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

V.º B.º El Director:

Bartolomé Andreo Navarro

Catedrático de Geodinámica Externa

Departamento de Ecología y Geología

Facultad de Ciencias de la Universidad de Málaga

Julio de 2017

UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

BARTOLOMÉ ANDREO NAVARRO, Catedrático de Geodinámica Externa de la Universidad de Málaga,

CERTIFICA:

Que la presente Memoria, titulada "*Consideraciones sobre la calidad del agua del río Santiago (México) y cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos de su cuenca, para una adecuada gestión y planificación hidrológica*" ha sido realizada bajo su dirección por **D. Luis David Rizo Decelis** y que cumple, a su juicio, los requisitos necesarios para la defensa pública de cara a la obtención del Grado de Doctor en Ciencias.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Lo que firma, a los efectos oportunos, en Málaga a 23 de junio de 2017.

Fdo. Bartolomé Andreo Navarro

UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

Tribunal evaluador

Presidente

Prof. Dr. Ignacio Morell Evangelista

Instituto Universitario de Plaguicidas i Aguas, Universitat Jaume I

Secretaria

Dra. María Jesús Perles Roselló

Departamento de Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad de Málaga

Vocal

Prof. Dra. Blanca Elena Jiménez Cisneros

División de Ciencias del Agua, Dirección de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO)

Suplentes

Dr. Jesús María Vías Martínez

Departamento de Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad de Málaga

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Dra. Ana Isabel Marín Guerrero

Centro Temático Europeo de la Universidad de Málaga, Agencia Europea de Medio Ambiente

Dr. José Miguel Andreu Rodes

Departamento de Ciencias de la Tierra y Medio Ambiente, Universidad de Jaén

Evaluadores externos

Dra. María Vicenta Esteller Alberich

Centro Interamericano de Recursos del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México

Dr. Pedro Martínez Santos

Departamento de Geodinámica, Facultad de Ciencias Geológicas, Universidad Complutense de Madrid

UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Esta tesis doctoral se ha realizado en el “Centro de Hidrogeología de la Universidad de Málaga” (CEHIUMA), en el Departamento de Ecología y Geología de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Málaga, gracias a la ayuda concedida por el Programa de Becas en el Extranjero (No. 312640) del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) de México. Este trabajo es un resultado del proyecto CGL2015-65858-R de la Comunidad Autónoma de Andalucía (España) y forma parte del grupo de investigación en Hidrogeología de la Universidad de Málaga (RNM-308) de la Junta de Andalucía.

UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

A mi madre y

a mi abuela

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

Agradecimientos

"Cuando bebas el agua, recuerda al manantial..."
(Proverbio chino)

Durante los últimos 4 años, en la Universidad de Málaga, he tenido la fortuna de contar con el apoyo de numerosas personas y entidades. Todas han sido parte de esta intensa fase de aprendizaje, en menor o mayor medida, por lo que aprovecho este espacio para mostrarles mi sincera gratitud.

En primer lugar deseo agradecer al Dr. Bartolomé Andreo Navarro, Catedrático de Hidrogeología en la Universidad de Málaga y director de esta investigación, por su compromiso con mi formación y por estar dispuesto a ayudarme en todo momento, a pesar de sus incontables responsabilidades. Gracias por haberse embarcado conmigo en esta aventura hasta el final. Sus aportaciones a mi construcción personal van más allá del conocimiento científico que haya podido adquirir.

Agradezco también al Dr. Eulogio Pardo Igúzquiza, investigador del Instituto Geológico y Minero de España, por haberme recibido magníficamente durante múltiples estancias en Madrid. Por su paciencia que tiende a infinito y las sustanciales contribuciones que ha hecho a este trabajo. Gracias por todas sus enseñanzas y por descubrirme una pizca del fascinante mundo de la Geoestadística.

A la Dra. Ana Marín Guerrero, del Centro Temático Europeo ETC-UMA, por su orientación en temas de SIG y, sobre todo, gracias por apoyarme siempre: en los momentos buenos y también en los más complejos. Valoro las recomendaciones del Dr. Alberto Lorenzo Alonso durante mi breve estancia en esa institución. Y, sin duda, debo reconocer que la confianza de Alejandro Simón Colina resultó decisiva para comenzar el doctorado.

Esta etapa tan personal y laboriosa no ha sido del todo solitaria. La fraternidad ofrecida por Manuel Argamasilla, José Manuel Gil, José Manuel Nieto, Beatriz De La Torre, Lucía Ojeda, Javier Martín, Jorge Prieto, José Francisco Martín, Rebeca Ruiz y Pedro Jiménez, ha hecho el recorrido aun más apreciable y llevadero. En dicho grupo incluyo a los ya doctores Begoña Urresti, Juan Antonio Barberá, Damián Sánchez y Matías Mudarra. Gracias a María Jesús Civantos por su ayuda con los análisis químicos en los laboratorios del CEHIUMA, al igual que a Rocío González y el personal de los Servicios Centrales de Apoyo a la Investigación (SCAI). No puedo dejar fuera a mis colegas del Máster en Recursos Hídricos y Medio Ambiente, con quienes comenzó todo y que me han brindado momentos geniales y perspectivas enriquecedoras, dentro y fuera del contexto académico (en particular a Rocío Santiago, Carlos Reverte, Laura Llamazares, María Molina y Elena Mancera). Y de la misma manera, gracias a los profesores Iñaki Vadillo, Pablo Jiménez, Cristina Liñán, Jesús Vías y Francisco Carrasco, por todas sus atenciones. Al mismo tiempo, la cotidianidad en la Facultad de Ciencias me ha permitido conocer gente sumamente valiosa y nuevas amistades que deseo perduren. Me refiero a Candela Sánchez, Luis Aké, Daniel Merchán, David Amat, Paco Villanueva y Francisco Serrano.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

A Julie Lavoie por su ayuda con la corrección de los textos en inglés. A Malen Carmona, del Departamento de Ecología y Geología, por facilitar ciertas tareas administrativas. Igualmente ha sido divertido compartir el espacio de trabajo con Carlos Coca, Álex Pérez y Alberto Martín, sin olvidar a María Dolores Rodríguez.

En el ámbito institucional, aparte de la financiación del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México, otros organismos han colaborado facilitando información técnica-científica y estableciendo convenios de colaboración, medios de transporte o préstamo de equipos de medición, e incluso interviniendo en la toma de muestras y creación de cartografía. Entre ellas, está la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial de Jalisco, en particular Rigoberto Román, Adán Espejo, Guillermo Gómez-Pedrozo, Marco Gutiérrez y Miguel Márquez, a quienes agradezco su participación directa en los trabajos en campo. Del mismo modo, y con gran afecto, agradezco a la empresa Clifton Associates Ldt. - Natural Environment S.C., en concreto a Guillermo Gómez, Nacho Jiménez, Epi Robledo, Víctor Haces y Amelia Huerta, por hacerme sentir su respaldo profesional y personal.

La Comisión Estatal del Agua de Jalisco ha proporcionado información de dominio público y apoyo logístico esencial para esta investigación. Concretamente agradezco la ayuda prestada de Armando Muñoz y Jesús E. Vaquero, así como a Luis Aceves y su equipo de colaboradores.

A mi *alma mater*, el ITESO. He de reconocer esas interesantes (bien aderezadas) y largas charlas con mi buen amigo y profesor Javier Clausen; sus consejos y oportunas intervenciones han influido de forma determinante en este trabajo. Gracias además a la inestimable cooperación de Lydia Hernández, Hugo De Alba, Álvaro Ochoa, Resurrección Rodríguez y de mi *hermano* Ricardo Ontiveros. A los estudiantes del colectivo "Por Nuestro Río" y a los del Proyecto de Aplicación Profesional "Cartografía Ambiental": Rafael Chávez, Grace Gómez, Mario Valles y Alejandra Torres. Sin su refuerzo, creo que aún seguiría trazando polígonos y preparando información. Mención especial a Rodrigo Villalpando por su invaluable ayuda en todo lo relativo a la programación de algoritmos para el tratamiento de bases de datos.

En el plano más personal, quiero agradecer profundamente el apoyo de mi madre, quien me lo ha dado todo; por su positivismo, sabiduría y admirable tenacidad. Así como a la generosidad y confianza de mi abuela y del resto de mi cariñosa familia.

A Nerea, mi *compañera de vida* y soporte imprescindible para llegar hasta este momento (y creadora de esa bella portada). Del mismo modo, agradezco a mi nueva familia ibérica, en concreto a Ángeles, por su maravillosa hospitalidad en Madrid y sus buenos deseos; a Sabin y Blanca por sus ánimos, sus cuidados y grata compañía durante estos años, al igual que a mi cuñada Leire, al tío Libor, y a toda la familia Park por dejarme ser uno más.

Finalmente, gracias al resto de mis amigos *de siempre* (especialmente a Néstor, Tomás, Pancho, Neto, Chombo, Andrea, Lalo, Sandra, Ville y Gonzalo) por todas las cosas importantes que hemos compartido y por mantenerse cerca, muy por encima de la distancia o del tiempo.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

Resumen ejecutivo

La presente memoria de tesis doctoral está estructurada en cuatro bloques principales. El primero constituye una introducción al tema de investigación, los objetivos y la metodología seguida, así como una descripción de las características generales del área de estudio (medio físico y antrópico). Se hace una revisión bibliográfica y se detalla el tratamiento de información geográfica, así como de series temporales, con objeto de llevar a cabo la caracterización del medio físico (topografía, características climáticas, geología, edafología, vegetación, hidrología superficial e hidrogeología) y se mencionan algunos aspectos del contexto antrópico (usos del suelo, legislación y gestión de agua, demografía, socioeconómica). La segunda parte (capítulos *IV* y *V*) está enfocada esencialmente a la evaluación de la calidad del agua en el río Santiago, mediante dos perspectivas. Por un lado, se han analizado datos hidroquímicos y microbiológicos con el fin de hacer una evaluación de su estado químico, así como identificar la dinámica de los contaminantes; y por otro, se han aplicado herramientas geoestadísticas para la estimación de variables hidroquímicas en tramos del río donde no se han tomado muestras. A continuación, en el tercer bloque, se presenta un procedimiento informático para la generación de cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas; se aplica a toda la extensión de la cuenca del río Santiago y de forma más detallada al sistema acuífero que hay bajo la ciudad de Guadalajara, Jalisco (capítulo *VI*). En el último apartado se exponen las conclusiones generales de la tesis doctoral, de acuerdo con los objetivos planteados. Y, finalmente, se menciona una serie de recomendaciones concretas, con objeto de que los resultados obtenidos puedan contribuir a mejorar la gestión y planificación hidrológica en el área de investigación.

Se ha procurado profundizar en varios aspectos que conciernen a los recursos hídricos en la cuenca hidrográfica del río Santiago, con una extensión de 76.274 km^2, localizada en el centro-occidente de México. La distribución irregular de sus recursos hídricos es fruto de la gran diversidad de las características del medio físico. Sin embargo, las particularidades demográficas (7,5 millones de habitantes concentrados en las zonas urbanas con baja disponibilidad de recursos hídricos y alta vulnerabilidad a la contaminación), así como las deficiencias en la planificación y gobernanza de dichos recursos, juegan un papel esencial en los problemas derivados de la escasez de agua y de su mala calidad química, aparte del mal estado ecológico de sus ecosistemas acuáticos, debido, sobre todo, a vertidos de contaminantes. Buena parte de la planificación hidrológica está basada en la construcción de infraestructuras y proyectos de trasvase. Así, el desarrollo económico que se produce en sectores concretos de la cuenca, se lleva a cabo a expensas del deterioro de las fuentes de agua y de las condiciones adversas en las que vive una parte de la población, especialmente en la periferia de las ciudades y en el medio rural.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

De acuerdo con el análisis de largas series de datos climatológicos, la precipitación media histórica sobre el área de estudio ha sido calculada en 653 mm; varía entre 1346 mm en la parte baja de la cuenca del río Santiago (en Nayarit) y 452 mm en el sector septentrional (Aguascalientes). En la ciudad de Guadalajara, la precipitación media es de 997 mm. El año más seco del periodo histórico ha sido 2011 (391 mm), mientras que 1992 ha sido el más húmedo (831 mm) y 1975 (618 mm) representa un buen ejemplo de año medio. El análisis de los datos registrados en las estaciones meteorológicas e hidrométricas ha permitido constatar deficiencias en la información y una distribución poco uniforme de equipos de registro a lo largo de la cuenca. En la elaboración de los mapas de isoyetas se ha tenido en cuenta sólo el 55% de los datos meteorológicos proporcionados por el Servicio Meteorológico Nacional, mientras que en el análisis preliminar de las series de caudales de los ríos principales, únicamente se ha utilizado la información del 15% de las estaciones hidrométricas controladas por el Banco Nacional de Aguas Superficiales. Todo ello, junto con el régimen influenciado de los cauces debido a los numerosos embalses construidos, ha impedido efectuar un estudio climático e hidrológico más detallado.

El Sistema de Información Geográfica (SIG) compilado durante la presente investigación contiene numerosas variables que han sido tratadas y homogeneizadas para toda la extensión de la cuenca del río Santiago. Se ha creado cartografía detallada, a la par que se han preparado capas de información (vectorial y ráster) con mejor resolución que las disponibles hasta el momento. Dicho compendio podría optimizar los trabajos de investigación y de gestión de los recursos hídricos en el área de estudio. Además del mapa litológico (a escala 1:50.000), destacan los mapas de isoyetas y el Modelo Digital de Terreno con una resolución de 10 x 10 m. De este último producto se ha derivado el análisis de datos hidrográficos con buen detalle (morfología de subcuencas, redes de drenaje, hidrometría, etc.), que además de contribuir a la caracterización del medio físico y elaboración de mapas ha servido para obtener datos de gran valor para el tratamiento geoestadístico de numerosas variables que pueden estar relacionadas con la calidad del agua superficial.

A partir de información hidroquímica tomada en campo y del análisis de resultados recabados por instituciones públicas, se ha caracterizado la calidad del agua del río Santiago, a lo largo de sus casi 550 km de longitud. Se han identificado las principales causas de la contaminación: vertidos de aguas residuales urbanas y, en menor medida, aguas residuales industriales. Además, a partir del tratamiento geoestadístico, se han identificado las tendencias espacio-temporales de los componentes químicos del agua: a lo largo de las estaciones de muestreo sobre el río y durante el periodo de muestreo. La mayor parte de la contaminación se produce en las zonas aledañas a la ciudad de Guadalajara (con casi 5 millones de habitantes). Los tres principales focos de vertidos identificados se localizan, respectivamente, cerca del lago de Chapala (Ocotlán, Jalisco), aguas abajo del arroyo de El Ahogado y cerca de la Barranca de Huentitán. Al mismo tiempo, se ha comprobado que ocurre una disminución sistemática de la contaminación química y microbiológica, conforme el río se aleja de la ciudad. Así, el análisis de la información realizado en el marco de la presente tesis doctoral permite resaltar la

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

capacidad de atenuación natural del río Santiago, que puede ser debido a distintos factores: dilución de contaminantes por la entrada de afluentes y descarga de manantiales con agua de mejor calidad, la configuración de la cuenca hidrográfica y el aumento de la precipitación hacia su parte baja, donde además existe poco impacto de las actividades antrópicas.

Las consecuencias negativas por la construcción de embalses en grandes ríos han sido ampliamente estudiadas en trabajos previos; sin embargo, en este caso particular, es posible que las presas estén jugando un papel importante en la mejora de los indicadores de la calidad del agua del río Santiago, hasta presentar valores aceptables en la zona baja de su cuenca hidrográfica. No obstante, es muy posible que los contaminantes más persistentes se hallen retenidos en los sedimentos de los embalses. Este aspecto deberá ser investigado en el futuro.

Se constata la necesidad de profundizar en la interpretación de la información disponible y, en la medida de lo posible, que sea acompañada de acciones definidas para atajar las deficiencias. El control periódico llevado a cabo por la administración pública incluye numerosas variables de calidad del agua. Sin embargo, dicha vigilancia se limita a determinar los parámetros contemplados por la normativa, sin realizar un análisis y tratamiento de la información que repercuta en la toma de decisiones para optimizar la gestión y la protección de la calidad del agua. Por ello, se recomienda que las actividades de control de calidad del agua consideren la inclusión de otras variables importantes (e.g. Mg^{+}, CO_3^{-}, HCO_3^{-2}, Ca, K^{+}, Cr*[VI],* Se, Sb, Tl, Cs, V, Br^{-} , U, CFCs, compuestos orgánicos volátiles, organoclorados, contaminantes emergentes, etc.) que no se miden de forma periódica. Se recomienda descartar algunas variables debido a su carencia de un significado práctico para la caracterización de la calidad de la calidad del agua (e.g. coliformes totales, sustancias activas al azul de metileno, grasas y aceites) o a su redundancia (e.g. aquellas relacionadas con la mineralización de las aguas). Además se destaca la utilización de técnicas de SIG y estadística multivariable para aumentar la utilidad de la información hidroquímica

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Con objeto de proponer un enfoque metodológico novedoso para la predicción de la calidad del agua superficial mediante técnicas geoestadísticas, en tramos no muestreados del río Santiago, se han tenido en cuenta características inherentes a los cauces, que no suelen ser consideradas por los métodos de interpolación disponibles hasta el momento. Las subcuencas vertientes hasta la estación de muestreo de referencia y la localización de los focos de contaminación son aspectos que se han utilizado como áreas de soporte del modelo propuesto. Los resultados, obtenidos por el método de validación cruzada, demuestran que el planteamiento presentado es más preciso que los métodos más reconocidos hasta ahora por la comunidad científica (i.e. *ordinary kriging*), al estimar numerosas variables de calidad del agua en el río Santiago.

De forma general, se han identificado notables carencias en el estudio y programas de gestión de las aguas subterráneas en el área de investigación, tales como la delimitación

inadecuada de las unidades hidrogeológicas administrativas, falta de control sobre el número de captaciones o del nivel piezométrico de los acuíferos y, en general, poca documentación sobre su funcionamiento hidrogeológico. Ello ha reflejado la necesidad de incorporar trabajos de carácter científico para determinar la disponibilidad de recursos hídricos subterráneos y proponer medidas para su protección. En esta tesis doctoral se propone una delimitación de 29 de sus acuíferos, a partir de diversos criterios: la descripción de los mapas de potencialidad acuífera, cartografía geológica, localización de los sondeos inventariados por las instituciones públicas y división administrativa utilizada actualmente. Esta propuesta es, en todo caso, preliminar y deberá contrastarse y mejorarse con investigaciones futuras.

En el capítulo de cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas, se presenta una herramienta informática que sirve para aplicar, de manera semi-automática, los dos métodos más utilizados para la generación de estos mapas: los métodos DRASTIC y GOD. Se ha elaborado la cartografía de toda cuenca de estudio, así como de forma más detallada del sistema hidrogeológico, de tipo volcánico, localizado bajo la ciudad de Guadalajara. Los resultados muestran que la mayor parte de la cuenca presenta poca vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea, no obstante, los mayores núcleos urbanos se encuentran en las áreas más susceptibles a los vertidos. En la ciudad de Guadalajara, se considera particularmente importante desarrollar un inventario actualizado de los puntos de extracción, recarga y descarga de agua subterránea. Ambos métodos coinciden en que las áreas que presentan mayor vulnerabilidad a la contaminación se encuentran en las áreas septentrional y occidental del acuífero de dicha ciudad. Además, se pone de manifiesto la necesidad de desarrollar metodologías elaboradas para evaluar sistemas hidrogeológicos en contextos urbanos.

Se ha sugerido implementar acciones concretas, en lo referente al control y caracterización de la contaminación de ríos y acuíferos para la protección de las fuentes de agua. Entre ellas está la de mejorar los procedimientos de vigilancia del cumplimiento de la legislación aplicable (particularmente en materia de vertidos y ordenación territorial), gestión de los recursos hídricos y corrección de las deficiencias identificadas en la toma de datos (concentración de componentes químicos, pluviometría, hidrometría, piezometría), así como la potencialidad del uso de herramientas de SIG, investigación hidrogeológica y modelización geoestadística.

Es preciso recuperar el soporte de las decisiones sobre planificación y gestión hidrológica mediante criterios con rigor científico. La información tratada en la presente tesis doctoral puede ser aprovechada, como un paso inicial, para el desarrollo de líneas de trabajo encaminadas a mejorar la gestión y planificación hidrológica en la cuenca del río Santiago que, con el tiempo, puedan extenderse a otras cuencas y territorios en condiciones similares.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

Executive summary

This PhD thesis is divided in four main units. The first unit represents an introduction to the research subject, the main goals and the followed methodology, besides it includes a description of the overall characteristics of the study area, related to water resources (interaction between natural/human environments). A literature review is carried out and details of the geographic information layers treatment are described, as well as time series management, in order to present the environmental baseline (topography, climatics, geology, soil, vegetation, surface hydrology and hydrogeology), while mentioning some aspects of the human context (land uses, water management and law, demographics, socio-economics). The second unit (Chapters *IV* and *V*) essentially focuses on the surface water quality assessment of the Santiago River, from two perspectives. On the one hand, hydrochemical and microbiological data have been analyzed, as well the water-pollution dynamics has been identified; and, on the other hand, geostatistical tools have been applied and tested for predicting water concentration of some quality variables along the river, at non-sampled sections. Next, the third unit offers a Geographic Information System (GIS) instrument for the creation of groundwater vulnerability to contamination mapping. These maps have been obtained for the entire Santiago River Basin and, in more detail, for the volcanic aquifer system located below Guadalajara City (Jalisco State) –in Chapter *VI*-. In the last section, conclusions of the PhD dissertation are presented, in line with the main objectives set out in the first Chapter. Finally, some recommendations are described, in view of the obtained results can go toward to improve the water resources planning and management in the research area.

The main goal has been defined as to improve the knowledge of several aspects related to water resources in the Santiago River Basin, with an extension of 76,274 km², located in Central Western region of Mexico. The uneven distribution of water resources in the basin is the result of the great-diversity of its natural environment. Nevertheless, demographic characteristics (population in the basin is estimated at 7.5 million inhabitants, and most of it is concentrated in urban areas, where there is scarcity and poor water quality, and cities are founded in zones with high vulnerability of groundwater to pollution), as well as deficiencies in urban planning and water governance play an essential role in the difficulties arising, involving the poor ecological-status of aquatic ecosystems, mainly due to discharges of wastewaters. Much of the water resources planning in Mexico is based on dams' construction and water basin-transfer projects. The dynamic economic development, occurring in some focalized portions of the basin, comes at the expense of environmental deterioration and adverse living conditions particularly for the inhabitants of the upper zone (mostly rural areas and cities´ outskirts). The real liabilities, involving damage to hydrologic ecosystems and lack of control of illegal discharges to watercourses, are not covered. Consequently, it is critical to develop mechanisms that contribute to improve inspection practices in

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

wastewaters discharge and to construct effective instruments for territorial planning and integrated water management in the Santiago River Basin.

According to the analysis of long-time series of climatological datasets, the historical average rainfall over the study area is calculated in 653 mm; from 1,346 mm in the lower zone of the Santiago River Basin (in Nayarit State) to 452 mm in the northern sector (in Aguascalientes State) of the watershed. In Guadalajara City, the average rainfall is 997 mm. The driest year of the historical period was 2011 (391 mm), while 1992 was the wettest (831 mm), and 1975 (618 mm) was found to be a good example of average year in the basin. In addition, analysis of datasets recorded from meteorological and gauge stations revealed information deficiencies, and an irregular distribution of these devices throughout the watershed. Only 55% of the meteorological data, provided by the National Meteorological Service (SMN) of Mexico, has been considered in the creation of isohyet maps. Moreover, in the preliminary analysis of water gauging of the main tributaries, only 15% of the stations controlled by the National Bank of Surface Water (BANDAS), have been taken into account. All this, together with the influenced regime of the river channels due to several reservoirs dams built along the watershed, has impeded to perform a more detailed climatic and hydrological study.

The GIS, prepared during the actual research, contains many variables that have been treated and standardized for the whole extension of the Santiago River Basin. Detailed cartography has been created, while some information layers (vector and raster types) have been prepared. Geographic data collection could optimize research works and water resources´ management programs in the studied area. The lithological map is a good example of it (at a scale of 1: 50,000), as well as the rainfall maps and the Digital Terrain Model (with a resolution of 10 x 10 m). In addition, from the latter model, hydrographic data was derived, accomplishing good detail (e.g. sub-basins morphology, drainage networks, hydrometrics, etc.). These layers can also be significant to the natural environmental baseline, and mapping creation. It has also assisted in obtaining a dataset of great value for geostatistical treatment of many variables linked to the surface-water quality assessment.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA



There have been identified the two leading pollution types of sources that discharged to the Santiago River, which especially occur in headwaters, nearby Guadalajara Metropolitan area: (i) urban wastewater and (ii) industrial effluents. In addition, spatial-temporal trends of the chemical components of water have been identified from geostatistical treatments: along the river and during the sampling period. Most of the contamination occurs in the areas surrounding the city of Guadalajara (with a population of approximately 5 million inhabitants). The three main pollution hotspots identified are located, respectively, near to the Lake Chapala (in Ocotlán, Jalisco), downstream of the El Ahogado Stream, and close to the Santiago River Canyon (in the so-called Barranca de Huentitán). However, there have been recognized some areas along the river where significant reduction of the pollutants concentrations takes place. In the lower basin, the water concentrations of dissolved oxygen are consistently above acceptable levels, and the majority of the pollution-indicator parameters are below the legal limits. It occurred

despite the high-polluted water discharged in the outskirts of Guadalajara, highlighting the greatest natural attenuation capacity of the Santiago River. The aforementioned is possibly due to the dilution by the inflow of tributaries, spring water discharge, and to the rainfall increasing in the lower basin. In addition, it is likely that hydropower dams are positively influencing the retention of pollutants along the river. Even though negative impacts derived from dam reservoirs construction in large rivers have been widely studied, in this particular case, it is possible that the dams are playing an important role in improving the water quality indicators of the Santiago River. However, it is quite possible that the most persistent pollutants are retained in the water-reservoir sediments. This aspect deserves further research.

There is a need to improve the available data interpretation and, as far as possible, to include well-defined actions to address insufficiencies in water planning and management. The periodical control carried out by the Government includes many water quality variables. Nonetheless, such monitoring is limited only to determining the variables included in wastewater domestic laws, without running a proper analysis and data treatment, which may encourage the decision-making of water resources quality protection. For that reason, it is recommended that water quality control activities consider the inclusion of some other significant variables (e.g. Mg^{+}, CO_3^{-2}, HCO_3^{-}, Ca^{+}, K, Cr [VI], Se, Sb, Tl, Cs, V , Br^{-}, U, CFCs, volatile organic compounds, organochlorines, emerging pollutants, etc.), which are not monitored periodically. In addition, it can be considered to discard some variables due to their redundancy (e.g. those related to water mineralization), or because of the lack of practical meaning for water quality characterization (e.g. total coliforms, methylene blue active substances, fats and oils). Moreover, it is highlighted the use of GIS techniques and multivariate statistics in order to increase the usefulness of hydrochemical information.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Essential characteristics to the river channels have been taken into account in order to propose a novel methodological approach for surface-water quality prediction, by means of geostatistical techniques, at non-sampled stretches of the Santiago River. Those are not usually considered by the interpolation methods available (so far), such as the sub-basin drainage area to the upstream sampling station, and the pollution hotspots location. Both aspects have been used as support areas of the proposed model. The results, obtained by the cross-validation technique, show that the presented approach is more accurate than the most methods commonly acknowledged by the scientific community (i.e. ordinary kriging) in estimating several water quality variables in the Santiago river.

Overall, significant insufficiencies have been identified in groundwater resources (studies, planning and management) of the Santiago River Basin, such as the inadequate definition of administrative units, the lack of monitoring or the water-table levels and, in general, hydrogeological functioning poorly documented. These have shown the need of scientific work incorporation to determine the availability of groundwater resources, and to recommend procedures for water-sources protection. It has been proposed a delineation of 29 aquifers in the Santiago River Basin, based on several conditions: the

description of permeability and rock-type maps, water-well location inventoried by public institutions, and the administrative division in use.

In the chapter of groundwater vulnerability mapping to contamination (Chapter *VI*), a GIS-tool is offered, which may be used to apply the two most used parametric procedures for generation of these maps: the DRASTIC and GOD methods. Maps of the whole Santiago River Basin have been created, as well as a more detailed cartography for the hydrogeological volcanic system located below Guadalajara City. Results show that there is a low vulnerability of the watershed to groundwater contamination in most of the territory; however, the largest urban areas are located in high vulnerability sites. In Guadalajara City, it has been also deemed particularly important to develop an updated inventory of groundwater extracting wells. Both methods agree that areas with the higher vulnerability to groundwater pollution are found in the Northern and Western regions of the aquifer. Therefore, it is emphasized the needs for methodologies intended to assess hydrogeological systems in urban contexts.

It has been suggested to develop specific appointments, regarding the improvement of monitoring and assessment of polluted rivers and aquifers, as well as protection of water sources. These recommendation include improving control procedures and law enforcement (particularly in terms of waste management, risk assessment and land use), as well as correcting the deficiencies identified in data collection (chemical concentration, rainfall and gauging measurement, and water-table levels monitoring).

It is necessary to recover the decisions-support, concerning water resources planning and management, by means of scientific facts incorporation. The material existing in this PhD Thesis might be helpful, as an initial step, to develop work-lines aimed to improving hydrological programs in the Santiago River Basin and, over time, can be extended to other territories under similar conditions.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

Índice general

Capítulo I
Introducción ____ **5**
1.1 Aspectos generales ____ 5
1.2 Localización geográfica y generalidades del área de estudio ____ 8
1.3 Objetivos ____ 11

Capítulo II
Metodología ____ **12**
2.1 Trabajo de campo ____ 12
2.2 Trabajo de laboratorio ____ 13
2.3 Trabajo de gabinete ____ 14
2.3.1 Revisión de antecedentes ____ 14
2.3.2 Utilización de Sistemas de Información Geográfica (SIG) ____ 15
2.3.3 Tratamiento estadístico ____ 29
2.3.4 Datos hidroquímicos ____ 30
2.3.5 Datos meteorológicos ____ 31
2.3.6 Datos hidrométricos ____ 32
2.3.7 Elaboración de mapas, figuras y cuadros ____ 32
2.3.8 Preparación de publicaciones científicas ____ 33
2.3.9 Redacción de la memoria de tesis doctoral ____ 33

Capítulo III
Caracterización del área de estudio ____ **34**
3.1 El medio físico ____ 34
3.1.1 Topografía: relieve, altitud y pendiente ____ 34
3.1.2 Características climáticas ____ 37
3.1.3 Contexto geológico ____ 52
3.1.4 Edafología: tipos de suelo, textura y espesor ____ 73
3.1.5 Cobertura superficial ____ 77
3.1.6 Hidrología superficial ____ 83
3.1.7 Hidrogeología ____ 97
3.2 Contexto del medio antrópico y gobernanza del agua ____ 111
3.2.1 Antecedentes ____ 111
3.2.2 Contexto jurídico y debate sobre el modelo de gestión ____ 113
3.2.3 Demografía y socio-economía en el área de estudio ____ 116
3.2.4 Oferta y demanda de agua en la cuenca ____ 121
3.2.5 Gestión de los recursos hídricos y fuentes de abastecimiento ____ 123
3.2.6 Infraestructura hidráulica ____ 125
3.2.7 Consideraciones sobre el abastecimiento de agua para la ciudad Guadalajara ____ 129

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Capítulo IV
Caracterización de la calidad del agua del río Santiago ____ **131**
Presentación ____ 131
4.1 Consideraciones previas sobre la calidad del agua en el área de estudio _ 131
4.2 Antecedentes ____ 132
4.3 Información disponible de calidad del agua ____ 139
4.3.1 Información de la CEA ____ 141
4.3.2 Información de la CONAGUA ____ 143
4.3.3 Resultados de las campañas de muestreo de la presente investigación 145
4.4 Análisis de Componentes Principales ____ 148
4.5 Variación espacial y temporal de la calidad del agua ____ 152
4.6 Análisis preliminar de tendencias e identificación de los focos de contaminación ____ 162
4.7 Discusión e interpretación de los resultados sobre calidad del agua ____ 164

Capítulo V
Propuesta metodológica para la predicción de la calidad del agua superficial en ríos, mediante técnicas de Geoestadística. Aplicación a la cuenca del río Santiago ____ **171**
Presentación ____ 171
5.1 Consideraciones previas ____ 172
5.2 Definición de las áreas de soporte de las cuencas hidrográficas ____ 175
5.3 Justificación de la metodología ____ 178
5.4 Validación cruzada ____ 191
5.5 Resultados del análisis geoestadístico ____ 192
5.5.1 Resultados de la validación cruzada ____ 192
5.5.2 Predicción espacial de variables de calidad del agua ____ 196
5.6 Discusión de resultados de predicción calidad del agua ____ 200

Capítulo VI
Cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos de la cuenca del río Santiago ____ **205**
Presentación ____ ____ 205
6.1 Consideraciones generales sobre la cartografía de vulnerabilidad a la contaminación ____ 205
6.2 Antecedentes ____ 210
6.3 Características del acuífero Atemajac-Toluquilla ____ 214
6.4 Aplicación de métodos de cartografía de vulnerabilidad ____ 233
6.4.1 Método GOD ____ 233
6.4.2 Método DRASTIC ____ 242
6.5 Discusión de los resultados de la cartografía de vulnerabilidad acuífera intrínseca ____ 251

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Capítulo VII

Conclusiones _____ **257**
7.1 Caracterización del medio físico y revisión de los aspectos relacionados con la gestión de los recursos hídricos en la cuenca del río Santiago _____ 257
7.2 Calidad del agua en el río Santiago _____ 259
7.3 Propuesta metodológica para la predicción de variables de calidad del agua del río Santiago en tramos no muestreados _____ 260
7.4 Cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos en la cuenca del río Santiago y medidas para la protección de sus aguas subterráneas ___ 262

Recomendaciones _____ 265

Referencias _____ 268

Índice de figuras _____ 299

Índice de cuadros _____ 304

Anexos _____ 305

Anexo I – Cartografía de la cuenca del río Santiago _____ 305
Mapa de situación geográfica _____ 306
Mapa hipsométrico _ _____ 307
Mapa de pendientes _____ 308
Mapa geológico _____ 309
Cortes geológicos _____ 310
Mapa edafológico _____ 311
Mapa hidrográfico _____ 312

Anexo II – Códigos de programación de SIG en lenguaje phyton _____ 313

Anexo III – Publicaciones científicas incluidas en el *Science Citation Index* ___ 321

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

Capítulo I Introducción

1.1 Aspectos generales

La importancia vital de los recursos hídricos es indiscutible, tanto para el medio ambiente como para el desarrollo de la humanidad. Buena parte de las actividades humanas dependen de los ecosistemas acuáticos; sin embargo, éstos se encuentran entre los más deteriorados y amenazados en la Tierra (Nel *et al.*, 2009; Bhaduri *et al.*, 2014). Las modificaciones en el equilibrio ecológico suponen una disminución del agua disponible y del bienestar humano. No es posible alcanzar un desarrollo equitativo sin resolver los problemas de abastecimiento y calidad del agua. Se estima que cerca de 4.300 millones de personas enfrentan condiciones de escasez (Mekonnen y Hoekstra, 2016) y 600 millones (~10% de la población mundial) carecen de acceso a recursos hídricos de calidad aceptable (OMS-UNICEF, 2015). Para mediados del siglo XXI, se prevé que la población mundial alcanzará los 12.000 millones de habitantes y la demanda de agua se habrá duplicado (Ercin y Hoekstra, 2014; UNESCO, 2015; UNEP, 2015).

A lo largo de la historia, los ríos han sido una fuente de agua dulce importante para todas las civilizaciones (Pressat, 1977). En la actualidad, buena parte de las actividades aún depende de los ríos. El uso intensivo de sus aguas sigue jugando un papel preponderante para diversos sectores, sobre todo en el caso de la agricultura, la industria y los servicios urbanos. A menudo, los ríos sirven para el transporte de residuos, lo que conlleva un grave deterioro de la calidad de sus aguas (Ravindra *et al.*, 2003), especialmente en los países poco desarrollados. Estos territorios se enfrentan a la difícil tarea de gestionar sus recursos hídricos, frente a problemas de escasez e inequidad, al mismo tiempo que tratan de preservar la calidad natural del agua. Todo ello en ecosistemas comúnmente sometidos a una fuerte presión antrópica (Das Gupda, 2008; Su *et al.*, 2011; Rojas-Ortuste, 2014; Jiménez-Cisneros, 2014; IANAS y UNESCO, 2015).

Arrojo (2006) ha indicado que, a diferencia de los ríos, se asume que los bosques constituyen ecosistemas con un equilibrio delicado. Desde finales del siglo XX, se ha logrado adquirir conciencia, con una aprobación generalizada, de preservar la integridad de los bosques por su importancia ecológica, más allá de ser asumidos como generadores del recurso madera. El reto actual es extender una conciencia similar hacia el ámbito hidrológico y comenzar a hacer referencia a la gestión integrada de cuencas hidrológicas, en lugar de, únicamente, al recurso agua.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En términos de planificación, gestión o conservación, las aguas subterráneas están situadas en una categoría inferior a las superficiales. Frecuentemente, la importancia de los acuíferos se considera sólo durante los periodos de sequía, mientras que se desatiende su carácter limitado y vulnerable a la contaminación (Daly *et al.*, 2002; Llamas y Martínez-Santos, 2005). Vías (2005) planteó que sería inadmisible permitir la instalación de un vertedero o una gasolinera junto a un embalse, debido al riesgo de contaminación que ello representaría. Destacó que no se tiene la misma consideración al permitir el desarrollo de ciertas actividades potencialmente contaminantes sobre los acuíferos, ni siquiera cuando se trata de una fuente de abastecimiento de agua para la población (OMS, 2014).

La evidencia científica sobre cambio climático apunta a que las ciudades deben apostar por abastecerse del agua subterránea en un futuro cercano (OCDE, 2013; IPCC, 2014). Es un tema crítico que requiere la atención de todo el mundo, dada la presión ejercida sobre dicho recurso (Foster y van der Gun, 2016; FAO, 2016; UNESCO, 2016a). A diferencia de los embalses o lagos, el agua de los acuíferos es menos susceptible de sufrir evaporación y suele ser menos vulnerable a la contaminación y a la sequía (Perles Roselló *et al.*, 2009).

El objetivo de la cartografía de vulnerabilidad es identificar las zonas más susceptibles a la contaminación de los acuíferos y establecer los criterios para la protección de sus aguas (Aller *et al.*, 1987). Supone una herramienta para mejorar las estrategias de planificación de los usos del suelo (UNESCO, 1988) y, finalmente, contribuye a que el crecimiento económico sea más compatible con la protección de los recursos hídricos (Marín *et al.*, 2011).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Los desafíos para llevar a cabo una buena gestión de los recursos hídricos constituyen un grave problema de carácter mundial (*World Bank*, 2016; UNESCO, 2016b). Sin embargo, en cada región presentan retos diferentes, condicionados por los factores naturales, las actividades humanas en el territorio y la compatibilidad de su gestión respecto al cuidado de sus fuentes.

De acuerdo con informes recientes de la ONU sobre políticas e institucionalidad en materia de agua potable, México es uno de los países que padece más escasez relativa de agua a escala mundial (CEPAL, 2014, 2015, 2016). Se enfrenta a graves problemas de diversa índole (deterioro ecológico, gobernabilidad y derechos humanos, salud y alimentación), entre los cuales, la escasez de agua potable es un desafío de gran relevancia (AMC-CONAGUA, 2010; Delgado *et al.*, 2014; Stratfor, 2015; CEPAL, 2017). Según los datos oficiales, el 70% de los ríos mexicanos se encuentra en mal estado químico y ecológico (CONAGUA, 2013) y alrededor del 30% de los acuíferos sobreexplotado (DOF, 2015a). México tiene una población total de más de 120 millones de habitantes, de los cuales un 46,2% se encuentra en situación

de pobreza (CONEVAL, 2014). Del total de habitantes, un 79% se encuentra en zonas urbanas (INEGI, 2010a) y el 75% está distribuido en sólo 13 de las 380 cuencas hidrográficas (Jiménez-Cisneros y Marín, 2004; Cotler y Caire, 2009). Se estima que el 72,5% de la lluvia en México se evapotranspira, el 22,1% escurre por los cauces y el 5,4% se infiltra en los acuíferos (CONAGUA, 2014). Dos terceras partes del territorio se consideran áridas o semiáridas (Gassert *et al.*, 2014), con una tasa de precipitación menor de 500 mm/año. En contraste, el sureste es húmedo, con precipitaciones mayores de 2.000 mm/año (Hudson *et al.*, 2005). El 70% de los recursos hídricos se encuentra en la parte sur del país, donde reside únicamente el 30% de la población. Aunque en la zona central y septentrional se cuenta sólo con el 30% de dichos recursos, son los sectores donde se localiza más del 70% de los habitantes y la mayor parte de las actividades (Jiménez-Cisneros, 2001; CONAGUA, 2014). Según Aboites *et al.* (2008), el Estado se ha limitado a regular y administrar los recursos hídricos, por ello la gestión del agua exhibe la inequidad de la sociedad mexicana, agudizada durante las últimas décadas.

A diferencia de otros países, prácticamente todas las grandes ciudades mexicanas están localizadas en el interior del continente y no en la costa, donde se ha previsto que la creciente demanda de abastecimiento se podrá satisfacer, con recursos hídricos de calidad adecuada y de manera cada vez más eficiente, mediante la aplicación de métodos de desalinización de agua del mar (DMA, 2000; Arrojo, 2006; Hermosillo *et al.*, 2011). El 37% del agua utilizada en México es subterránea (CONAGUA, 2014), de la cual alrededor del 70% se usa para abastecimiento urbano (Jiménez-Cisneros *et al.*, 2010). Sin embargo, está pendiente implementar una gestión adecuada, basada en el conocimiento hidrogeológico. En torno a este tema, Escolero y Marín (1992) señalaron que los principales problemas referentes a la gestión del agua subterránea del país eran de dos tipos: el primero es un conjunto de desafíos (i.e. contaminación, intrusión salina y sobreexplotación) y el segundo, que ampliaría la gravedad del anterior, es la falta de especialistas. En dicho sentido, la investigación científica constituye un aspecto estratégico para llegar a consensos fundamentados en información rigurosa. Sahuquillo *et al.* (2008) aseguraron que lo primordial es ampliar el conocimiento de los acuíferos, mediante la realización de estudios más profundos y detallados, mejorar los sistemas de control y, sobre todo, aumentar el número de profesionales con formación hidrogeológica, especialmente en instituciones relacionadas con la gestión hídrica y la protección ambiental.

Según Arrojo (2012), México se convertirá, con el tiempo, en un país líder mundial en la protección de ríos y acuíferos. La distribución demográfica tan particular que se presenta en este territorio es la razón de esta osada premisa. Las áreas con mayor actividad económica (~85% del PIB) y los centros urbanos importantes se localizan en zonas a gran altitud y con

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

baja disponibilidad de agua. En definitiva, para sostenerse, dicho país necesita recobrar el buen estado químico, cuantitativo y ecológico de sus aguas.

La mayoría de los problemas generales que afronta México en materia de escasez, gestión inadecuada y contaminación de los recursos hídricos los comparte, en concreto, la cuenca del río Santiago, que constituye el objeto de estudio de la presente tesis doctoral.

En el escenario descrito es clave desarrollar estrategias que aborden los problemas en términos de gestión integral de las cuencas hidrológicas. Para dirigir los esfuerzos hacia la dirección correcta, la aplicación de las ciencias es un paso fundamental (Jury y Vaux, 2005; UNESCO, 2016a).

1.2 Localización geográfica y generalidades del área de estudio

La cuenca del río Santiago (CRS) se localiza en la región centro-occidental de México (Figura 1.1), tiene una superficie de drenaje de 76.274 km^2 y descarga un caudal promedio de 216 m^3/s de agua dulce al océano Pacífico, aproximadamente ~6.800 hm^3/año (SRH, 1972). La CRS está delimitada orográficamente por la Sierra Madre Occidental, al norte, y por el Eje Neo-Volcánico Transversal Mexicano, al sur. Su divisoria más septentrional se encuentra a sólo 6 km al sur del Trópico de Cáncer.

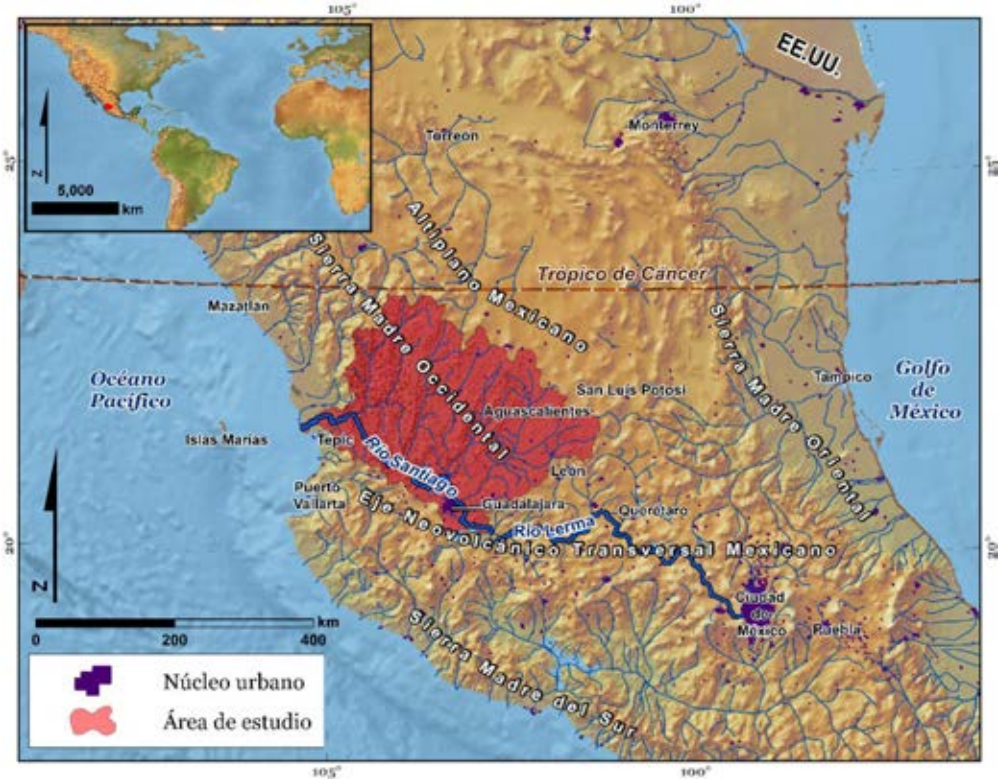


Figura 1.1 Situación geográfica de la zona de estudio (hecho con *Natural Earth* -2017-)

La configuración hidrográfica del área de estudio está condicionada por la orografía y litología de sus materiales volcánicos. El eje de drenaje de la cuenca, el río Santiago, está situado en la zona meridional de la demarcación. Este río (también conocido como río *Grande de Santiago* o río *Santiago Tololotlán*) recorre ~549 km desde su nacimiento, a una altitud de 1.530 m s.n.m., al NE del lago de Chapala, al SO del municipio de Ocotlán; pasa junto a la ciudad de Guadalajara en Jalisco y continúa hasta su desembocadura en Nayarit, en el océano Pacífico (véase anexo I -mapa de situación geográfica-). El río Santiago constituye la frontera entre los estados de Jalisco y Nayarit en un tramo de 20,5 km, desde su confluencia con el río Bolaños hasta aguas abajo de la presa hidroeléctrica de La Yesca. En general, este cauce tiene una dirección SE-NO, de forma prácticamente paralela a la Sierra Volcánica Nayarita (también conocida como *Sierra del Nayar*), localizada en la unión del denominado Eje Neo-Volcánico Transversal Mexicano (ETV) con la Sierra Madre Occidental (SMO), entre Tepic y Guadalajara (Figura 1.1). Los principales afluentes que desembocan en el río Santiago, desde su cabecera hacia aguas abajo, son los ríos: Zula, Verde, Juchipila, Bolaños y Huaynamota, todos ellos por su margen derecha (Anexo I).

La CRS juega un papel importante en el desarrollo económico e intercambio comercial con la región central y NO del país. Como se aprecia en el mapa de situación geográfica (Anexo I), el área de estudio incluye parcialmente siete entidades federativas dentro de México: el 38% de la CRS está dentro de Jalisco, seguido de Zacatecas con el 31,4%, Nayarit (16%), Aguascalientes (7,2%), Durango (5,2%), Guanajuato (2,1%) y San Luis Potosí (0,1%).

El río Santiago se origina en Chapala, el lago más grande de México y el tercero de Latinoamérica (Herdendorf, 1982; Van der Leeden *et al.*, 1990; Lind y Dávalos-Lind, 2001). Dicho lago cuenta con una superficie promedio de 1.112 km^2 y una capacidad de almacenamiento de 8.135 hm^3 (CONAGUA, 2014) y principalmente se recarga por el drenaje de la cuenca del río Lerma (Figura 1.1), también conocido como río *Tololotlán*, cuyo caudal ha disminuido como resultado del bombeo de agua para abastecimiento de las ciudades en la región central del país (Esteller y Díaz-Delgado, 2000; Hansen y van Afferden, 2001; Cotler *et al.*, 2006).

Guadalajara, la segunda urbe más grande de México y la principal en el área de estudio, está ubicada en la parte alta de la cuenca. En 1957, comenzó a aprovecharse el agua del lago de Chapala para la emblemática capital de Jalisco, a través del río Santiago (Medina *et al.*, 1997). Desde entonces, el lago constituye la fuente principal de agua para dicha ciudad. Actualmente representa alrededor del 60% del abastecimiento urbano (CEA-IMTA, 2015). Esto último a pesar de recibir una gran cantidad de aguas residuales sin previa depuración (provenientes de los estados de México, Michoacán, Querétaro, Guanajuato y del sur de Jalisco –véase mapa

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

de situación en el anexo I-), a través del río Lerma y sus afluentes (Ford y Ryan, 1995; Esteller y Díaz-Delgado, 2000; Fall *et al.*, 2007; Sedeño-Díaz y López-López, 2007; Moncayo-Estrada *et al*, 2015). Antes de los cambios de origen antrópico que han fragmentado la demarcación, tales como las modificaciones en la geomorfología lacustre y disminución de los caudales en los cauces por extracciones, construcción de embalses y canales, etc., los ríos Santiago y Lerma, junto con el lago de Chapala, pertenecían al mismo sistema hidrológico. Desde los años setenta del pasado siglo, el río Santiago se inicia en el lago de Chapala a partir de un sistema de bombeo localizado en Ocotlán (véase mapa de localización en el anexo I), ya que el nivel del lago no permite su drenaje natural (SIAPA, 1988; De Anda y Maniak, 2007). Todo esto ha convertido a la demarcación hidrográfica contigua, la Lerma-Chapala, en una cuenca endorreica (Wester, 2008).

Para la gestión de los recursos hídricos, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) agrupa las cuencas de los ríos Santiago y Lerma, así como las cuencas hidrográficas del SO de Nayarit, todo el estado de Colima, la mayor parte de Jalisco y de la costa michoacana en el océano Pacífico, dentro de la *Región Hidrológica Administrativa No. 8* "Lerma-Santiago-Pacífico" (Figura 1.2), que ocupa una superficie de 191.374 km² en 332 municipios e incluye a una población de casi 23 millones de habitantes (CONAGUA, 2014; CONAPO, 2014).



Figura 1.2 Mapa de regiones hidrológicas administrativas de México (hecho con *Natural Earth* -2017-)

Los aspectos antes mencionados han provocado que la gestión del agua sea compleja, puesto que esta demarcación se extiende desde el nacimiento del Lerma en el Valle de Toluca (estado de México), hasta la desembocadura del río Santiago (Nayarit). Entre otros aspectos, las grandes dimensiones de esta región administrativa, donde se asienta un conjunto de 25 ciudades, numerosos parques industriales y actividades agrícolas altamente demandantes de agua, provocan una dispersión de los esfuerzos para mejorar la gestión de los recursos hídricos en el territorio (Ochoa y Bürkner, 2012; CONAGUA, 2013).

1.3 Objetivos

El objetivo general que persigue la presente tesis doctoral es profundizar en el estudio de los aspectos involucrados en la gestión de los recursos hídricos en la cuenca del río Santiago, en México. A partir de dicho propósito, se desglosan los siguientes objetivos particulares:

1. Realizar una caracterización del medio físico, a escala de la cuenca hidrográfica del río Santiago, así como una revisión de los aspectos que intervienen en la gestión de sus recursos hídricos.

2. Generar cartografía digital detallada a escala de la cuenca hidrológica, a partir de la información existente.

3. Caracterizar la calidad del agua del río Santiago, a partir de datos hidroquímicos recogidos por instituciones públicas.

4. Contrastar el uso de metodologías de análisis geoestadístico, aplicadas a la interpolación espacial de variables de la calidad del agua, a partir del análisis de la información hidroquímica y geográfica disponible.

5. Proponer una aproximación metodológica para la predicción de variables de calidad del agua en tramos del río Santiago que no han sido muestreados.

6. Desarrollar una herramienta, basada en Sistemas de Información Geográfica, que permita agilizar la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca a la contaminación de los acuíferos de la cuenca del río Santiago, mediante la aplicación de métodos genéricos.

7. Elaborar la cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas en acuíferos de la cuenca de estudio y proponer medidas para su protección

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Capítulo II Metodología

2.1 Trabajo de campo

Se han realizado campañas de muestreo de agua a lo largo de la CRS, a la par que se ha mejorado, *in situ,* la comprensión del contexto de la región. Se han medido algunos parámetros hidroquímicos en campo (i.e. *pH*, O_2, conductividad eléctrica, *TSD* y *TSS),* mediante dos equipos multi-paramétricos portátiles de la casa comercial *HACH*.

El trabajo de campo ha servido para completar y contrastar la cartografía recopilada (e.g. geológica e hidrológica), conocer antecedentes sobre los proyectos de infraestructura y planes de gestión, además de georreferenciar con precisión los puntos de interés y las estaciones de muestreo. Esto último se ha hecho con un GPS modelo *Etrex20* de la marca *GARMIN*.

Los viajes a México han permitido, además de hacer muestreos y validar los mapas disponibles, celebrar reuniones con partes interesadas en el área de estudio desde diversos ámbitos (e.g. administración pública, academia, organizaciones de la sociedad civil, empresas privadas, etc.), con el objeto de conocer sus perspectivas e inquietudes, así como recabar datos adicionales a los recopilados durante el trabajo de gabinete.

Se han seguido las normas internacionales establecidas para la toma de muestras de agua, publicados por la EPA (USEPA, 2013a). Se ha evitado dejar burbujas de aire en las botellas, se han etiquetado y tapado correctamente, y se han utilizado recipientes adecuados (nuevos, hechos de PET y vidrio, con protección a la fotodegradación, etc.). Se ha procurado que el manejo de las muestras de agua y su transporte, desde el área de estudio hasta los laboratorios en España, se realice de la forma más adecuada posible. Durante dicha fase se han seguido las medidas apropiadas de preservación (e.g. baja temperatura, acidificación). Por ello, y dado el tiempo de traslado, algunas variables hidroquímicas no han sido medidas en laboratorio, tales como la demanda de oxígeno y la concentración de coliformes.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

2.2 Trabajo de laboratorio

El análisis químico de las muestras recogidas en campo, se ha llevado a cabo en dos instalaciones distintas de la Universidad de Málaga.

En el laboratorio de aguas del Centro de Hidrogeología (CEHIUMA) se ha determinado la concentración de los aniones y cationes más comunes (Na^+, Cl^-, Br^-, NO_3^-, PO_4^-, SO_4^{2-}, F^-, Li, NH_3^+, K^+, Mg^{+2} y Ca^{2+}), mediante cromatografía iónica (*HPLC MetrOhm*).

En el área de análisis mediante espectrometría atómica, perteneciente a los Servicios Centrales de Apoyo a la Investigación se han determinado los metales pesados y otros componentes en el agua (Na^+, P, S^{2-}, Mo, Ag, Cd, Sb, Cs, Ba, Tl, Pb, Be, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, U, As y Hg), conforme al protocolo de la USEPA "*Method 200.8: Determination of trace elements in waters and wastes by inductively coupled plasma - mass spectrometry*" (USEPA, 1994).

Por otra parte, para la caracterización de la calidad del agua se han utilizado resultados hidroquímicos proporcionados por dos instituciones oficiales: 1.196 muestras de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y 1.108 de la Comisión Estatal del Agua de Jalisco (CEA). Según dichas instituciones, los procedimientos seguidos, relativos a los protocolos de muestreo y a los análisis químicos, se han desarrollado conforme a la *Norma Oficial Mexicana NMX-EC-717 025-IMNC-2006* (SEMARNAT, 2017). Los laboratorios correspondientes presentan certificados de la norma *ISO/IEC17025*, por lo cual suelen seguir estándares internacionales (CEA, 2017). Están avalados por la Entidad Mexicana de Acreditación (EMA), institución que ha recibido los reconocimientos del *International Accreditation Forum* (IAF) y del *International Laboratory Accreditation Cooperation* (ILAC). En la página *web* de la Secretaría de Economía de México (*www.economia-noms.gob.mx/*) puede consultarse más información detallada sobre los protocolos adoptados durante las campañas de muestreo, tanto de la CEA como de la CONAGUA, así como los controles de calidad observados en cada una de las técnicas analíticas.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

2.3 Trabajo de gabinete

2.3.1 Revisión de antecedentes

Se ha hecho una revisión de numerosos trabajos relacionados con el contenido de esta tesis doctoral, acerca de los distintos aspectos del medio natural en el área de estudio y, en general, relativos a la evaluación e investigación sobre recursos hídricos. La colección de documentos ha sido accesible, en gran parte, gracias al Servicio de Publicaciones y Divulgación Científica de la Universidad de Málaga. Dicho compendio de información está constituido, principalmente, por publicaciones en revistas de impacto, trabajos académicos y material de divulgación, aunque también se han consultado libros sobre otros temas relacionados con la gestión del agua de la región (e.g. gobernanza del agua, ecología política, legislación en materia de aguas, boletines y circulares emitidas por organizaciones civiles, etc.). Asimismo, se ha recopilado una gran cantidad de documentación pública: informes de la administración sobre disponibilidad de los recursos hídricos, evaluación de la calidad del agua o establecimiento de zonas de protección natural en algunos sectores de la cuenca. Ello incluye lo publicado por instituciones oficiales nacionales, tales como la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), el Instituto de Estadística y Geografía (INEGI), gobiernos estatales u organismos intermunicipales encargados del abastecimiento y saneamiento del agua.

La documentación oficial y los trabajos académicos consultados se han complementado con otros informes técnicos, que suelen ser solicitados por entes públicos (generalmente la SEMARNAT o la Procuraduría Federal de Protección Ambiental –PROFEPA-, gobiernos estatales o municipales) y redactados por empresas privadas de consultoría. Dichos informes corresponden a estudios de base para evaluación del impacto ambiental (e.g. previos a la construcción de obras de infraestructura), estimación de daños al entorno natural provocados por obras realizadas sin previa autorización, o a las auditorías internas para verificar el cumplimiento de alguna norma oficial mexicana. En esta misma línea se incluyen los documentos técnicos para la recalificación del uso del suelo (generalmente, de forestal a urbano), así como los informes técnicos llevados a cabo para evaluar la viabilidad de proyectos de aprovechamiento de recursos naturales y/o de generación de energía. También se han revisado publicaciones estatales acerca de las políticas adoptadas sobre la administración del agua y las presentaciones de resultados oficiales en foros gubernamentales. Al mismo tiempo, y de manera agregada a la información técnico-científica, se han consultado documentos de carácter histórico y artículos emitidos por la prensa escrita, todo ello con el fin de enriquecer el conocimiento del complejo entorno de la cuenca objeto de estudio.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

2.3.2 Utilización de Sistemas de Información Geográfica (SIG)

La elaboración de la cartografía y el análisis de datos espaciales se han realizado mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG). De acuerdo con Chorley (1987), los SIG representan el avance más trascendente en la creación de herramientas territoriales, desde que se inició el uso de los mapas.

La primera plataforma de SIG, formalmente registrada en la historia, ha sido el *Canadian Geographic Information System* (CGIS), dedicado a la gestión forestal en Canadá desde 1962, concebido y desarrollado por Tomlinson (1963, 1968). Sin embargo, según distintos investigadores (Bocco *et al.*, 2005; Iturbe *et al.,* 2009) no es hasta la década de 1990 cuando se inició la consideración de los SIG como una herramienta informática recurrente para la ordenación, planificación y estudio de los problemas ambientales en el territorio mexicano (Buzai y Robinson, 2011). Más recientemente, Rivera *et al.* (2014a) comenzaron un análisis de la hidrografía en la CRS mediante SIG y han resaltado su utilidad para la gestión de información espacial, como apoyo para los programas de gestión y planificación hidrológica en el área de estudio.

Los SIG son fruto de las tecnologías de la información aplicadas a la gestión de datos espaciales (Tomlinson, 1980). Es por ello que se han convertido en una herramienta ineludible para la investigación en Ciencias de la Tierra, especialmente en las tareas de análisis espacial, referenciación geográfica y en general para la combinación de distintos mapas y modelos sobre el territorio. Dicha técnica permite visualizar y conocer la distribución espacial de ciertas variables y la interacción entre ellas, consideraciones imprescindibles para la evaluación de los recursos hídricos y la implementación de medidas destinadas a su protección. Según la USEPA (1988), entre las principales ventajas que ofrecen los SIG está la facilidad de visualizar datos y su manipulación para realizar interpretaciones adicionales, cambio de escala y transferencia de información de forma sencilla. Y, como contraparte, entre las desventajas se encuentra la necesidad de formación especializada para el personal, disponibilidad de la información y falta de mecanismos de control de calidad de la misma, así como la incompatibilidad de *hardware* y/o *software* (e.g. formatos, capacidad y memoria del equipo, licencias de uso, etc.).

Para la construcción del SIG del área de estudio, se ha tenido acceso a los dos elementos fundamentales: (*1*) un gran volumen de datos, con múltiples atributos y sus respectivas coordenadas geoespaciales, así como (*2*) el equipo informático apropiado para su manejo (*hardware* y *software*).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La información geográfica de las capas ha tenido que ser adaptada a los formatos de la plataforma de SIG. En la presente investigación se han manejado datos espaciales en formato vectorial o ráster (Figura 2.1). La información vectorial corresponde a polígonos, polilíneas y puntos, mientras que las capas ráster son matrices de datos, en las que cada celda (o *píxel)* constituye un valor. El formato para cada tipo de información desplegada en los mapas ha dependido de las características de la variable que se representa (e.g. si ésta es discreta o continua). La información referente a variables como hidrografía, litología o suelos generalmente está representada en formato vectorial, mientras que otras variables obtenidas mediante interpolaciones, suelen ser gestionadas en formato ráster, dado su carácter matricial (e.g. modelos topográficos, clasificación mediante teledetección, etc.).

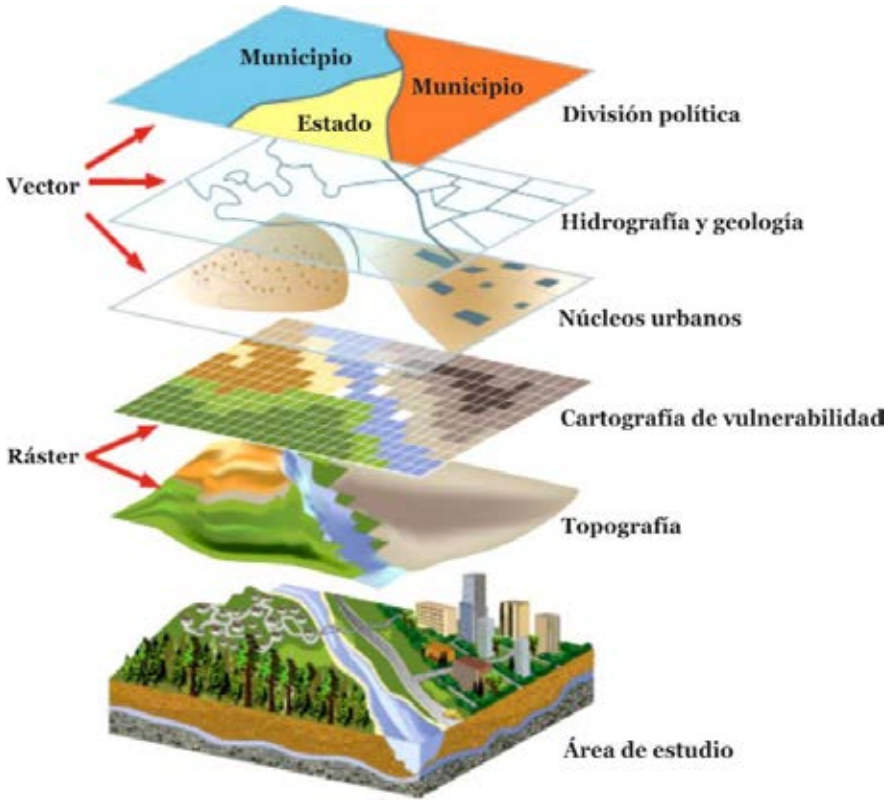


Figura 2.1 Esquema de los tipos de información espacial utilizados (modificada de NWS, 2015)

La mayor parte de la cartografía ha sido proporcionada por instituciones públicas, entre las que destacan el INEGI, el Servicio Geológico Mexicano (SGM), la Secretaría del Medio para el Desarrollo Territorial de Jalisco (SEMADET), la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Además, se han obtenido otras cartografías generadas por organismos internacionales, tales como el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) o la Organización Mundial de las Naciones Unidas (ONU). Dada la localización del área de estudio, ha sido posible utilizar algunas capas de información geográfica a escala de Norteamérica (i.e. archivos vectoriales, modelos ráster

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

e imágenes satelitales), como las capas de la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte (CEC) o las distribuidas por universidades, centros de investigación y agencias gubernamentales de los Estados Unidos: el Servicio Geológico (USGS), la Agencia de Protección Ambiental (USEPA), el Departamento de Agricultura (USDA) o la Administración Nacional Atmosférica y Oceánica (NOAA).

2.3.2.1 Preparación de datos geográficos

De forma general, la información espacial recopilada ha sido homologada al sistema de coordenadas proyectadas *Universal Transverse Mercator* (UTM), con unidades de longitud definidas en metros, y con el *datum WGS 1984*, acotado a la *zona 13* del Hemisferio Norte. Únicamente la región más oriental del área de estudio, correspondiente con el territorio de Guanajuato y el NE de Jalisco, se sitúa en la *zona 14* UTM. En ciertos casos concretos, por razones de escala y de las características propias de las capas recopiladas, ha resultado más adecuado utilizar otro tipo de proyecciones (e.g. cónica conforme de Lambert) o coordenadas geográficas (latitud y longitud), debido a la cobertura de los datos o a las particularidades de la cartografía original.

La plataforma principal para el trabajo de SIG ha sido *ArcGIS 10.0* (ESRI, 2014). Por ello, los formatos de la información vectorial se han homologado al tipo *Shapefile* (**.shp*), mientras que los mapas ráster han sido manejados preferentemente en el formato *GRID* (**.grid)*. Se han combinado numerosas capas de la cartografía disponible, que representan distintas circunscripciones geográficas de la cuenca del río Santiago, a diferentes escalas (e.g. 1:5.000, 1:10.000, 1:50.000, 1:100.000, 1:250.000, etc.). Finalmente, todas las capas han sido estandarizadas para el conjunto de la demarcación hidrográfica, bajo la misma referencia y en un mapa base común.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

2.3.2.2 Operaciones algebraicas con mapas

Una parte de los datos en formato vectorial ha sido convertida a ráster (Figura 2.1) para combinarla con la información generada mediante técnicas de teledetección, en formato ráster *per se*, tal como la resultante de la combinación con bandas espectrales de imágenes satelitales (e.g. clasificación no supervisada de usos del suelo o densidad de la vegetación). Este formato también es común en aquellos mapas derivados de interpolaciones o en los elaborados a partir de datos vectoriales recogidos *in situ* (e.g. topografía, piezometría, isoyetas, etc.).

Cabe recordar que cada una de las capas ráster es en realidad una matriz de números. Por tanto, las dimensiones de cada celda en dicha matriz determinan la resolución máxima de la cartografía que está representando. Una vez organizadas las capas en el mismo sistema de coordenadas, unidades de medida y tamaño de celda, es posible hacer cálculos entre ellas, mediante superposición (Figura 2.2). Esta técnica permite estudiar la interacción de las variables, para simular un proceso determinado por varias de ellas, relacionándolas mediante ecuaciones (e.g. recarga, vulnerabilidad a la contaminación, etc.). Es una de las aplicaciones más utilizadas de los SIG, pues permite generar un producto a partir de un amplio conjunto de herramientas matemáticas, ejecutadas entre los archivos ráster. Así, se genera una nueva capa, en la que cada una de las celdas en el mapa ráster representa el resultado de operaciones matemáticas, a partir de las celdas espacialmente coincidentes.

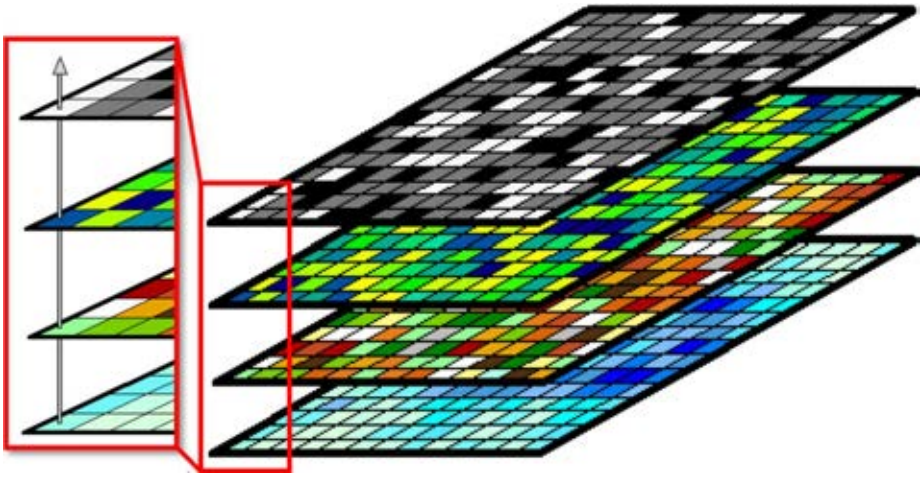


Figura 2.2 Esquema de operaciones en ráster mediante álgebra de mapas (modificada de Quantdec, 2000)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Los cálculos ráster en la CRS han sido fijados con un tamaño de celda de 100 m^2, de acuerdo con la resolución del Modelo Digital de Elevación (MDE) disponible para el área de estudio. Ello determina el tamaño de celda de trabajo en esta tesis doctoral. Sin embargo, la precisión original ofrecida por la cartografía vectorial puede tener mayor o menor resolución.

2.3.2.3 Programación de algoritmos de SIG

Con la herramienta *ModelBuilder* de *ArcGIS 10.0* ha sido posible automatizar procesos como la interpolación de datos o los relacionados con el álgebra de mapas. Se trata de un lenguaje sencillo de programación visual que permite crear secuencias de trabajo de las tareas en los SIG. Los modelos de geoprocesamiento se automatizan y es posible documentar los análisis y la gestión de datos espaciales en cada fase. Dichos procesos se representan como un diagrama que encadena secuencias de técnicas y herramientas de cartografía digital, utilizando la salida

de un geoprocesamiento como la entrada de otro. En la figura 2.3A se muestra un ejemplo de las tareas que han sido secuenciadas para determinar la recarga neta de un acuífero, mediante el método propuesto por Piscopo (2001), a partir de información vectorial.

Entre los geoprocesamientos también se ha programado la aplicación de ecuaciones para evaluar la vulnerabilidad acuífera intrínseca a la contaminación (Figuras 2.3B y 2.3C) - además de comparar los resultados ofrecidos por cada método- o para determinar espacialmente la recarga neta por agua de lluvia en acuíferos. Esto ha permitido convertir de formato vectorial a ráster, extraer el área de interés mediante polígonos, reclasificar los valores en cada celda ráster (según las puntuaciones de los métodos aplicados) y después hacer álgebra de mapas, en un solo paso.

Las tareas que pueden encadenarse durante la programación visual del *ModelBuilder* son múltiples. En las figuras 2.3B y 2.3C se observa que la complejidad del algoritmo aumenta con el número de variables. En estos diagrama de flujo se aprecia que las capas en formato ráster han sido reclasificadas, de acuerdo con el tamaño y posición del DEM representado por la capa de pendientes (los elementos en color amarillo representan una función, en azul la información de entrada y en color verde las capas nuevas), según las puntuaciones de los métodos GOD (Foster y Hirata, 1988) y DRASTIC (Aller *et al.*, 1987), para luego ser relacionadas mediante álgebra de mapas. Este algoritmo posibilita tener organizada la información, agilizar el procesamiento de las capas y hacer comparaciones de los resultados en cada uno de las fases del método. Asimismo, se mantiene homogéneo el formato de colores y rangos que se haya asignado en cada capa. Las líneas de código en lenguaje *Phyton,* correspondientes a los programas de SIG que han sido elaborados con *ModelBuilder* para esta tesis doctoral, se incluyen en el anexo II de la presente memoria.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

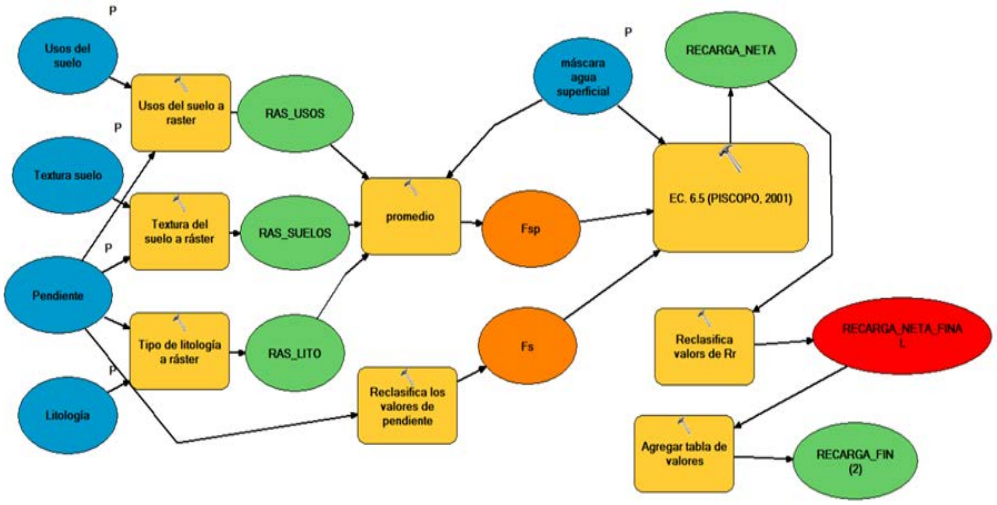


Figura 2.3A Ejemplo del diagrama de flujo del algoritmo construido para determinar la recarga neta del acuífero mediante la metodología propuesta por Piscopo (2001)

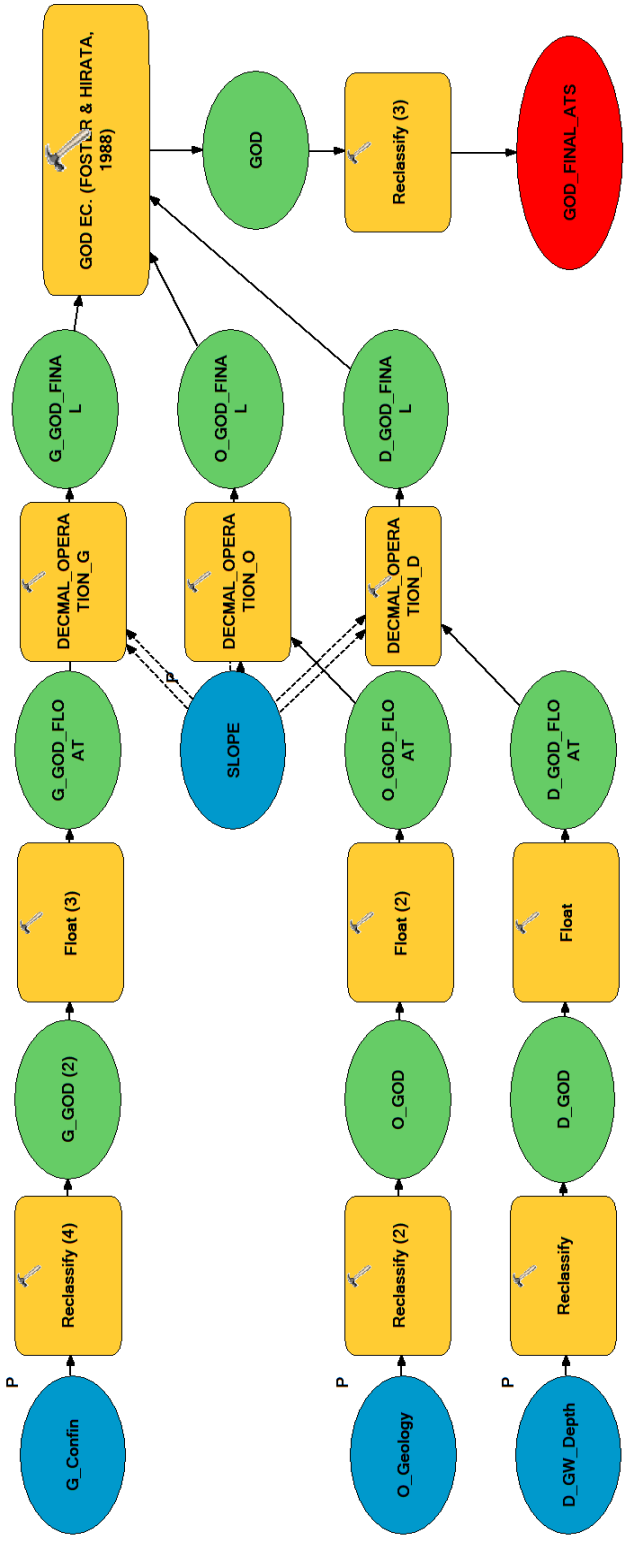


Figura 2.3B Ejemplo del diagrama de flujo del algoritmo de SIG construido en el marco de esta tesis doctoral para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas mediante la metodología GOD, propuesta por Foster y Hirata (1988)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

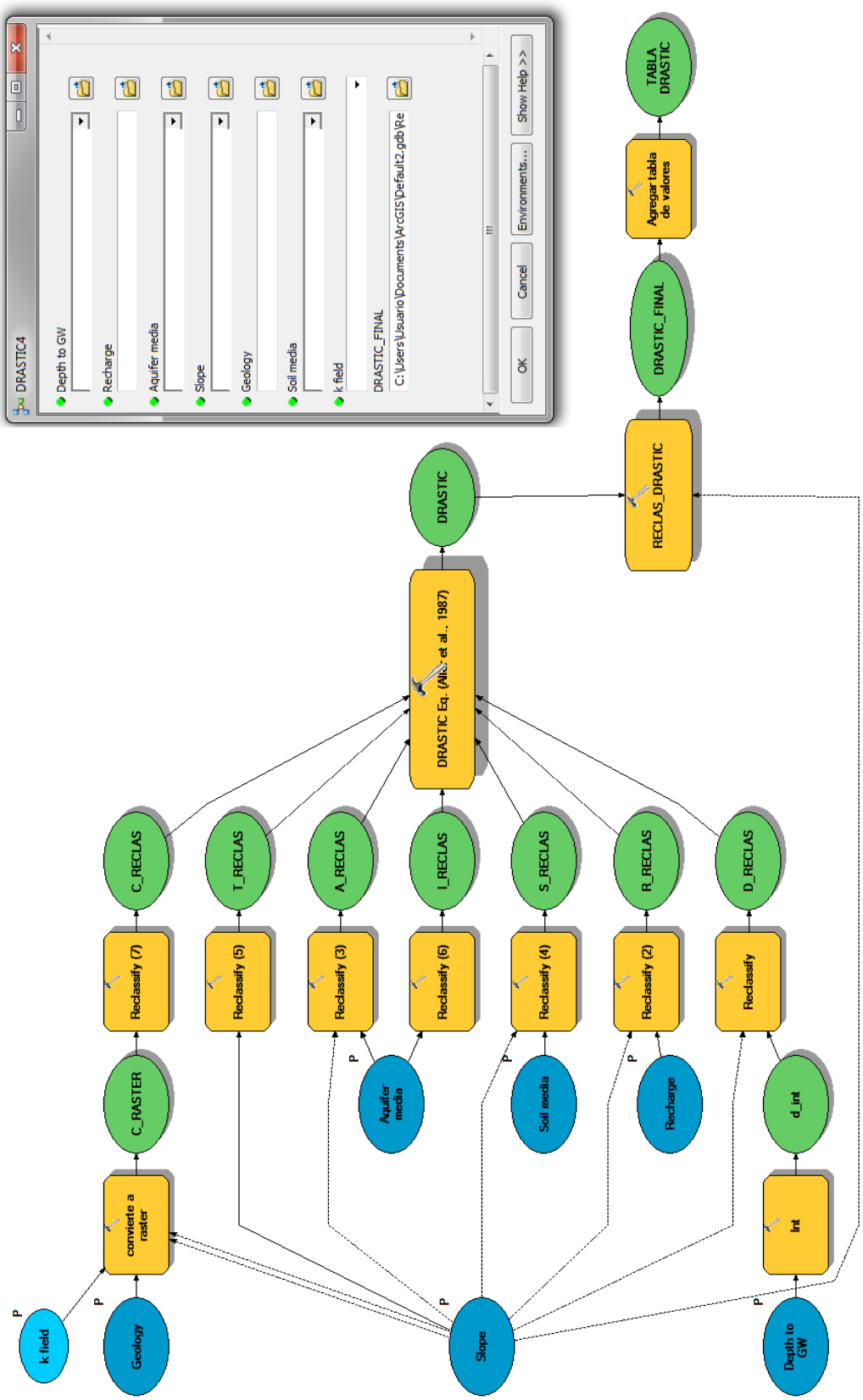


Figura 2.3C Interfase de la herramienta creada en la plataforma *ArcInfo* y diagrama de flujo del algoritmo de SIG construido en el marco de esta tesis doctoral para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas mediante la metodología DRASTIC, propuesta por Aller *et al.* (1987)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

2.3.2.4 Recopilación de información espacial

Para organizar el abundante compendio de datos geográficos, se ha utilizado como referencia la cuadrícula de cobertura convencionalmente más utilizada en México (Figura 2.4). Dicha división es la más adoptada para la cartografía regional por instituciones oficiales como el INEGI, la SEMARNAT o el SGM, con el fin de hacer una clasificación de sus mapas, que están disponibles principalmente a escala 1:50.000 y 1:250.000.

Las cuadrículas presentadas en la figura 2.4 han sido útiles para sistematizar la recopilación de todos los mapas, así como detectar información faltante y complementarla con datos de otros trabajos, puesto que no todas las hojas de la cuenca están disponibles para su consulta y/o no tienen el formato adecuado para trabajar mediante SIG, tal como se describe más adelante.

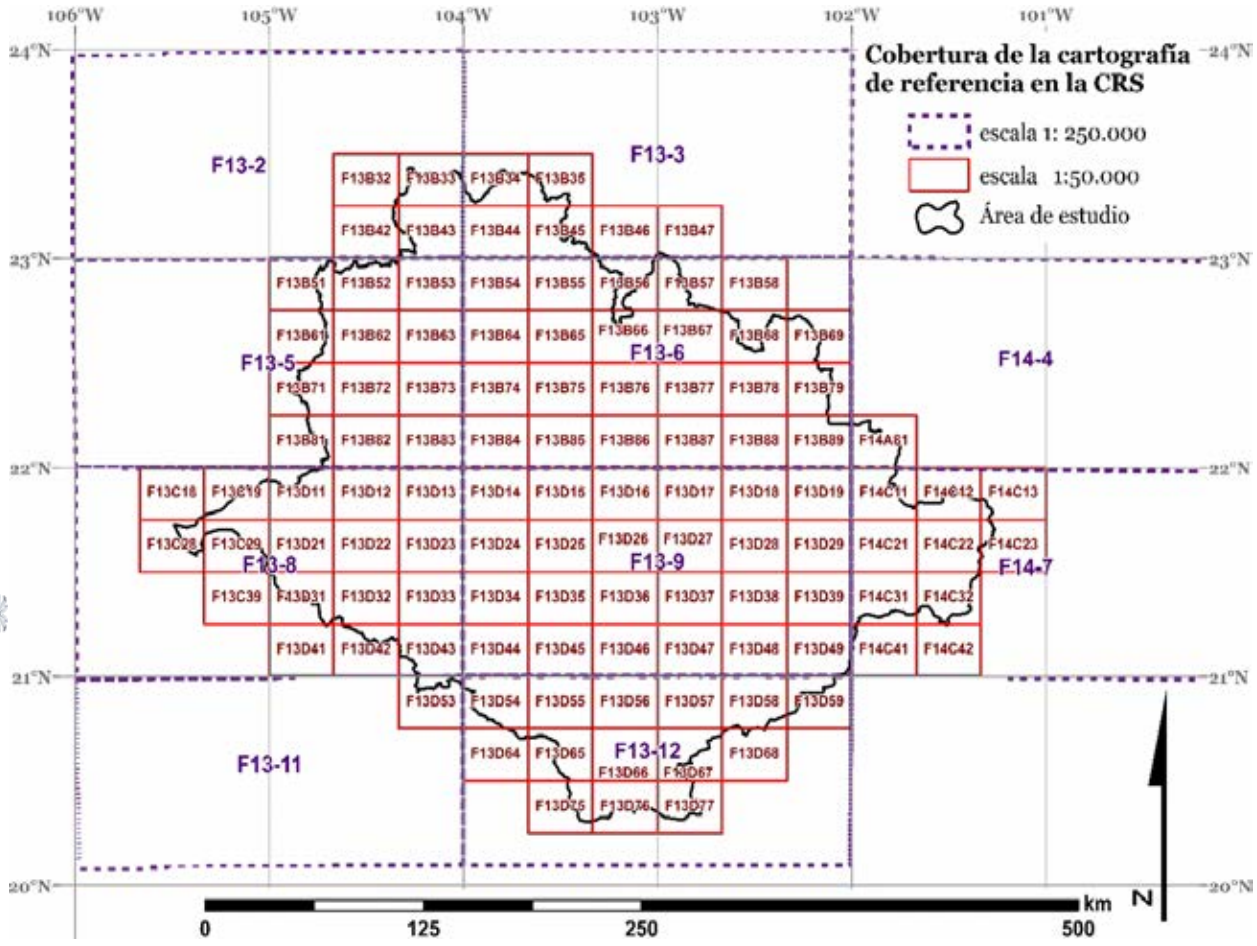


Figura 2.4 Mapa con la cobertura de la cartografía en la CRS, a las escalas más comunes

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

2.3.2.4.1 Topografía

Se ha trabajado con 231.970 polilíneas que representan las curvas de nivel, cada 10 m, contenidas en cada uno de los 112 mapas topográficos a escala 1:50.000, que comprenden la cuenca del río Santiago, proporcionados por el INEGI (representados por la cuadrícula color rojo en la figura 2.4). Asimismo, se han utilizado las curvas de nivel cada 50 y 100 m de todo el territorio mexicano, generadas por esa misma institución (INEGI, 2010b), para preparar cartografía con una mayor cobertura. Dicha información vectorial de altimetría ha servido para la generación de modelos digitales del terreno, a partir de los cuales se han creado los mapas de altitud, pendientes y relieve. Los productos resultantes han permitido correlacionar espacialmente otras variables con respecto a la altitud, la pendiente y la morfología la cuenca.

El primer paso para la caracterización de la topografía ha consistido en la creación de una superficie de red irregular de triángulos (*TIN*, por sus siglas en inglés) a partir de las curvas de nivel. Posteriormente, a partir del archivo TIN, se ha creado una representación cuantitativa de la topografía del área de estudio, en forma de una matriz de puntos de altitud de tipo ráster, es decir, el Modelo Digital de Elevación (MDE). El modelo de pendientes se ha deducido aplicando la primera derivada al MDE; se ha calculado su valor máximo a partir del gradiente de las ocho celdas vecinas. Una vez generados los mapas correspondientes, se ha representado la curva hipsométrica y se han determinado los parámetros estadísticos generales de las variables topográficas mencionadas.

2.3.2.4.2 Geología

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La cartografía geológica constituye una base de conocimiento fundamental para el estudio de cualquier región; en concreto, para toda actividad relacionada con los recursos hídricos y, en general, como apoyo para la ordenación del territorio (Custodio y Llamas, 1983). El tipo de roca es una variable esencial para el estudio de los acuíferos, la elaboración de cartografía de vulnerabilidad a la contaminación y la definición de las zonas de recarga (Daly *et al.*, 2002; Sahuquillo *et al.*, 2008; Vías *et al.*, 2009). Actualmente es indispensable contar con cartografía litológica, en formato vectorial y con buena resolución, para llevar a cabo dichas tareas de investigación hidrogeológica (Gil-Márquez *et al.*, 2017). Por todo ello, para el desarrollo de la presente investigación, se han recopilado los mapas geológicos que hayan sido realizados a la escala más detallada posible considerando la gran extensión del área de estudio.

La mayor parte de la cartografía vectorial que está disponible en el formato apropiado para SIG ha sido recabada a escala 1:250.000. Dicha información ha servido para la preparación

de mapas de base, litológicos e hidrogeológicos. Se ha procurado contar con mapas litológicos a escala 1:50.000, aunque dicha información sólo está disponible en forma impresa, ya que fue elaborada mediante técnicas analógicas, entre los años 1965 y 1990. Por tanto, para la obtención de las capas geológicas con tal precisión, se han utilizado los 112 mapas geológicos disponibles en formato digital (*.pdf*), a escala 1:50.000 (elaborados por la denominada Comisión de Estudios Del Territorio Nacional –CETENAL-, antes de la creación del INEGI) –véase figura 2.4-. Para completar esta labor ha sido necesario georreferenciar dichas imágenes y después realizar el trazo manual, mediante la plataforma de SIG, de los polígonos vectoriales definidos para cada uno de los materiales, y posteriormente renombrándolos con la simbología que corresponde, descrita originalmente en dicha cartografía geológica.

En la figura 2.5 se presenta un ejemplo de lo descrito anteriormente. Los mapas de litología más detallados (elaborados por la CETENAL, en la década de 1970) han sido vectorizados para ser combinados con las otras capas temáticas incluidas en el SIG. El mapa original ha sido convertido a imagen digital, se ha georreferenciado y luego se ha desplegado en el SIG. Para esto último se han utilizado como puntos de control los límites de la cuadrícula (Figuras 2.4 y 2.5). Una vez georreferenciado, dicho mapa ha servido como guía para dibujar los vectores poligonales. El trabajo de creación de los archivos vectoriales ha permitido obtener una sola capa unificada con un grado de detalle sensiblemente mayor (25 veces) que la disponible actualmente; es decir, se ha conseguido tener un archivo poligonal, escala 1:50.000, de toda la cuenca del río Santiago, a partir de los mapas impresos, cuando anteriormente sólo disponía de un mapa vectorial a escala 1:250.000. Los tipos de litología en los mapas han sido ordenados adecuadamente, de acuerdo con el periodo geológico (véase mapa geológico en el anexo I). La tarea descrita, en algunos de los 112 mapas tratados, se ha llevado a cabo en el marco del *Proyecto de Aplicación Profesional* de la Licenciatura en Ingeniería Ambiental, de la Universidad ITESO (Guadalajara, México).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Durante la homogeneización de las hojas cartográficas y vectorización de mapas, además de la complejidad técnica que supone trazar apropiadamente los polígonos, se han encontrado diversas dificultades: evitar solapes de información o huecos, unificar las capas, revisar y corregir errores, etc. En ocasiones, la escala de colores utilizada por los documentos originales ha resultado muy difícil de distinguir (Figura 2.5A), la utilización de simbología similar entre diferentes rocas de un mismo mapa resulta un tanto errática y la resolución de estos mapas para ser digitalizados, a veces, no ha sido la óptima. A pesar de ello, la presente investigación supone una aportación práctica para mejorar la precisión de las aplicaciones de SIG, con respecto a la variable de litología, en la CRS.

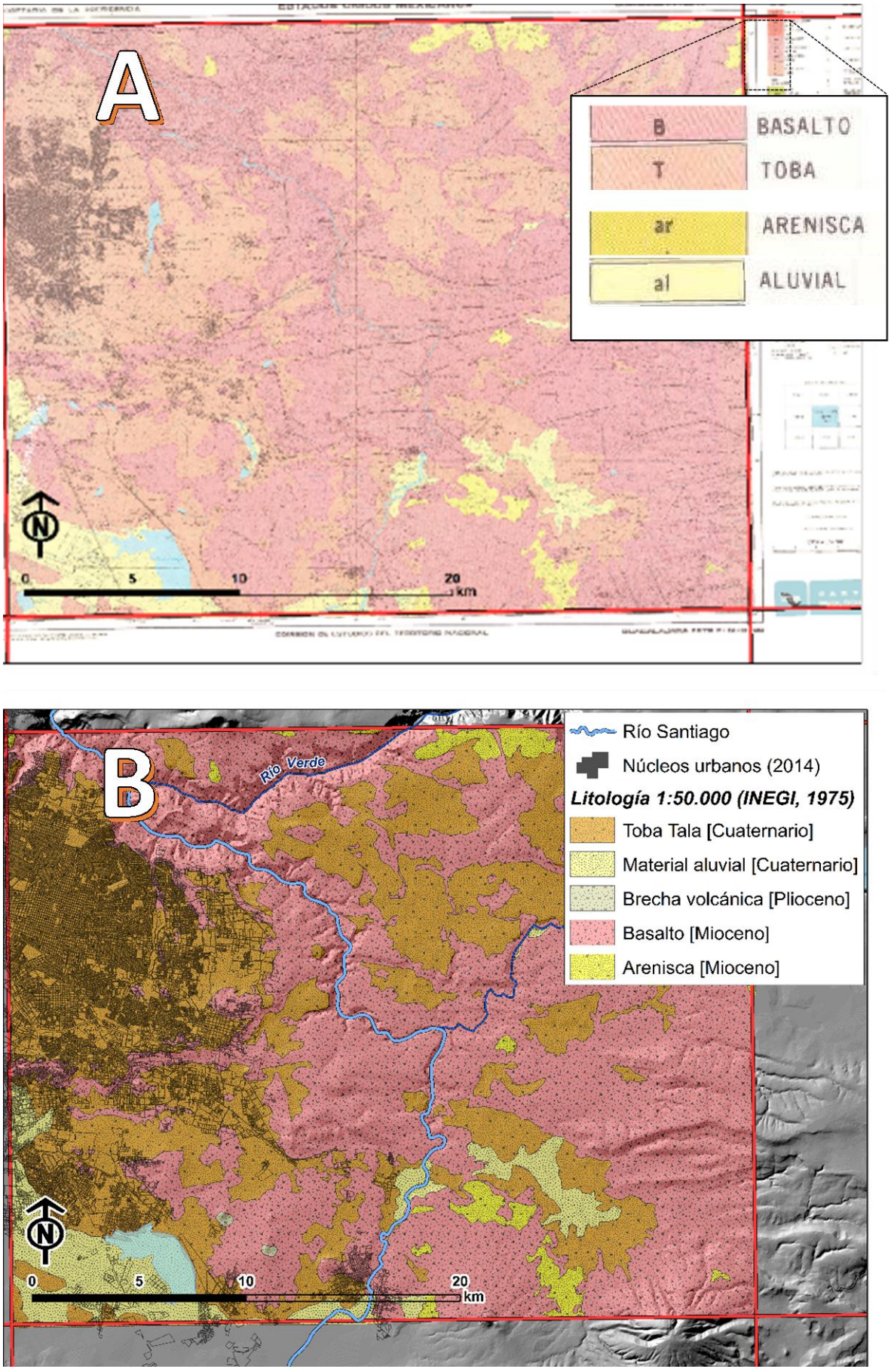


Figura 2.5 Ejemplo de vectorización del mapa litológico F13D66, a escala 1:50.000
A: Mapa impreso (en 1975) georreferenciado. ***B***: Polígonos trazados en SIG (formato *.shp*)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

2.3.2.4.3 Edafología

Los mapas de suelos en formato vectorial, utilizados para la caracterización del área de estudio y para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos, corresponden a los mapas creados por el INEGI, a escala 1:50.000 y 1:250.000 (Figura 2.4), que comprenden la denominada *Serie II* por dicho instituto. Los archivos vectoriales de los mapas impresos, a escala 1:50.000 del INEGI, ha sido facilitada por la Secretaría de Medio Ambiente para el Desarrollo Territorial de Jalisco (SEMADET).

La clasificación que muestran los mapas de suelos ha sido traducida al español por el INEGI, conforme a la "Base Referencial Mundial del Recurso Suelo" del año 2014, contenida en el "Informe Sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 106", publicado por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 2014). Los códigos y valores de las propiedades de los suelos han sido obtenidos de la guía para la descripción de suelos del INEGI (FAO, 2008; INEGI, 2014). Los mapas edafológicos incluyen distintas clasificaciones: tipo de suelo (hasta con cuatro subtipos), textura (i.e. *fina*, *media* o *gruesa*), fases físicas (e.g. *lítica*, *pedregosa*, *gravosa*, *profunda*) y fases químicas (e.g. salina, sódica).

De acuerdo con el "Diccionario de Datos Edafológicos, versión 2014" (INEGI, 2014), a la cartografía edafológica actual, a escala 1:250.000, le antecede la elaborada en el año 1998 y que contiene los datos edafológicos de la *Serie I*, los cuales se habían obtenido entre los años de 1980 y 1998, provenientes de trabajo de campo y mapas elaborados con medios analógicos, basados en la documentación publicada por organismos internacionales (FAO-UNESCO, 1976).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Con el fin de complementar la caracterización se cuenta, además, con información de 817 perfiles edafológicos, que han sido muestreados en campo por el INEGI (2008). Dichos perfiles se encuentran de forma diseminada por toda la cuenca de estudio e incluyen sus respectivos ficheros con otros atributos interesantes: fotografías de cada sondeo, información sobre espesor, textura, nomenclatura común, etc.

2.3.2.4.4 Cobertura superficial del terreno

Se han recopilado los mapas vectorizados que contienen información relativa al uso de suelo y vegetación en la totalidad del área de estudio, a escala 1:250.000 y 1:50.000 (Victoria-Hernández *et al.*, 2013). Dicha información ha sido generada originalmente en cuatro series, durante más de 30 años: *serie I* (elaborada entre 1980 y 1989); *serie II* (década de 1990), *serie III* (2002-2005) y *serie IV* (entre 2006 y 2012). El contenido de estas capas representa una

importante fuente de información para realizar análisis temporales referentes al impacto antrópico sobre los recursos hídricos, tales como los cambios en la vegetación regional, aumento o disminución de la deforestación y regiones sometidas a mayor erosión, identificación de cambios en las actividades agrícolas, cuantificación del aumento de los núcleos urbanos, etc. Ello ha servido para estimar la pérdida de zonas de infiltración directa de agua de lluvia en el suelo debida el crecimiento de las ciudades (con menor permeabilidad).

Se han unificado los mapas poligonales, a escala 1:50.000, que contienen la información actualizada sobre los usos del suelo en el área de estudio (como núcleos urbanos y sus respectivas zonas verdes, obras de infraestructura, áreas con mayor densidad de vegetación, localización de manantiales, etc.). Estos mapas han sido actualizados por el INEGI hasta el año 2014.

La capa de áreas verdes urbanas en la ciudad de Guadalajara ha sido proporcionada por el Instituto de Información Estadística y Geográfica del Estado de Jalisco (IIEG). Dicha capa vectorial ha sido obtenida mediante del denominado índice de vegetación de diferencia normalizada (*NDVI*), a partir de las bandas hiperesprectrales (i.e. infrarrojo cercano y rojo) de imágenes satelitales (*Spot-5* y *Spot-6*) y ortofotografías con buena resolución (2,5 m). Asimismo, los trazados de calles y de bloques de viviendas en la ciudad de Guadalajara presentan una precisión de hasta 50 cm.

2.3.2.4.5 Hidrología superficial

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Las capas de información correspondientes a la delimitación de cuencas hidrográficas, así como la localización y extensión de las masas de agua superficial (embalses, lagos, ríos y arroyos, etc.), a escalas 1:20.000, 1:50.000, 1:250.000 y 1:1.000.000 han sido proporcionadas por el Organismo de Cuenca Lerma-Santiago-Pacífico de la CONAGUA.

El modelo hidrográfico creado y distribuido por el INEGI, denominado "*simulador de flujos de agua de cuencas hidrográficas*" (SIATL), comprende el trazado de los cauces y microcuencas de toda la demarcación en formato vectorial y a una escala considerablemente precisa (1:50.000) para tal extensión (SIATL, 2010). No obstante, se ha realizado una nueva modelización hidrográfica, mediante la metodología del programa *ArcHydro 13.0* con la extensión *Spatial Analyst* de *ArcGIS 10.0*, desarrollado por la compañía *ESRI* (2011, 2014), en colaboración con el Centro de Investigación en Recursos Hídricos de la Universidad de Texas. En resumen, el procedimiento para determinar el nuevo modelo hidrográfico consiste en seguir los pasos señalados en la bibliografía actualizada de dichos programas, con objeto de delinear los cauces superficiales y delimitar sus respectivas cuencas vertientes, a partir de

la información topográfica. Al inicio, se descartan las cuencas endorreicas de poco tamaño en el MDE (≤ 100 m²) y con dicho resultado se genera un modelo de *sentido de flujo*. Posteriormente, se modelizan las zonas de *acumulación de flujo*, lo que permite identificar las divisorias hidrográficas. Para todo ello, los puntos de drenaje se han fijado en las confluencias de los principales afluentes y el cauce principal, con el fin de delimitar la cuenca vertiente de cada uno de estos ríos, de manera detallada. Asimismo, la hidrografía vectorial se ha discretizado, con distintos tamaños de celda, en formato ráster, para los modelos evaluados en el capítulo *VI* de este documento (véase figura 5.3).

Los resultados obtenidos en el modelo generado para la CRS han sido comparados con la información proveniente del SIATL. Gracias a ello ha sido posible corroborar la delimitación hidrográfica de toda la extensión de la cuenca del río Santiago, así como la configuración de las subcuencas y microcuencas que la integran y, en definitiva, la modelización de todos los ríos y arroyos localizados en el área de estudio. Como se explica en el capítulo *III* de esta memoria de tesis doctoral, la comparación entre las redes hidrológicas obtenidas mediante el MDE con *ArcHydro* y las del SIATL (1:50.000) no evidencia diferencias altamente significativas (<5 km). Sin embargo, se ha logrado tener una delimitación de las divisorias hidrográficas ligeramente más adecuada. Dicha mejora consiste en una mayor precisión de los nuevos trazos hidrográficos detallados y en la consideración de las obras que han modificado la hidrografía natural, todo lo cual ha sido constatado mediante algunos trabajos de campo, ortofotografías e imágenes satelitales.

2.3.2.4.6 Hidrogeología

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Se han delimitado los acuíferos existentes en la zona de estudio, a partir de los mapas disponibles de hidrología subterránea (escala 1:250.000) elaborados por el INEGI (1996), cuya primera versión fue creada en 1986 (Medina *et al.*, 1997). Esta cartografía ha resultado esencial para la localización de las zonas con mayor potencialidad acuífera. Los mapas mencionados consideran el tipo de litología, el grado de consolidación de los materiales, así como características de la zona saturada y no saturada. También se han tenido en cuenta los contactos geológicos (estratigráficos, fallas), junto con la localización de manantiales. La ubicación de estos últimos se ha obtenido de los 112 archivos de cartografía topográfica de la cuenca, a escala 1:50.000 (véase figura 2.4). Los límites de los acuíferos identificados se han actualizado y vectorizado, a partir de la cartografía geológica. La descripción de los mapas hidrogeológicos publicados por parte del INEGI, además de los mapas geológicos del SGM a escala 1:50.000 (DETENAL, 1973-1976; SGM, 1998, 2000, 2007), han sido, junto con los sondeos inventariados, el punto de partida para la delimitación de acuíferos propuesta.

La información relativa a los sondeos destinados al aprovechamiento de agua se ha obtenido del Registro Público de Derechos de Agua Subterránea (REPDA) de la CONAGUA, concretamente del año 2011. El registro contiene la localización, el nombre del titular de la concesión, el volumen asignado, el uso para que el que está destinada el agua y la profundidad de cada uno de los 27.551 sondeos inscritos en el inventario (REPDA, 2011).

2.3.3 Tratamiento estadístico

Gran parte de los tratamientos estadísticos efectuados se han llevado a cabo mediante hojas de cálculo, con el paquete *XL-STAT* (Addinsoft, 2004), que ha permitido también realizar distintos tipos de análisis multivariable (e.g. ACP, *cluster*, factorial, discriminante, etc.).

Para determinar si los datos hidroquímicos seguían una distribución normal, se ha aplicado el test de *Shapiro-Wilk*. El nivel de significación de cada análisis se ha fijado en 5%. Asimismo, se han utilizado los test estadísticos de Wilcoxon-Mann-Whitney para considerar las diferencias y similitudes entre las estaciones de muestreo y a lo largo del tiempo; ello mediante el análisis de varianza, con el programa *STATGRAPHICS* (StatPoint Technologies, 2014), considerando un nivel de confianza del 95%. Previo a los análisis de componentes principales, se aplicó la prueba de esfericidad de Bartlett a todos los conjuntos de datos, con el fin de examinar la validez del ACP y verificar la existencia de correlación significativa entre los parámetros medidos.

Para el análisis de tipo geoestadístico, además del *Stanford Geostatistical Modeling Software* (SGeMS, 2009) y los módulos de *ArcGIS 10.3*, se han utilizado programas elaborados *ex professo*, desarrollados en la plataforma *Fortram*, con objeto de estudiar la estructura espacial de la información y deducir los resultados de los modelos matemáticos (considerados en el capítulo *V*), además de obtener los variogramas. En cambio, buena parte de los programas para el manejo de datos meteorológicos e hidrométricos se ha hecho en los lenguajes *Visual Basic* y *Phyton*.

Además de los paquetes de SIG, de las hojas de cálculo y de los programas para elaborar gráficos, se han utilizado otras herramientas informáticas para complementar el tratamiento de series históricas de precipitación y temperatura, así como para estimar otras variables (e.g. radiación solar, evapotranspiración, estimación de caudales de escorrentía, infiltración, etc.). Entre las herramientas utilizadas, cabe destacar el paquete *TRASERO 2.1*, desarrollado por la Diputación Provincial de Alicante (Padilla y Delgado, 2013).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

El análisis preliminar de los datos recopilados se ha hecho mediante estadística descriptiva y matrices de correlación, con apoyo de gráficos temporales y diagramas de caja. Todo ello con el fin de identificar los principales cambios espaciales y visualizar su aparente tendencia y dispersión (Helsel y Hirsch, 2002).

La información de distintas variables medidas en el área de estudio ha sido normalizada para poder compararse adecuadamente. Es decir, el valor máximo de una determinada variable (X_{max}) ha sido igualado a *1*, mientras que el valor mínimo (X_{min}) se ha definido como *cero*. A cada valor se le ha restado X_{min} y dicha diferencia ha sido dividida por el rango completo de valores, como se muestra en la siguiente ecuación:

$$Valor\ X_o\ normalizado = \frac{(X_o - X_{min})}{(X_{max} - X_{min})} \qquad (Ec.\ 2.1)$$

Una vez que todos los valores se encuentran entre *0* y *1*, es posible realizar análisis comparativos entre distintas variables (independientemente de su magnitud o unidades de medida) e identificar los cambios (espaciales o temporales) más abruptos entre ellas.

2.3.4 Datos hidroquímicos

La mayor parte de los resultados de hidroquímica analizados han sido proporcionados por dos instituciones oficiales: la Comisión del Agua del Estado de Jalisco (CEA) y la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

El conjunto de información sobre calidad del agua de la CEA contiene los resultados analíticos de alrededor de 60 campañas de muestreo que se han llevado a cabo, con periodicidad mensual, durante 5 años (2008-2013), en trece puntos de control, donde se analizan 38 variables: temperatura (T) y pH, oxígeno disuelto (O_2), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y demanda química de oxígeno (DQO), coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF), conductividad eléctrica (CE), total de sólidos disueltos (TSD), total de sólidos suspendidos (TSS), total de sólidos sedimentables (SS), sustancias activas al azul de metileno (SAAM) –i.e. compuestos tensioactivos-, fósforo total (P), fluoruros (F^-), sulfuros (S^{2-}), cloruros (Cl^-), grasas y aceites (G&A), turbidez, alcalinidad, dureza total, nitratos (NO_3^-), nitrógeno amoniacal (NH_3), nitritos (NO_2^-), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), arsénico (As), mercurio (Hg), plomo (Pb), aluminio (Al), sulfatos (SO_4^{2-}), cadmio (Cd), sodio (Na^+), zinc (Zn), níquel (Ni), bario (Ba), cromo (Cr), hierro (Fe), manganeso (Mn) y cobre (Cu).

La información proveniente de la CONAGUA corresponde al periodo entre 1999 y 2013. Se trata de campañas de muestreo realizadas con periodicidad aproximadamente mensual y contiene los resultados de parámetros de calidad del agua, en trece estaciones del río Santiago. En el conjunto de datos de la CONAGUA, el número de variables consideradas para esta caracterización se reduce a 18: Cl^-, alcalinidad, turbidez, dureza, G&A, T, pH, O_2, P, CF, CE, NO_3^-, NH_3^+, F^-, NO_2^-, NTK, DBO_5 y DQO. Sin embargo, no todas estas variables han sido medidas en todas las estaciones de muestreo y algunas campañas de muestreo han sido descartadas por encontrar inconsistencias en los registros (apartado *4.3.2*).

La periodicidad de los muestreos de la CEA y de la CONAGUA, así como otros aspectos relacionados, se describe más ampliamente en el capítulo *IV* de la presente memoria de tesis doctoral. Siguiendo las sugerencias de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (Croghan y Egeghy, 2003), todos los valores anotados como cero o "*no detectado*" (<6% de los datos) han sido sustituidos por el valor medio del límite de detección indicado, dependiendo del equipo utilizado o del procedimiento analítico correspondiente. Los valores claramente atípicos han sido atribuidos a errores analíticos o a registros erróneos y, por ello, excluidos del análisis (<5%).

2.3.5 Datos meteorológicos

Se han analizado los datos de precipitación y temperatura del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) correspondientes a los ocho estados que comprenden parcialmente el área de estudio (Aguascalientes, Durango, Guanajuato, Jalisco, Michoacán, Nayarit, San Luis Potosí y Zacatecas). Ello ha supuesto la manipulación de cerca de 22 millones de datos. La preparación de esta información se ha hecho con el fin de utilizarla como base para el estudio de las precipitaciones históricas, distribución de la temperatura del aire y obtención de otras variables que intervienen en la componente del balance hidrológico. Se han creado diferentes programas, mediante la plataforma *Visual Basic,* con el fin de reorganizar y procesar la abundante información de las 235 estaciones meteorológicas seleccionadas. En el punto *3.2.2.2* se describe de forma más detallada el procedimiento que se ha seguido.

Los mapas de isoyetas se han realizado teniendo en cuenta dos aspectos. En primer lugar, los valores registrados en las estaciones meteorológicas se han utilizado como guía, después de que sus series de datos hayan sido tratadas y completadas. En segundo término, se han considerado como referencia los mapas de interpolación, en formato ráster, generados con los métodos *spline, IDW* y krigeage ordinario (OK), a partir de la misma información de precipitación medida en dichas estaciones.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

2.3.6 Datos hidrométricos

Las mediciones de los caudales en los principales cauces de agua superficial fueron obtenidas a partir del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS, 2016) administrado por la Gerencia de Aguas Superficiales e Ingeniería de Ríos de la CONAGUA. Dicha información contiene los registros diarios de caudal en las 98 estaciones hidrométricas que han estado funcionando en la cuenca del río Santiago, entre 1926 y 2015.

2.3.7 Elaboración de mapas, figuras y cuadros

"Si tiene magnitud o cantidad, puede representarse geométricamente, ello ayuda a los sentidos a atender lo importante, sin cansar al intelecto"
(Alexander Humboldt, 1808)

La mayor parte de la información, numérica y documental, que ha sido reunida o generada durante el trabajo de gabinete, ha sido gestionada con el paquete *Office*, en hojas de cálculo tipo *Excel* y con el procesador de textos de *Word*. Con dichos programas se han redactado los documentos y creado los cuadros. Sin embargo, el diseño y la elaboración de la mayor parte de los gráficos se han hecho mediante *Grapher 9.2.612*.

La información espacial ha sido gestionada con *ArcGIS 10.3* (ESRI, 2014). Este programa informático ha permitido la edición, análisis, tratamiento y diseño de los mapas presentados en la presente memoria de tesis doctoral. Cabe destacar que durante la investigación se ha tenido acceso a dicho programa, en concreto, mediante la licencia completa de *ArcInfo*, perteneciente a la Universidad de Málaga. Sin embargo, prácticamente la totalidad de las funciones descritas, relativas a los SIG, pueden ser sustituidas con ayuda de herramientas que ofrecen otras plataformas de acceso libre (e.g. *Quantum-GIS*, *GVSIG*, *Kosmo*, *R-Packages*, etc.). En ocasiones también se ha recurrido a estos programas gratuitos para realizar alguna tarea específica. Asimismo, se han descargado archivos de datos espaciales mediante la plataforma *Natural Earth*. De forma general, la gama de colores elegida para los mapas generados ha sido de *tipo semáforo*, ya que resulta más intuitiva para la representación de las variables en cartografía.

Los perfiles y secciones transversales (tales como los cortes geológicos, hidrogeológicos y topográficos, etc.) han sido elaborados a partir de información cartográfica (vértices geodésicos, mapas de tipos de rocas, columnas litológicas, información de sondeos, etc.) y de figuras presentadas en trabajos previos. Para ello, se han creado archivos vectoriales a escala

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

mediante el paquete de diseño gráfico *Corel DRAW X5*. Algunos detalles de gráficos, figuras y mapas han sido finalizados mediante dicho programa.

2.3.8 Preparación de publicaciones científicas

En el marco del doctorado, se han elaborado algunas contribuciones con el fin de divulgar los avances (Anexo III). Se ha publicado un artículo científico en una revista de impacto indexada en el SCI (Rizo-Decelis y Andreo, 2016a) y se han preparado tres comunicaciones para dos congresos internacionales: *European Geosciences Union* (Rizo-Decelis *et al.,* 2016a); *Innovation MX* (Rizo-Decelis y Andreo, 2016b; Rizo-Decelis *et al.,* 2016b). Además, el contenido del capítulo *V* de la presente memoria ha servido de base para un artículo aceptado para su publicación en otra revista indexada (Rizo-Decelis *et al.,* 2017). Un tercer artículo, actualmente en fase de preparación, consistirá en la presentación de los resultados obtenidos en el capítulo *VI*. Este último pretende incluir un algoritmo de SIG para aplicar de manera semi-automática métodos de evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos.

2.3.9 Redacción de la memoria de tesis doctoral

El presente documento está integrado por cuatro bloques principales. El primero (del capítulo *I* al *III)* pretende ofrecer una introducción al tema de investigación, los objetivos y la metodología seguida, así como una descripción de las características generales del área de estudio (medio físico y antrópico). La segunda parte (capítulos *IV* y *V)* está enfocada esencialmente a la caracterización de la calidad del agua en el río Santiago, mediante dos perspectivas. Por un lado, se han analizado datos hidroquímicos y microbiológicos con el fin de hacer una evaluación de su estado químico, así como identificar la dinámica de los contaminantes; y por otro, se han evaluado distintas herramientas geoestadísticas para la estimación variables en tramos de un cauce que no han sido muestreados (i.e. propuesta para la interpolación de datos hidroquímicos). A continuación, en el tercer bloque se presenta un procedimiento informático para la generación de cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas; se aplica a toda la extensión de la CRS y de forma más detallada al sistema acuífero que hay bajo la ciudad de Guadalajara (capítulo *VI*). Finalmente, en el último apartado se exponen las conclusiones generales del presente trabajo, de acuerdo con los objetivos planteados en la tesis doctoral.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Capítulo III Caracterización del área de estudio

"Todas las generalizaciones son malas (incluyendo ésta…)"
R.H. Grenier

3.1 El medio físico

3.1.1 Topografía: relieve, altitud y pendiente

Los límites orográficos de la zona de estudio (Figura 1.1), la Sierra Madre Occidental (SMO) y el Eje Neo-Volcánico Transversal Mexicano (EVT), son rasgos sobresalientes del variado relieve existente en la región (McDowell y Keizer, 1977).

La SMO es una cadena montañosa de 1.250 km de longitud y 150 km de anchura media, con orientación NO-SE, que tiene llanuras de baja altitud, junto con picos y profundos cañones labrados en las rocas volcánicas. Hacia el SE está unida al bajo relieve del Altiplano Mexicano (Longoria, 1990; Moore *et al.*, 1994; INEGI, 2008).

El EVT, que discurre de E-O del continente, se considera la frontera natural entre Norteamérica y Centroamérica, con una altitud media de 2.550 m s.n.m. En este conjunto volcánico, que se extiende desde la desembocadura del río Santiago hasta la costa del golfo de México (véase figura 1.1), se pueden encontrar las mayores variaciones topográficas y las montañas más altas del país, algunas por encima de los 5.000 m s.n.m. (Moore *et al.*, 1994; Ferrari *et al.*, 1999).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En el norte de la zona de estudio están localizadas las Sierras Zacatecanas (también llamadas *Sierras Transversales*), que flanquean el Altiplano Mexicano y junto con la Sierra de Morones, en la margen derecha del río Juchipila, forman parte de la SMO y tienen una dirección NE-SO (Figura 3.1). La región meridional está delimitada por los volcanes del sector occidental del EVT, que ciertamente están dispuestos de forma casi transversal al continente y son identificados en este sector como parte de la Sierra Volcánica Nayarita (Ortega-Gutiérrez, 1992; Ferrari *et al.*, 2012). Hacia el este, en la llamada Sierra de Nochistlán, localizada entre los ríos Verde y Juchipila, la SMO confluye con el EVT. Las subcuencas hidrográficas de los afluentes principales están dispuestas con esta misma orientación NE-SO. El eje principal de drenaje de la cuenca, el río Santiago, se encuentra situado de manera prácticamente ortogonal a las subcuencas, a una distancia media de 15 km al norte del sector occidental del EVT.

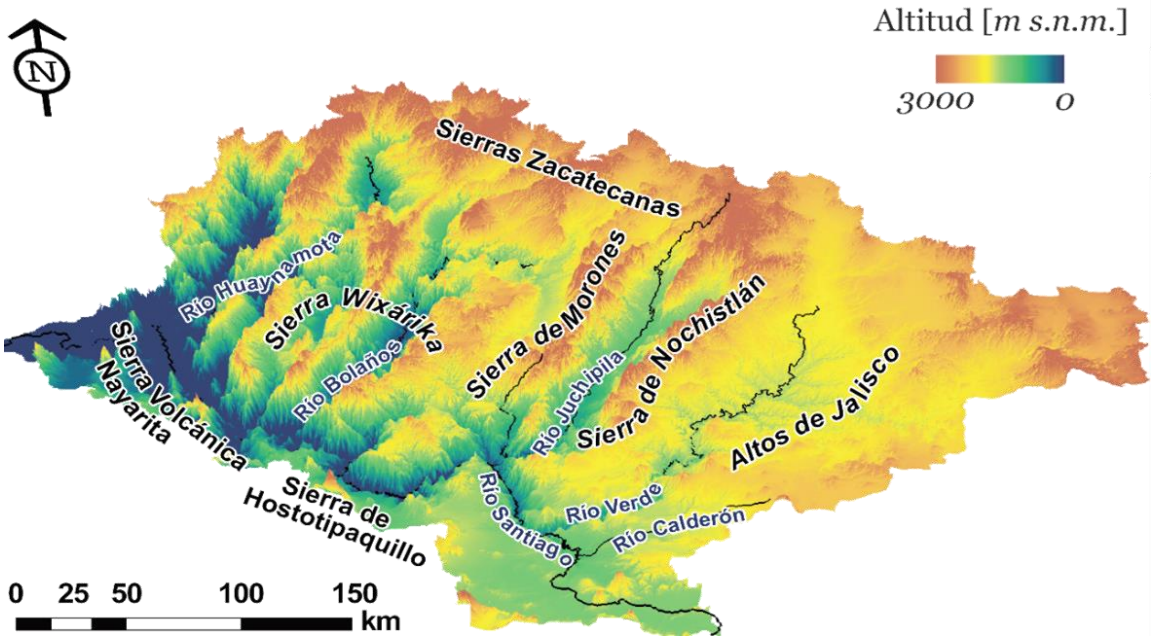


Figura 3.1 Mapa del relieve en la cuenca del río Santiago

La topografía de la CRS es accidentada, tiene un rango de altitud que va desde el nivel del mar hasta 3.140 m (Anexo I -mapa hipsométrico-), con una altitud media en torno a 2.500 m. El río Santiago discurre por un profundo cañón en zigzag. Aproximadamente a 80 km aguas abajo del lago de Chapala, flanquea a Guadalajara por el NE y se une al cañón del río Verde, donde se conoce como la Barranca de Oblatos (o Huentitán) y ha formado una garganta de grandes dimensiones, que llega a tener una diferencia de casi 800 m entre sus cotas máxima y mínima. A 30 km aguas abajo de la capital de Jalisco, en su confluencia con el río Juchipila, concretamente en San Cristóbal de la Barranca, el río Santiago cambia de dirección hacia el SO hasta llegar al embalse de Santa Rosa. En la parte inferior derecha de la figura 3.2 se observa dicha presa hidroeléctrica (que tiene 114 m de altura), construida en 1964, entre la Sierra de Morones y la de Hostotipaquillo. El caudal del río Santiago queda completamente retenido en el embalse durante el periodo seco. En este último sector, el río Santiago gira nuevamente hacia el NO, continúa su recorrido por el NE de la Sierra de Hostotipaquillo (Figura 3.1 y mapa hipsométrico del anexo I), que se localiza entre Tequila y Santa María del Oro, y se une al cañón del río Bolaños, cuya profundidad media es de aproximadamente 300 m. A la altura de esta última confluencia ha sido construido el embalse hidroeléctrico de La Yesca, a finales de 2012. La topografía de dicho sector permite que la coronación de esta presa tenga una altura de 220 m, lo que la ha convertido en una de las presas más altas del mundo de su tipo (SENER, 2015). El área de inundación del embalse de La Yesca se une al embalse de El Cajón (con una altura de 178 m), y 17 km aguas abajo de éste, se encuentra la presa de Aguamilpa, con una coronación de 187 m de altura.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

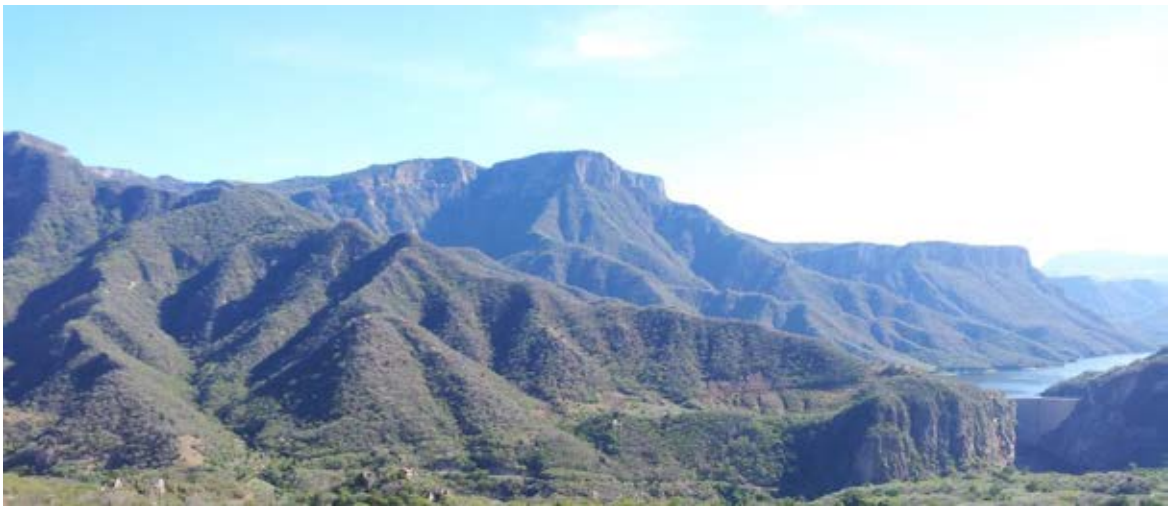


Figura 3.2 Fotografía panorámica del área de estudio en el sector del embalse de Santa Rosa (noviembre 2014)

El histograma de frecuencias de altitudes, generado a partir del mapa hipsométrico con una precisión de 10 m, muestra que la distribución de los valores de elevación en la CRS tiene una proporción prácticamente unimodal, cuya clase predominante (>70%) comprende de 1.500 a 2.400 m s.n.m., mientras que las altitudes menores a 1.500 m constituyen cerca del 20% del territorio (véase mapa hipsométrico -Anexo I-). Los valores por encima de 2.400 m únicamente representan el 8% del área de estudio, situada en el N y NE, en los estados de Zacatecas y Aguascalientes.

El mapa de pendientes se ha generado a partir del mismo modelo digital de elevación, por lo que también presenta una precisión de 10 m (véase anexo I -mapa de pendientes-); se deduce que la pendiente media para toda la cuenca es de 22,16%, aunque sólo la décima parte del área de estudio está representada en el rango de 22 a 31%. La topografía ha sido un factor condicionante para el asentamiento de un mayor número de poblaciones en los sectores más llanos. Las zonas planas de mayor extensión corresponden a aquellas donde se sitúan Guadalajara, Altos de Jalisco, Tepic y Aguascalientes, en las que se asienta más del 80% de la población de la cuenca. La topografía también ha influido en el desarrollo de actividades agropecuarias en el oriente de la zona de estudio. En las subcuencas de los ríos Huaynamota y Bolaños, localizadas en la región occidental, existen pendientes más pronunciadas que en el sector oriental, donde la Sierra Madre Occidental comienza a descender hasta el Eje Volcánico Transversal. En los escarpados alrededores del municipio de Jesús María, en el norte de Nayarit y al sur de Durango, sólo se encuentran pequeñas poblaciones. En esta última región, perteneciente a la Sierra Wixárika (también conocida como *Sierra Huichola)*, se observa la mayor frecuencia de cambios abruptos en la altitud (véase mapa hipsométrico y de pendientes –Anexo I-).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Los máximos valores de pendiente registrados en la CRS son del 145%. En las regiones del mapa de pendientes (Anexo I) marcadas en color rojo, la pendiente es superior al 100%. Éste es el caso de los cañones de los ríos principales de la zona de estudio, que representan únicamente el 1,5% del total.

Los 50 km del río Santiago más próximos a la desembocadura presentan un relieve casi plano y con altitud menor de 10 m. Aquí se puede observar un conjunto de ciénagas, paleocauces y llanuras de inundación, a menudo interconectadas por canales de riego.

Más de la mitad de la CRS tiene una pendiente inferior al 16% (equivalente a 9º). En la cabecera de la cuenca la topografía es menos escarpada que en la zona baja, pues las pendientes difícilmente superan el 5%, excepto en las barrancas del río Verde y del Santiago, a la altura de la confluencia entre ambos (véase mapa de pendientes –Anexo I-).

Se ha identificado que casi la mitad (48%) de la superficie topográfica de la CRS tiene una pendiente con orientación NO-SE, menor de 125º de azimut, mientras que sólo el 6% de las laderas tienen una disposición mayor de 300º. Ello influye en la formación de suelos y en el tipo de vegetación (Friedman *et al.*, 2012).

3.1.2 Características climáticas

3.1.2.1 Tipo de clima

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Como es propio de las zonas tropicales y subtropicales, el territorio de la CRS se caracteriza por tener veranos lluviosos e inviernos relativamente cálidos, que en este caso son provocados por los vientos ciclónicos del SO, provenientes del océano Pacífico. Sin embargo, al igual que sucede con otros factores del medio físico, el clima también presenta cierta heterogeneidad en el área de estudio.

Conforme a la clasificación de Köppen, cartografiada a escala 1:250.000 por el INEGI en el año 2000 (Figura 3.3), el clima predominante en la zona meridional, donde se ubica la ciudad de Guadalajara y gran parte de la región de Altos de Jalisco, en la cabecera de la cuenca y en buena parte del sector occidental es de tipo semicálido subhúmedo (A)C(w1). Este clima está caracterizado por temperaturas medias mensuales entre 18 y 22 °C y una precipitación menor de 40 mm en el mes más seco, con un índice P/T de 43-55 (García, 1964; INEGI, 2000; García, 2004; Kottek *et al.*, 2006).

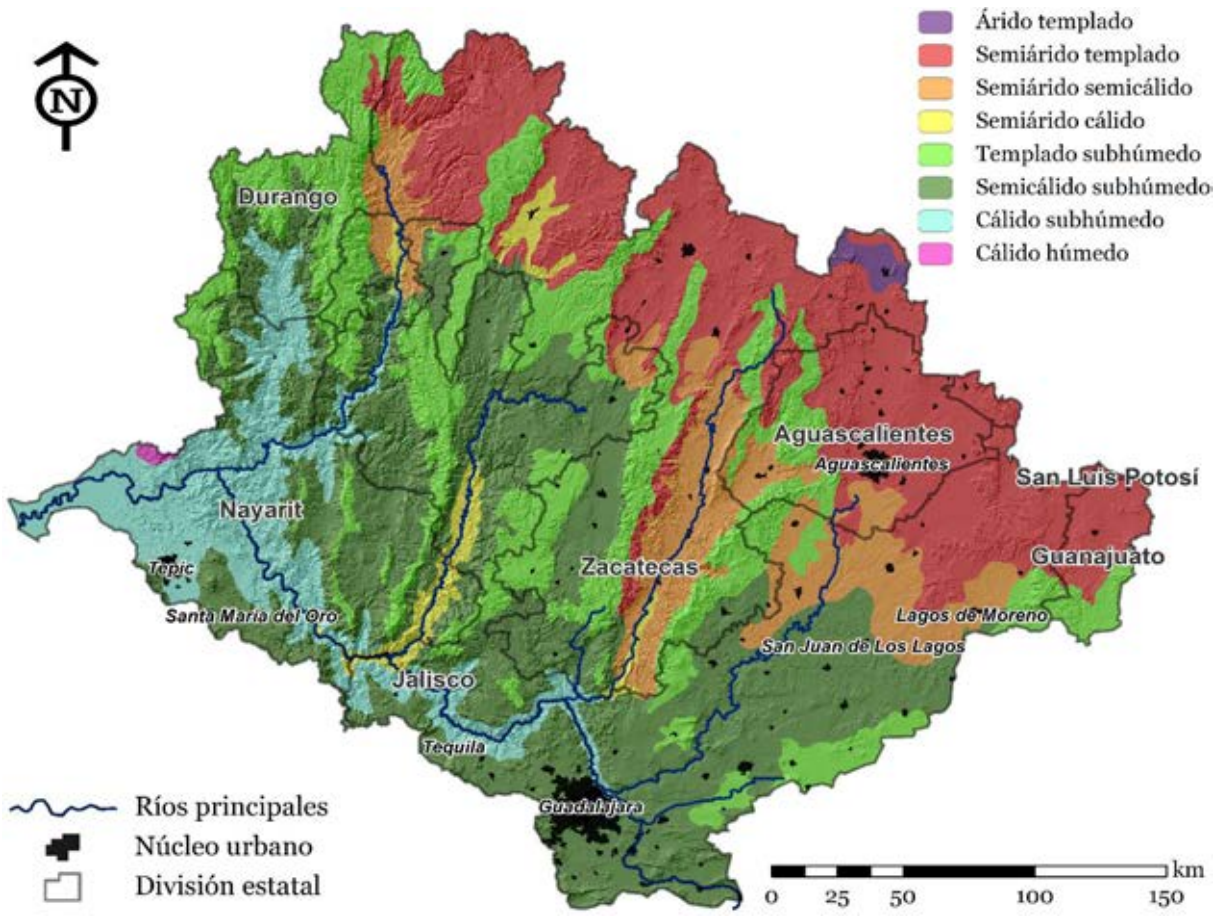


Figura 3.3 Mapa de los tipos de clima en la CRS, según la clasificación de Köppen (con información de INEGI, 2000; García, 2004)

En el NE, cerca de la divisoria septentrional y en gran parte del sector nororiental, principalmente en Zacatecas, el clima es semiárido templado, con lluvias en verano y temperatura media entre 12 y 18 °C, y de hasta -3 °C en el mes más frío. En la parte central de la cuenca, el clima dominante es semicálido subhúmedo, con un índice P/T menor de 43,2. En el centro-sur y NO, en el estado de Nayarit y cerca de la desembocadura del río Santiago, el clima es cálido subhúmedo (Awo, Aw1 y Aw2) y semicálido subhúmedo (A)C(wo).

El área de estudio es una zona con alta presión atmosférica, en la que predominan los cielos despejados la mayor parte del año. Durante el verano, las masas de aire sometidas a mayor presión, provenientes de la zona templada y subtropical, pueden provocar temperaturas más bajas y lluvias frontales, relacionadas con la denominada corriente de chorro o *Jet Stream* (Doyle, 1997). Los vientos provenientes del océano Pacífico tienen dirección predominante SO-NE (Beccario, 2016). No obstante, al entrar en contacto con la Sierra Madre Occidental en la parte baja del área de estudio, cambian de trayectoria (NO-SE) y disminuyen su velocidad.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Según la oficina de Administración Nacional Atmosférica y Oceánica de los Estados Unidos (NOAA), la mayor parte de los huracanes que entran al continente por dicho sector se degradan a categoría de "*depresión tropical*" (Kimberlain *et al.*, 2015). Éste fue el caso del huracán Patricia a finales de octubre de 2015, catalogado como el ciclón tropical más intenso jamás observado en esta región del océano Pacífico, en términos de presión atmosférica, y el más intenso en cuanto a la velocidad máxima del viento, según la escala Saffir-Simpson (Saffir, 1973; Simpson, 1974; Kimberlain *et al.*, 2015). En la CRS estos episodios suceden de forma relativamente aislada (14 episodios en los últimos 45 años) y suelen presentarse durante el mes de octubre.

3.1.2.2 Datos disponibles de precipitación y temperatura

La descripción estadística que se presenta en este apartado ha sido desarrollada a partir de bases de datos proporcionadas por el Servicio Meteorológico Nacional de México (SMN) para la presente investigación. Se trata de información diaria, pluviométrica y de temperatura (máxima y mínima), en 235 estaciones, localizadas en cinco estados de la zona de estudio (Figura 3.4). Las series históricas disponibles son considerablemente largas (90 años): desde agosto de 1924 a diciembre de 2014. Es preciso destacar que estas bases de datos cuentan con registros de información muy variados e irregulares, además de presentar ciertas discontinuidades en el tiempo y en el espacio. Es decir, existen periodos en los que no se dispone de datos en algunas estaciones (o éstas han sido desinstaladas antes del año 2014) y amplias zonas de la demarcación hidrográfica donde no se registra dicha información. Esto último ha sido más notorio durante las décadas de 1980 y 2000.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Durante la fase referente a la preparación de los datos de precipitación y temperatura disponibles, se ha tratado una gran cantidad de información de ambas variables climatológicas (~22.000.000 de medidas). Se han encontrado dificultades en la gestión de estos registros, debido principalmente al formato de los datos proporcionados por el SMN, y en las discrepancias que éstos presentan (valores anómalos y lagunas). Es por ello que ha sido necesario crear programas informáticos para detectar, desde el principio, estos vacíos y errores en la abundante información recopilada. Sistematizar la información mediante dichos programas ha permitido hacer más eficientes los procesos subsecuentes utilizando directamente los valores registrados en cada estación meteorológica, con los datos *en bruto* (i.e. sin otro tratamiento previo) provenientes del SMN.

Los programas mencionados han sido preparados en el lenguaje *Visual Basic* y han permitido procesar los datos de distintas formas. Se ha detectado la presencia de huecos en las series y se ha ordenado automáticamente la información contenida en los ficheros, considerando las

inconsistencias mencionadas; se han copiado los datos con la localización geográfica correcta de las estaciones meteorológicas, en proyección UTM; se han verificado las fechas registradas; y, finalmente, se han obtenido valores de precipitaciones medias anuales y mensuales, a partir de información diaria. Dichas tareas de preparación de la información climatológica han derivado en la generación de un programa principal (para la reorganización de datos y detección de errores), que conlleva más de 400.000 operaciones por estación, utilizando aproximadamente cuarenta y cinco variables, once bucles de procesos generales y 50 condicionantes diferentes, aplicadas a lo largo de las 570 líneas de código.

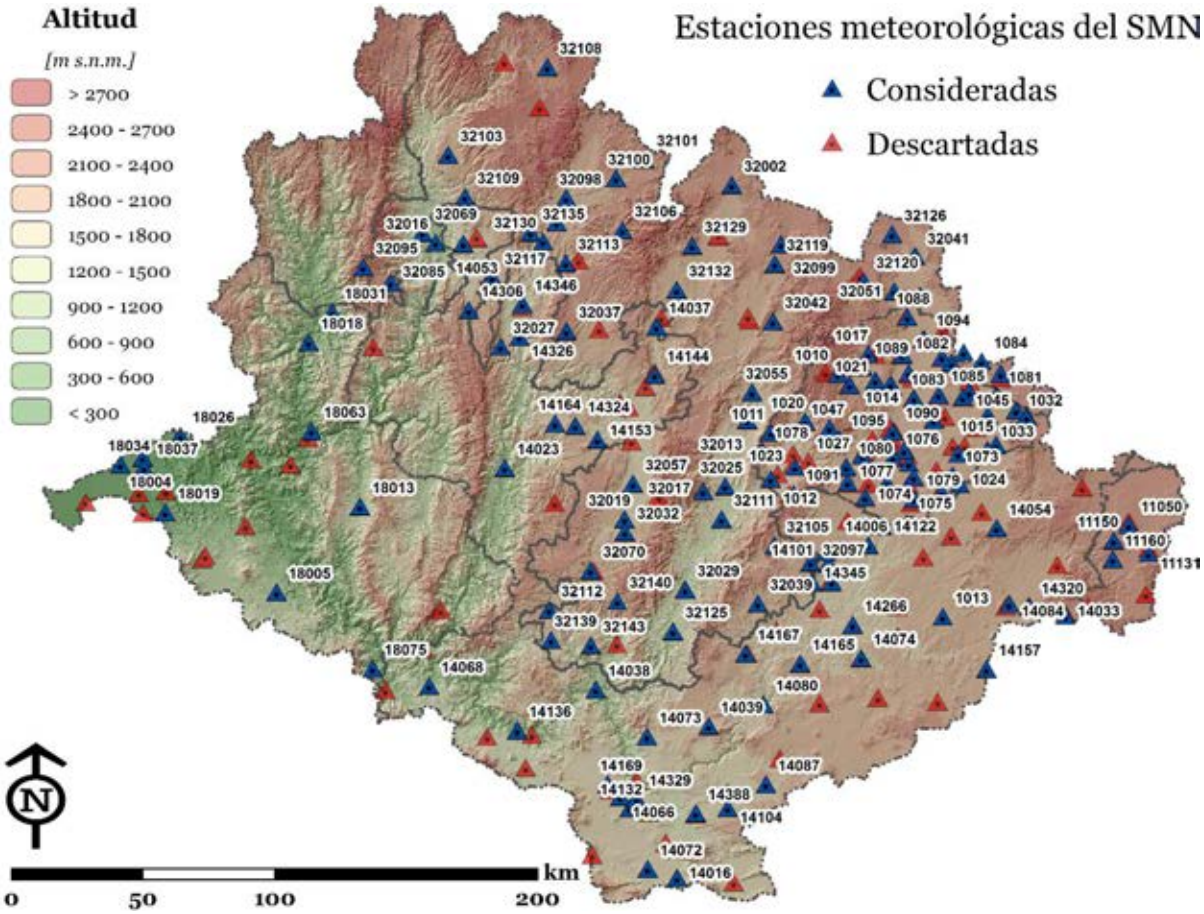


Figura 3.4 Mapa de localización de las 235 estaciones del Servicio Meteorológico Nacional de México en la cuenca del río Santiago

Una vez analizada la información pluviométrica y de temperatura, se han elegido 154 estaciones (Figura 3.5) que presentan al menos el 50% de sus datos completos (durante el periodo de 1970 hasta 2014) y que muestran un coeficiente de determinación lineal promedio superior a 70% ($R^2 = 0{,}70$).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

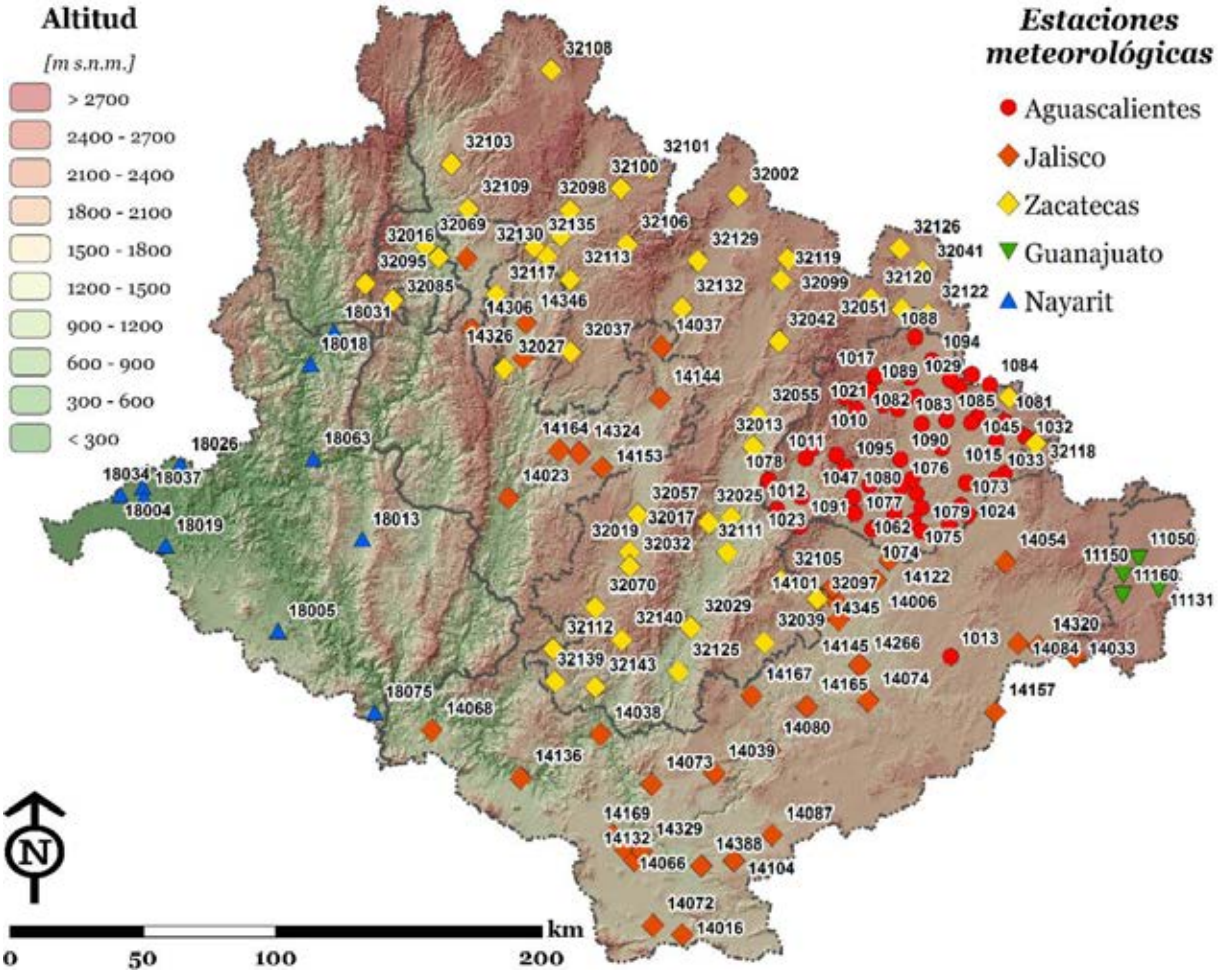


Figura 3.5 Localización de las 154 estaciones meteorológicas seleccionadas dentro del área de estudio

La información diaria, traducida a datos mensuales y anuales, ha servido de base para generar los mapas de isoyetas correspondientes a cada año tipo, así como para ser utilizada de referencia y para completar los datos faltantes en algún otro sector, a partir de las estaciones vecinas más cercanas, más completas y con mayor correlación entre las series temporales. Para ello se ha utilizado el programa *Trasero* (Padilla y Delgado, 2013).

A partir del tratamiento de las series históricas antes descrito, se ha intentado detectar y corregir los posibles errores (accidentales y/o sistemáticos) en las series ya completadas. Para ello, se ha aplicado el *método de dobles masas* o dobles acumulaciones (Searcy y Hardison, 1960). Así, se ha constatado que el conjunto de las 154 estaciones pluviométricas seleccionadas no parece presentar errores sistemáticos persistentes.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

3.1.2.3 Análisis de las series históricas de precipitación

3.1.2.3.1 Distribución espacial de la precipitación

En México, las zonas costeras tienden a ser más húmedas que las localizadas en el interior (Stephenson *et al.*, 2014), a diferencia de la mayoría de las regiones del mundo, donde la precipitación suele aumentar con la altitud. Aunque lo anterior no se cumple en todo el país, en la cuenca del río Santiago se registra mayor precipitación a menor altitud, como puede observarse en el mapa de isoyetas elaborado con los valores medios de precipitación en el periodo 1970-2014 (Figura 3.6) y en el gráfico del gradiente pluviométrico (Figura 3.7).

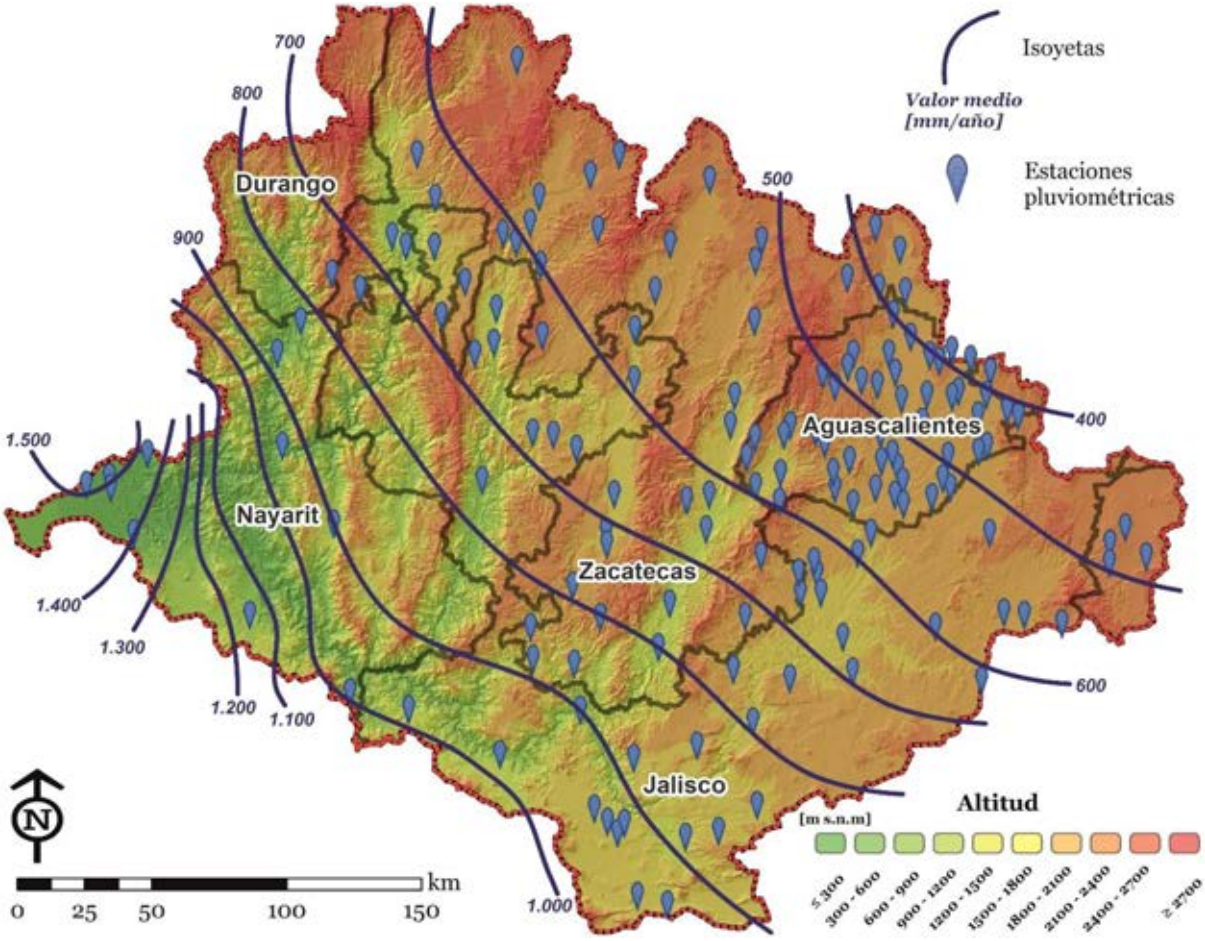


Figura 3.6 Mapa de isoyetas, elaborado con los valores medios anuales de las 154 estaciones pluviométricas consideradas en la CRS, durante el periodo 1970-2014

Esta característica particular del área de estudio obedece a la predominancia de las llamadas lluvias convectivas que ocurren en la zona baja de la cuenca, donde los vientos tienen una dirección preponderante hacia el E-NE. Este tipo de precipitaciones son propias de las regiones tropicales y subtropicales, aunque también ocurre en algunas zonas templadas. Dichas lluvias se producen cuando el aire atmosférico que transporta vapor de agua desde la

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

costa, asciende por diferencia térmica durante el verano. Entonces ocurre una ascensión convectiva del vapor, lo que da lugar a la formación de nubes (predominantemente *cumulonimbos)*, que son levantadas y enfriadas en el sector más próximo al litoral (Whiteman, 2000). El descenso en la temperatura disminuye la capacidad de estas nubes de contener vapor, antes de llegar a territorios con mayor altitud (Grodsky y Carton, 2003). Ello se traduce en lluvias más intensas y prolongadas en el O y SO de la cuenca del río Santiago, en las costas de Nayarit, en comparación con las acontecidas al NE de Jalisco, Aguascalientes y sur de Zacatecas.

El mapa de isoyetas se ha elaborado a partir de los valores medios de precipitación anual en la extensión de la CRS, durante el periodo histórico 1970-2014 (Figura 3.6). En la región nororiental de la cuenca llueve anualmente entre 400 y 600 mm, y en el resto del territorio la precipitación es superior a 600 mm. En la parte más baja, correspondiente al tramo de 250 km del río Santiago más próximos al océano Pacífico, la precipitación anual varía entre 1.200 y 1.500 mm.

3.1.2.3.2 Gradiente pluviométrico

A partir de los valores medios anuales de precipitación en las estaciones meteorológicas seleccionadas, se ha obtenido un coeficiente de correlación de Pearson entre la altitud y la precipitación de aproximadamente *-0,7*. Por otra parte, se ha calculado un gradiente pluviométrico de alrededor de -36 mm/100 m de altitud (Figura 3.7).

No obstante, en la ecuación de la figura 3.7, se observa que existe un gran margen de error para el ajuste realizado, puesto que los datos no tienen una relación lineal bien definida (R^2 = *0,49*). Ello se atribuye a las muy diversas condiciones climáticas encontradas en la zona de estudio, a la gran extensión que ésta cubre y a la falta de información de estaciones en algunos sectores del área de estudio.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

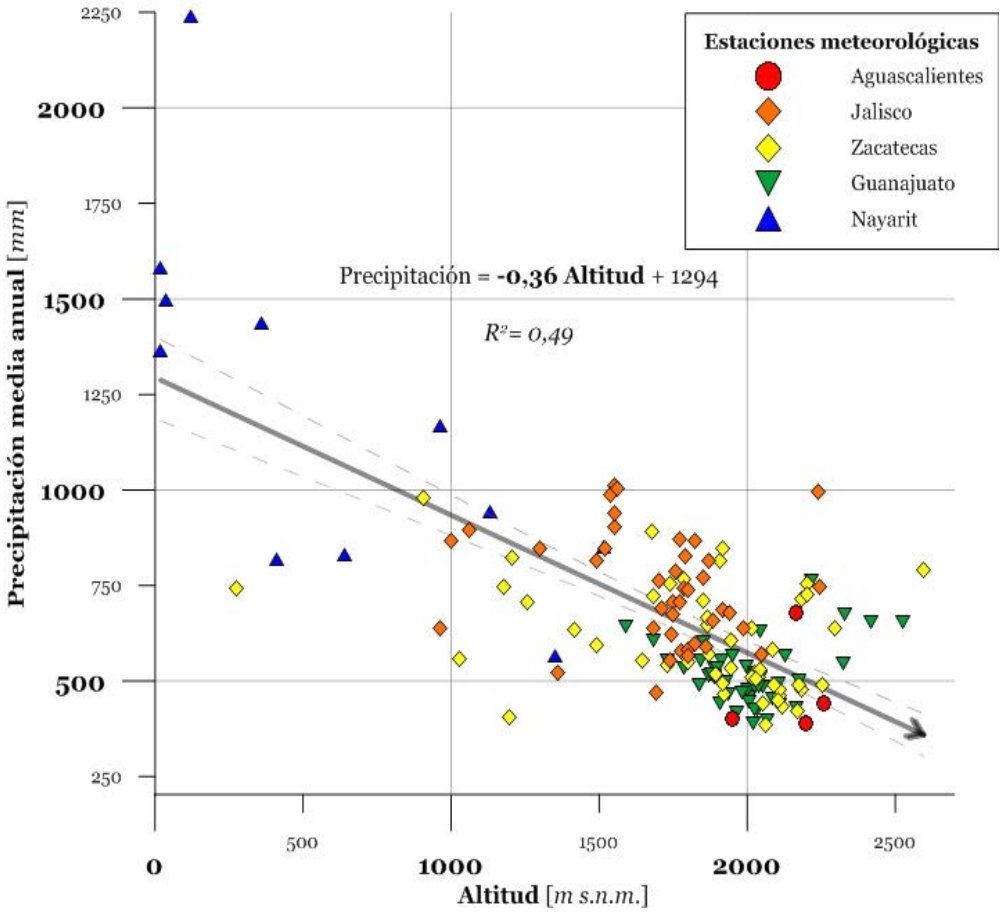


Figura 3.7 Gradiente pluviométrico con las 154 estaciones elegidas dentro de la CRS, durante el periodo 1970-2014

3.1.2.3.3 Años tipo

El valor medio de precipitación calculado para toda la serie histórica (1970-2014) es de 653 mm/año. Se han considerado como años húmedos los que sobrepasan en un 15% la precipitación media anual, como años secos aquellos cuya precipitación es inferior al 85% de dicha media y, finalmente, los años de tipo medio se encuentran entre ambos márgenes (Cuadro 3.1). Así, de acuerdo con la información del 97% de las estaciones seleccionadas, se ha determinado que el año más seco en la CRS durante el periodo histórico ha sido 2011, en el que se registró una precipitación media de apenas 391 mm. Por otra parte, el año de 1992 es el más húmedo ocurrido en el área de estudio durante el periodo considerado (1970-2014), con una lluvia media de 831 mm en toda la demarcación hidrográfica. El año medio en dicho periodo está representado por 1975, cuando se registraron 618 mm como promedio.

El análisis de la distribución espacial de las precipitaciones se ha realizado a partir de los mapas de isoyetas correspondientes a cada año tipo (Figura 3.8). El trazado de dichas curvas es similar entre todos los años tipo, como se observa en la figura 3.8. No obstante, hay más

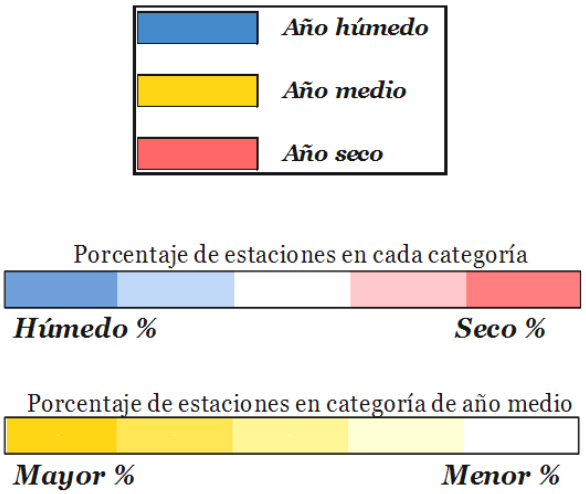
UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

diferencias entre el trazado de las isoyetas de los años seco (2011) y medio (1975), en comparación con el año húmedo (1992). En el año húmedo se aprecian isolíneas de precipitación más próximas entre sí, en el sector occidental, hacia la desembocadura del río Santiago. El área de Nayarit es menos elevada pero con un mayor gradiente pluviométrico (véase mapa hipsométrico en el anexo I y figura 3.7). La diferencia entre los valores de precipitación de la parte alta y la parte baja de la cuenca se debe a la influencia de los relieves de la Sierra Wixárika y la Sierra Volcánica Nayarita (Figura 3.1), aguas abajo de la confluencia de los ríos Bolaños y Huaynamota con el Santiago, a menos de 600 m s.n.m. de altitud (véase mapa hipsométrico –Anexo I-).

La estación de Puerta de Platanares (Código *18026* en figura 3.5), localizada a 123 m s.n.m., en el municipio de Ruiz (en el estado de Nayarit), en el sector más occidental de la CRS, presenta el valor medio anual más alto, superior a 2.200 mm, durante el año 1973. Por otra parte, la estación Palomas (código *32042*, véase figura 3.5), localizada en el municipio de Villanueva en el estado de Zacatecas (en la parte NE de la CRS), muestra los valores mínimos registrados en el área de estudio, con precipitaciones por debajo de 400 mm, en el año 1982. Tanto en las estaciones pluviométricas situadas en los límites meridionales del estado de Zacatecas y Aguascalientes (al NE), como en las ubicadas al norte de la CRS, se detecta una disminución en la cantidad de lluvia. En todos los años, la morfología de las curvas isoyetas muestra un gradiente pluviométrico que aumenta en dirección NE-SO.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Año	Húmedo	Seco	Medio
1970	43%	3%	54%
1971	62%	3%	35%
1972	7%	26%	67%
1973	60%	1%	39%
1974	3%	44%	54%
1975	5%	23%	**73%**
1976	60%	4%	36%
1977	8%	25%	67%
1978	21%	12%	66%
1979	0%	84%	16%
1980	15%	18%	68%
1981	8%	40%	52%
1982	1%	69%	31%
1983	24%	8%	68%
1984	18%	18%	65%
1985	20%	15%	65%
1986	27%	20%	53%
1987	19%	22%	58%
1988	8%	21%	70%
1989	3%	56%	41%
1990	64%	0%	36%
1991	51%	10%	39%
1992	**75%**	0%	25%
1993	4%	43%	53%
1994	4%	40%	56%
1995	14%	15%	71%
1996	8%	40%	51%
1997	10%	44%	46%
1998	6%	49%	45%
1999	5%	69%	26%
2000	3%	54%	44%
2001	9%	25%	66%
2002	49%	3%	48%
2003	56%	6%	37%
2004	73%	5%	23%
2005	1%	60%	38%
2006	32%	13%	55%
2007	23%	14%	63%
2008	45%	2%	53%
2009	8%	42%	50%
2010	19%	10%	71%
2011	0%	**97%**	3%
2012	4%	39%	57%
2013	73%	3%	24%
2014	32%	3%	65%



Cuadro 3.1 Porcentaje de estaciones pluviométricas incluidas en las categorías de clasificación de los años tipo en la cuenca del río Santiago, durante el periodo 1970-2014

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

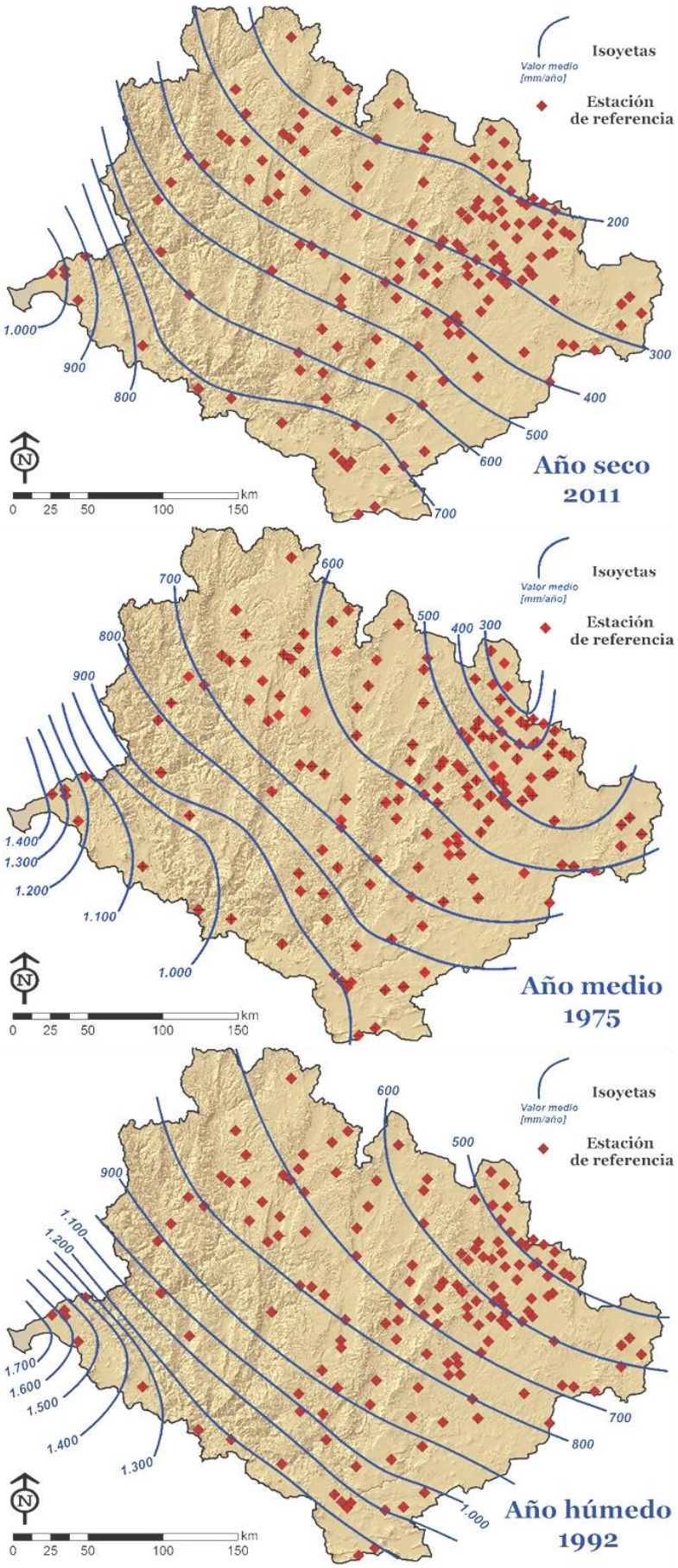


Figura 3.8 Mapas de isoyetas de los años tipo identificados en el área de estudio, dentro del periodo histórico (1970-2014)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

3.1.2.3.4 Precipitación y temperatura media anual

Como ya se ha dicho, según los datos pluviométricos analizados, la precipitación media en toda la cuenca del río Santiago, durante el periodo 1970-2014, es de 653 mm/año, con una desviación típica de 166 mm/año. Esto último indica que la precipitación en la CRS se caracteriza por tener una variabilidad alta entre un año y otro. Aunque no se ha detectado un patrón claro, se han registrado períodos relativamente prolongados de poca precipitación.

En la figura 3.9 se muestran las medidas anuales así como la desviación acumulada de la temperatura y precipitación con respecto a la media en la CRS, durante el periodo histórico. Ello permite apreciar la tendencia de los datos de forma más clara, a lo largo de los 44 años considerados. Cuando se realiza una regresión lineal de los valores de la desviación acumulada respecto a la media de la precipitación (línea discontinua azul), se observa cómo esta variable muestra una tendencia decreciente, con una pendiente negativa de 6,6 mm/año (Figura 3.9). En cambio, el ajuste lineal por mínimos cuadrados de la temperatura media anual, señalada con una línea discontinua en color rojo, no ha tenido una variación significativa a lo largo del periodo definido para este análisis ni presenta una tendencia clara, ya sea considerando directamente los valores anuales o la desviación acumulada con respecto a la media.

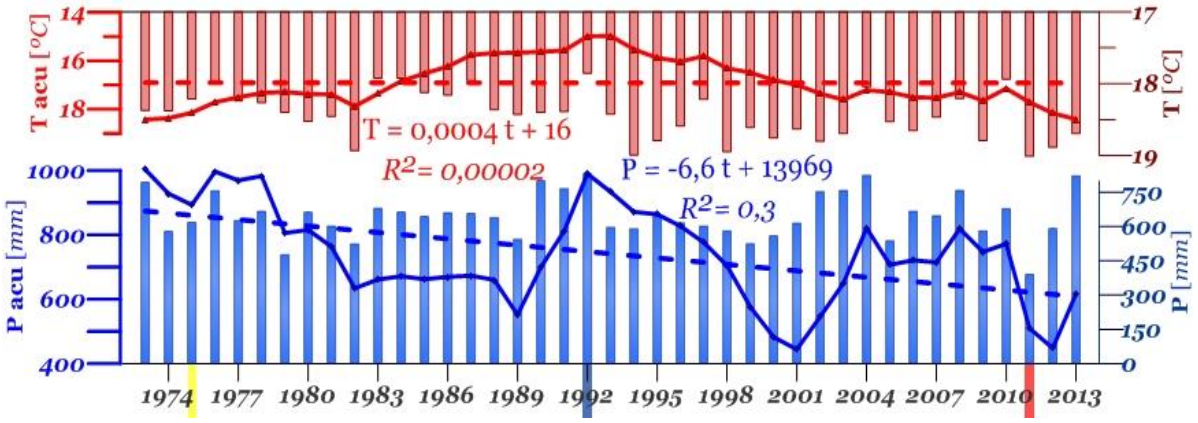


Figura 3.9 Gráficos de temperatura y precipitación en la cuenca del río Santiago durante el periodo 1973-2014 (barras = valores medios anuales; líneas continuas = desviación acumulada con respecto a la media; líneas discontinuas = ajuste lineal de la desviación acumulada)

El análisis de la precipitación media mensual en la CRS pone de manifiesto que el periodo de lluvias comienza a finales de mayo y termina a principios de octubre. Se concentra principalmente en junio, julio y agosto (Figura 3.10), con valores medios mensuales entre 188

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

y 303 mm. Se han presentado escasos episodios (seis) de registros máximos superiores a 400 mm en dichos meses, durante los 44 años considerados.

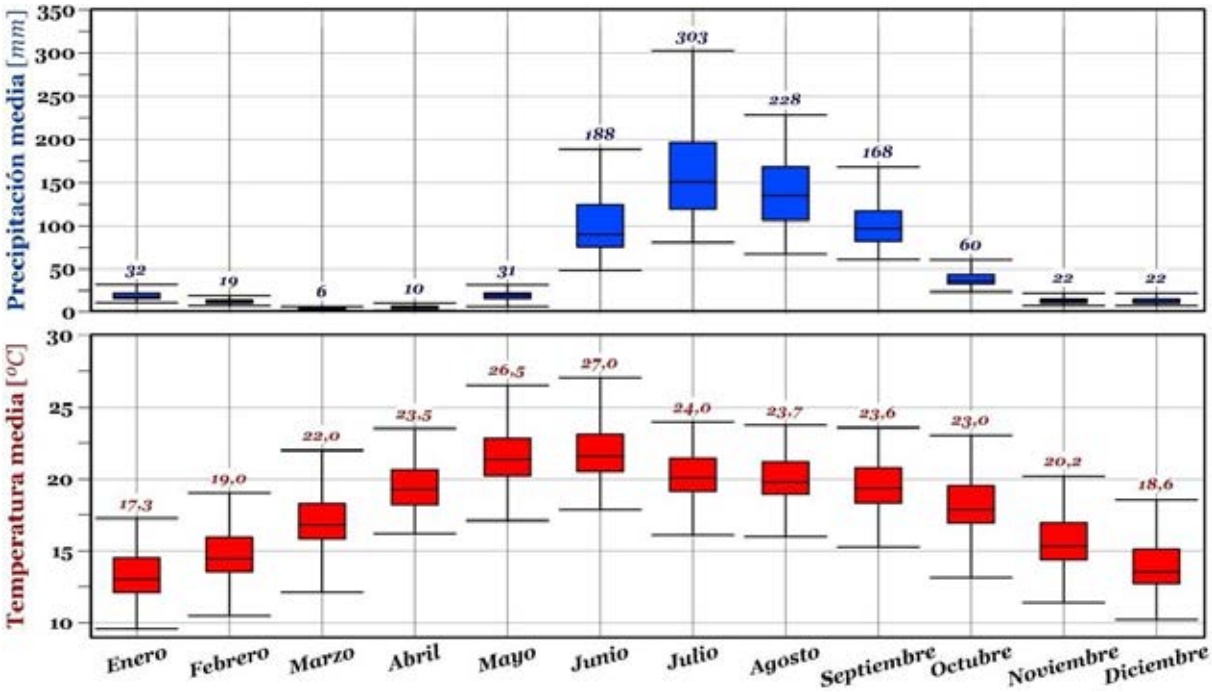


Figura 3.10 Gráficos de caja con la distribución mensual de los valores de precipitación y temperatura media (obtenida a partir de las medidas máximas y mínimas) en la cuenca del río Santiago (1970-2014)

Los días más fríos en la cuenca del río Santiago se presentan en los meses diciembre y enero (Figura 3.10), con temperaturas que varían entre 10 y 19 ºC, mientras que los más cálidos en los meses de mayo y junio, cuyas temperaturas están comprendidas entre 12 y 27 °C.

El climograma (o diagrama ombrotérmico de Gaussen) presentado en la figura 3.11 permite identificar los periodos secos o húmedos a lo largo del año. En dicho gráfico se representan los valores medios mensuales de temperatura y precipitación, mediante dos ejes verticales desiguales. El área comprendida entre ambas curvas representa la duración e intensidad del periodo húmedo y de estiaje. Según los valores medios de las estaciones seleccionadas, el periodo húmedo en la cuenca presenta una gran intensidad, concentrada entre junio y septiembre. No obstante, la época de estiaje rebasa la duración del periodo de lluvias.

La temperatura media del aire en el área de estudio durante el periodo histórico varía entre 12 y 23 °C, con un valor medio de 18,4 °C. La distribución de los valores de temperatura en la CRS está influenciada principalmente por la altitud y por las características del relieve. Como se observa en el mapa de la figura 3.12, en el norte de la cuenca, en las Sierras de Zacatecas y en buena parte del estado de Aguascalientes, se registra una temperatura media relativamente

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

baja, típicamente inferior a 16 °C, y a 12 °C en las zonas más altas. En contraste, cerca de la zona suroccidental del área de estudio, en los estados de Nayarit, NO de Jalisco y SE de Durango, la temperatura media puede aumentar hasta 28 °C.

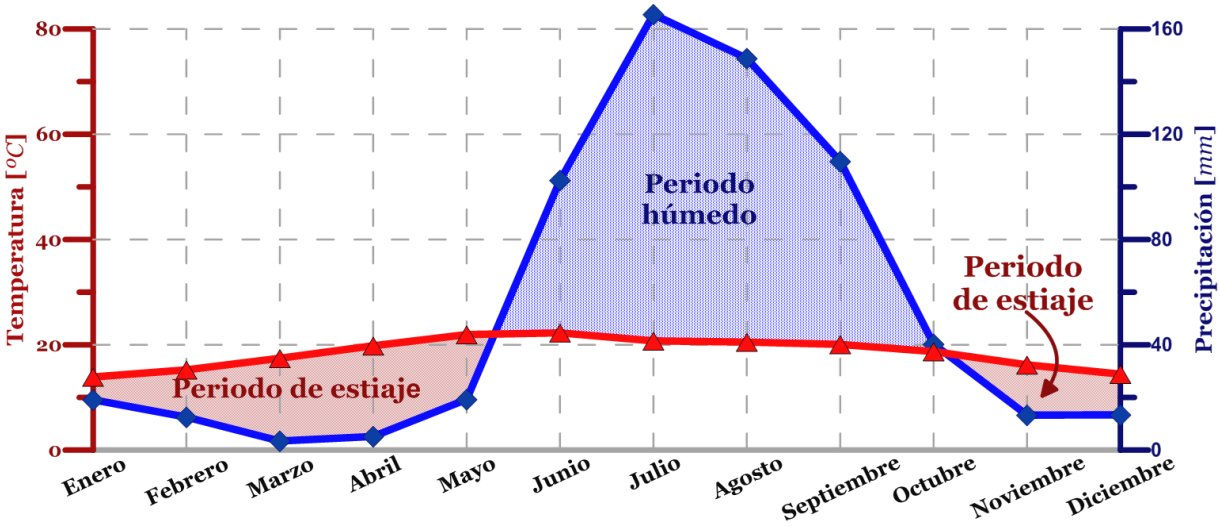


Figura 3.11 Climograma de la cuenca del río Santiago. Elaborado con información diaria registrada en las 154 estaciones seleccionadas del SMN, entre 1970 y 2014

El mapa de la figura 3.12 muestra la representación de la temperatura media del aire en la CRS, calculada a partir de información topográfica del gradiente termométrico calculado (Figura 3.13). En la cabecera de la CRS, en Jalisco, la temperatura del aire fluctúa entre 18 y 22 °C. Sin embargo, en las zonas con menor altitud, aguas abajo de la confluencia del río Juchipila con el río Santiago, cerca del límite entre Zacatecas y Jalisco, así como en los cañones de los afluentes principales de la cuenca media y baja, la temperatura media del aire aumenta conforme se disminuye la altitud (véase anexo I y figura 3.13). La temperatura del aire no presenta variación importante a lo largo del tiempo y su variabilidad está estrechamente correlacionada con los cambios en la topografía.

Conforme al gradiente termométrico calculado para el área de estudio, el coeficiente de correlación obtenido entre altitud y temperatura es de 0,85 (Figura 3.13); ambas variables tienen una correlación lineal muy alta y negativa. Como puede observarse en la ecuación de la regresión mostrada en la figura 3.13, el gradiente termométrico en la cuenca indica que por cada 100 m de aumento en la altitud, la temperatura disminuye aproximadamente 0,5 °C.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

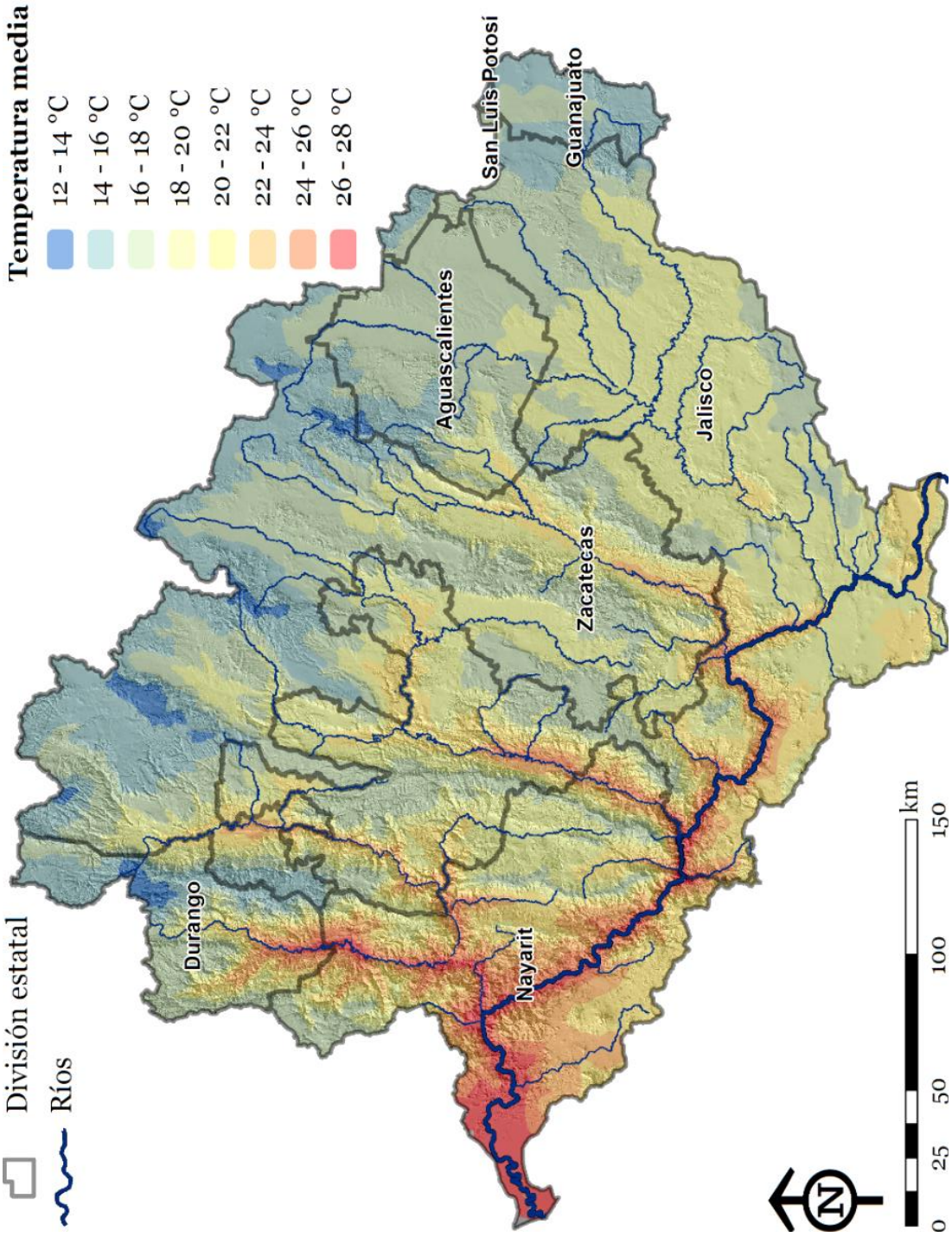


Figura 3.12 Mapa de la temperatura media en el área de estudio

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

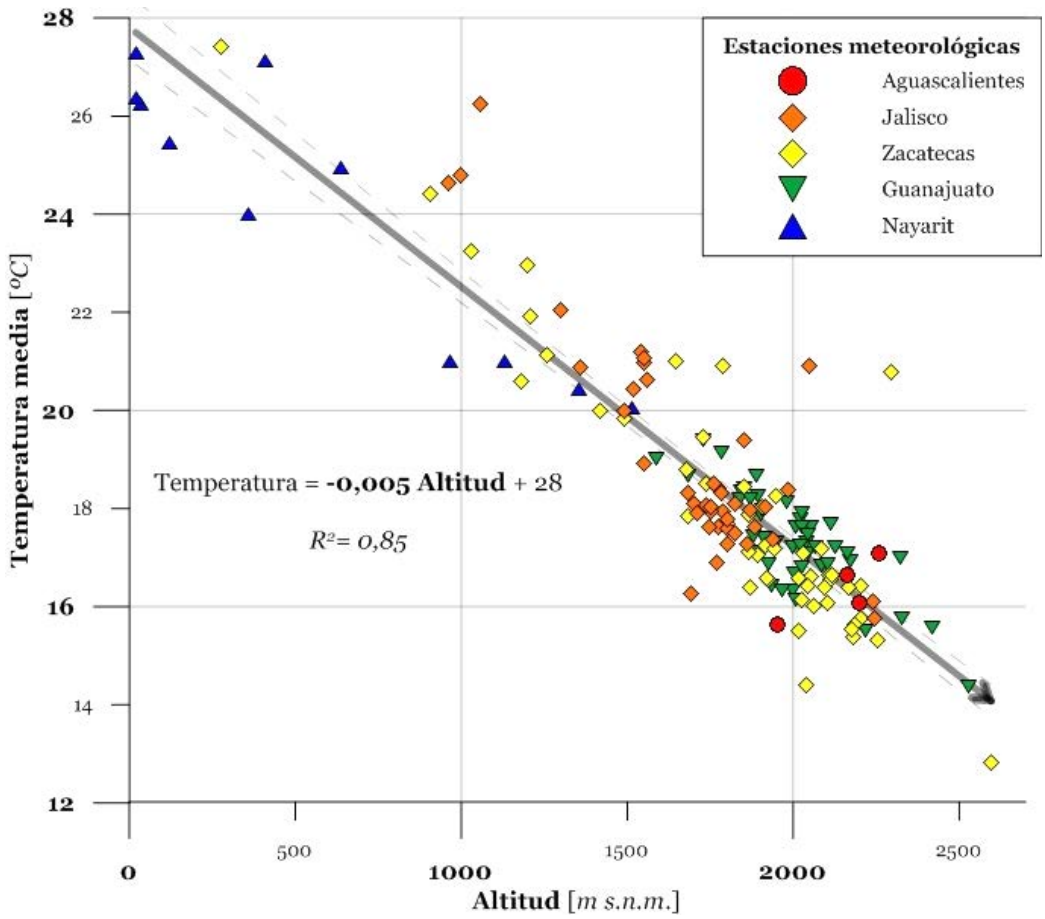


Figura 3.13 Valores de la temperatura media anual con respecto a la altitud de las 154 estaciones seleccionadas en el área de estudio, durante el periodo 1970 – 2014

3.1.3 Contexto geológico

3.1.3.1 Antecedentes

Se han utilizado distintas fuentes de información sobre el contexto geológico del área de estudio. Para la creación de cartografía, se ha recurrido principalmente a mapas litológicos elaborados por instituciones como el Servicio Geológico Mexicano (SGM), el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). Asimismo, se ha hecho una consulta exhaustiva de artículos científicos, trabajos de índole académica, publicaciones desarrolladas por distintas entidades e informes técnicos realizados por empresas. El trabajo de gabinete se ha complementado con recorridos puntuales de reconocimiento en campo, por distintos sectores de la cuenca, a finales de 2014.

Los trabajos disponibles son relativamente recientes e insuficientes aún. Hace cuatro décadas que se publicaron las primeras investigaciones geológicas en la CRS. Además, gran parte de

las contribuciones científicas corresponden a áreas restringidas por la accesibilidad o basadas en técnicas de teledetección. Hasta ahora, la mayor parte del área de estudio ha recibido poco interés para evaluar su potencial minero y energético (Campa y Coney, 1982). Los trabajos geoquímicos disponibles generalmente han sido realizados en sitios puntuales, aunque los resultados suelen estar extrapolados a zonas aun no investigadas (Ferrari *et al.*, 2007).

Brand (1958) afirmó que los primeros registros con la descripción geológica en la cuenca del río Santiago fueron realizados por conquistadores españoles y datan de 1550 a 1760. Como ejemplo está la reseña realizada por De la Mota (1605), quien menciona las actividades mineras en la región y describe la geomorfología en la parte alta de la cuenca. No obstante, los primeros mapas detallados (e impresos), además de las observaciones iniciales e interpretaciones científicas sobre el volcanismo regional de México, se le atribuyen al naturalista prusiano Alexander von Humboldt (Allen, 2014), quien a principios del siglo XIX publicó tres trabajos: "*Essai politique sur le royaume de la Nouvelle-Espagne*", "*Atlas géographique et physique du royaume de la Nouvelle-Espagne*" y "*Carte Generale du Royaume de la Nouvelle Espagne*" (Humboldt, 1808, 1811a, 1811b). Previamente a las obras de Humboldt, esta región permaneció sin estudios cartográficos precisos u observaciones geológicas documentadas durante casi dos siglos (MacGillivray, 1832; González-Reyna y García-Rojas, 1961).

Según Davenport (1981), de forma simultánea a las exploraciones con interés geotérmico (Banwell y Gómez-Valle, 1970), desde 1954 y hasta mediados de los años ochenta del siglo pasado, la Comisión Federal de Electricidad (CFE) comenzó a realizar estudios geológicos, especialmente en la zona media y baja de la cuenca, dedicados a complementar los trabajos para estimar el potencial de generación de energía eléctrica del río Santiago. Estos últimos informes han sido solicitados, mediante los procedimientos legales de acceso ciudadano a la documentación gubernamental, no obstante sólo se han facilitado datos generales y que no aportan conocimiento relevante.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

A continuación se recogen algunas de las contribuciones científicas más destacadas sobre la geología en el área de estudio.

Watkins *et al.* (1971) iniciaron la caracterización geoquímica de los materiales volcánicos de la cuenca del río Santiago. Por su parte, Demant y Robin (1975) fueron los primeros en estudiar la geodinámica del volcanismo de México. Años más tarde, Gastil *et al.* (1978, 1979) cartografiaron la geología de la parte centro-occidental de la costa de Nayarit. Damon y Nieto-Obregón (1979) documentaron la evolución geomorfológica de la parte baja de la cuenca, mientras que Clark *et al.* (1981) estudiaron la geología estructural del sur de la Sierra Madre

Occidental (SMO). Simultáneamente, McDowell y Clabaugh (1981), de la Universidad de Texas en Austin, cartografiaron y dataron las rocas de buena parte de la SMO; asimismo, documentaron su relación con la evolución tectónica del occidente de México. Posteriormente, Gilbert *et al.* (1985) detallaron la estratigrafía del área donde se ubica la ciudad de Guadalajara.

Nieto-Obregón *et al.* (1985) estudiaron la geomorfología, geocronología, petrología y geología estructural del área de transición entre la SMO y el Eje Neo-Volcánico Transversal Mexicano (EVT); se centraron precisamente en el área de la cuenca del río Santiago. El mismo año, Luhr *et al.* (1985) describieron el contexto tectónico de la costa occidental de México, con especial énfasis en la confluencia de las mismas unidades geológicas: SMO y EVT. Poco después, Allan *et al.* (1986) detallaron la geología al sur de la cuenca de estudio. La División de Volcanología de la Asociación Geológica de Canadá y el Instituto de Geología de la UNAM, publicaron conjuntamente una guía de campo sobre el ETV (Nelson y Sánchez-Rubio, 1986), mientras que Nixon *et al.* (1987) comenzaron a estudiar la evolución de su volcanismo y Nieto-Obregón (1987) evaluó los riesgos sísmicos relacionados con la geología estructural a lo largo del río Santiago.

Otros investigadores del Instituto de Geología de la UNAM continuaron trabajando en la región, como Aranda-Gómez (1989), quien documentó la primera descripción geológica del graben de Aguascalientes, así como Rodríguez-Castañeda y Rodríguez-Torres (1992), que estudiaron la geología estructural y la estratigrafía entre Guadalajara y Tepic, en la región suroccidental de la cuenca, específicamente en el área localizada entre el cauce del río Santiago y la divisoria hidrográfica meridional, constituida por las Sierras Volcánicas Nayaritas (Figura 3.1 y anexo I). Quintero-Legorreta (1992) puntualizaron la geomorfología de este último sector, con énfasis en la zona del embalse de Santa Rosa, en la intersección entre EVT y el denominado *Bloque de Jalisco*, en la parte SO del área de estudio.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Moore *et al.* (1994), de la Universidad de California en Berkeley, detallaron la cartografía geológica y la estratigrafía del volcanismo en los basaltos cercanos a la intersección de la provincia volcánica de la SMO y el EVT, en las inmediaciones de la región comprendida entre la Sierra de Nochistlán (Figura 3.1) y el lago de Chapala, cerca de la zona de cabecera del río Santiago. Un año después, por parte de la misma institución, Richter *et al.* (1995) dataron y describieron las rocas de la intersección del golfo de California con el EVT, en las partes media y baja de la CRS.

Durante los últimos años, Luca Ferrari, del Centro de Geociencias de la UNAM en Juriquilla, ha centrado parte de su labor de investigación en las relaciones entre magmatismo, tectónica

y geodinámica del occidente de México. En colaboración con otros autores, ha publicado numerosos trabajos en revistas indexadas que abordan el marco geológico de la región objeto de la presente tesis doctoral (Ferrari *et al.,* 1994, 1999, 2001, 2002, 2003, 2005, 2007, 2012, 2013; Ferrari, 1995, 2000, 2004; Manea *et al.*, 2013; Duque-Trujillo *et al.*, 2014; Petrone *et al.*, 2014). Dichas investigaciones se han desarrollado con apoyo de trabajo de campo, geocronología, geoquímica, geofísica, modelización y aplicación de herramientas de teledetección, así como transectos de reconocimiento con helicóptero en las zonas más inaccesibles.

3.1.3.2 Marco tectónico y geomorfológico

La cuenca del río Santiago está en la porción sur de la Sierra Madre Occidental (SMO) y el sector occidental del Eje Volcánico Transversal mexicano (EVT) -también nombrado *Sierra Volcánica Transversal, Cordillera Neovolcánica* o *Cinturón Volcánico Transmexicano*-. La SMO y el EVT son dos grandes provincias geológicas de México, fruto de la subducción cenozoica ocurrida en la parte occidental del país (Ferrari *et al.*, 2007; GSA, 2007).

Antes de que entraran en contacto la placa del Pacífico y la placa Norteamericana (60 Ma), la placa Farallón (en el sector occidental de la costa) fue consumida por la llamada Trinchera Centroamericana (Figura 3.14) y asimilada, de forma progresiva, por la placa Norteamericana (INEGI, 1984; Luhr *et al.,* 1985; Allan, 1986; Ferrari, 1995).

La placa de Rivera, localizada al NO de la placa de Cocos (Figura 3.14), se separó de esta última hace unos 6,5 Ma y aunque el límite entre ambas parece carecer de una falla transformante, se consideran como placas distintas (Watkins *et al.*, 1971; Ferrari *et al.*, 2012). Durante los desplazamientos de la placa del *Pacifico* hacia el NE, la Norteamericana hacia el oeste y Cocos hacia el NE, se formó el ETV, el cual representa la fusión de la corteza oceánica de las placas de Cocos, de Rivera y Norteamericana (Pardo y Suárez, 1995; Macías, 2005; Manea *et al.*, 2013).

La SMO y el ETV están asociados a la subducción de la placa de Rivera y la placa de Cocos bajo una parte separada de la placa Norteamericana, debido a un proceso de *rifting* desde el Mioceno Superior. Esta región es conocida como el Bloque de Jalisco (Figura 3.14), delimitada al oeste y al sur por la Trinchera Centroamericana (INEGI, 1984; Luhr *et al.*, 1985; Allan *et al.*, 1991; Ferrari *et al.*, 1994; Selvans *et al.*, 2010).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA



Figura 3.14 *C*ontexto tectónico de la zona de estudio (con información de: Nieto *et al.*, 1985; Luhr *et al.,* 1985; USGS, 1989a; Michaud *et al.*, 1994; Pardo y Suárez, 1995; Rosas-Elguera *et al.,* 1996; Ferrari *et al.*, 1999; Dolan *et al.*, 1998; Dutch, 1998; Manea *et al.*, 2013)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Los cambios topográficos tan prominentes en el área de estudio se deben a la confluencia de la SMO sobre el EVT en esta región. El límite entre ambas unidades geológicas está controlado por un sistema de fallas, dispuestas de forma generalmente oblicua al cauce del río Santiago (Ferrari y Rosas-Elguera, 1999; SGM, 2000; Ferrari *et al.*, 2007).

Rodríguez-Castañeda y Rodríguez-Torres (1992) indicaron que el lecho del río Santiago a la altura de Santa Rosa es la traza de una falla transcurrente. Como se observa en el mapa geológico (Mapa geológico –Anexo I-), los materiales de la cuenca media y baja del río Santiago están intensamente fracturados. Las fallas y fracturas localizadas en los basaltos del sector septentrional tienen una dirección general E-O. Al NO de Guadalajara, en las cuencas de los ríos Verde y Juchipila, la orientación de las fallas es NE-SO (Moore *et al.*, 1994), mientras que en la porción media de la CRS, Nieto *et al.* (1985) apuntaron que la gran mayoría de las fracturas muestran una dirección NO-SE. Casi la mitad (45%) de las fallas y diaclasas de la CRS presenta una orientación NO-SE, según los mapas disponibles a escala 1:50.000 (del INEGI y SGM).

La SMO es la tercera provincia fisiográfica ígnea más grande del mundo y la más grande del Cenozoico (Ferrari *et al.*, 2005). Está limitada al oeste por el golfo de California y al este por el Altiplano Mexicano (cuya altitud promedio es de 2.000 m); mide aproximadamente 1.250 km de largo y 150-350 km de ancho (McDowell y Clabaugh, 1981; Gilbert *et al.,* 1985; Ward, 1991; Ferrari *et al.*, 2007). A principios del Terciario comenzó un proceso de erosión fluvial de los materiales encontrados en la SMO, después del cual prevalecieron las rocas volcánicas. Ello dio lugar a cañones de gran profundidad, tales como los del río Santiago y sus afluentes. No hay acuerdo sobre cuál ha sido el mecanismo que generó la SMO. Tampoco está completamente definida su relación con la última fase de la subducción entre la placa Norteamericana y la placa de Rivera-Cocos (Ferrari *et al.*, 2002, 2007; Goguitchaichvili *et al.*, 2002).

El Eje Volcánico Transversal Mexicano (EVT) tiene ~1.000 km de longitud total, una amplitud irregular de 80-230 km y cerca de 8.000 conos volcánicos. Forma parte del llamado *Anillo de Fuego del Pacífico*. Comienza cerca de la desembocadura del río Santiago, y se extiende hasta el golfo de México, en el estado de Veracruz, con una superficie de aproximadamente 160.000 km² (Ortega-Gutiérrez *et al.*, 1992; Alva-Valdivia *et al.,* 2000; Gómez-Tuena *et al.*, 2005; INEGI, 1984, 2008; Ferrari *et al.,* 2012).

En el área de estudio confluyen tres depresiones tectónicas (graben): Chapala, Colima y Tepic-Zacoalco, que constituyen el llamado "punto triple de Jalisco", localizado cerca de la parte alta de la CRS (Figura 3.14), al oeste del lago de Chapala (Luhr *et al.*, 1985; Allan, 1986). El graben de Tepic-Zacoalco está considerado como parte del EVT, por lo que, además de los movimientos laterales, presenta gran actividad volcánica reciente. La tectónica de placas controló el volcanismo y la deformación de la región durante el Mioceno (Urrutia-Fucugauchi y González, 2006). En la cabecera del río Verde, se encuentra el graben de Aguascalientes, que constituye una gran fosa tectónica al NE de la demarcación (Aranda-Gómez, 1989). Este graben es adyacente a otras tres fosas tectónicas de menor tamaño, localizadas al O, que se encuentran orientados hacia el río Santiago: Juchipila, Tlaltenango y Bolaños. La divisoria meridional del área de estudio colinda con el graben de Chapala, una de las depresiones tectónicas más notables de esta región de México (Ferrari *et al.*, 2012). Hace 170 Ma, cuando la placa de Farallón se segmentó en otras subplacas: Fuca (localizada al NO), Cocos, Rivera y Nazca (al SE), la parte alta de la actual CRS quedó separada del océano Pacífico (Ferrari *et al.*, 2005).

Durante el Pleistoceno, existía un lago de aproximadamente 22.000 km², en el sur del área de estudio, que ha sido nombrado como "*Lago Jalisco*" por Mitchel y Toscano (1964). Dicho lago era alimentado principalmente por el río Lerma y abarcaba desde el sur de

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Aguascalientes hasta el norte de Colima (Figura 3.15). Aunque se dividió por actividad volcánica, prevalecieron algunos valles lacustres menores, tales como el lago de Chapala, la laguna Cajititlán (dentro de la CRS) y la laguna de San Marcos, localizadas al sur de Guadalajara (véase mapa geológico –Anexo I-).



Figura 3.15 Mapa del llamado "*Lago Jalisco*", que abarcaba una superficie de ~27.500 km² de la parte alta de la cuenca, en el Pleistoceno (con información de Aranda-Gómez, 1989; Flores-Tritschler *et al.,* 1990; Díaz Del Castillo, 2004)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Según Flores-Tritschler *et al.* (1990), el Lago Jalisco se encontraba a 1.750 m s.n.m. Su tamaño se redujo progresivamente debido al gran potencial erosivo que proporcionó a los ríos que lo drenaban. El cañón del río Santiago se formó por el transporte del material volcánico hacia el océano Pacífico. Los materiales encontrados en la cabecera de la cuenca posiblemente corresponden a los sedimentos del denominado Lago Jalisco (SGM, 2000; Díaz Del Castillo, 2004; Corbo-Camargo *et al.*, 2013).

En la Sierra de La Primavera, localizada 50 km al NO del lago de Chapala, se observan vestigios del Lago Jalisco (véase mapa geológico –Anexo I-). Las pumitas, que probablemente fueron originadas por un volcán subacuático, se rompieron en grandes bloques y se depositaron en el fondo, junto con otros sedimentos. Los grandes fragmentos se cubrieron

por el lodo y otros materiales (Figura 3.16), lo que ha constituido el llamado "*yacimiento gigante de piedra pómez*", una formación con pocos ejemplos parecidos en el mundo (Mahood, 1977, 1980; Clough *et al.*, 1981; Dye, 2012).

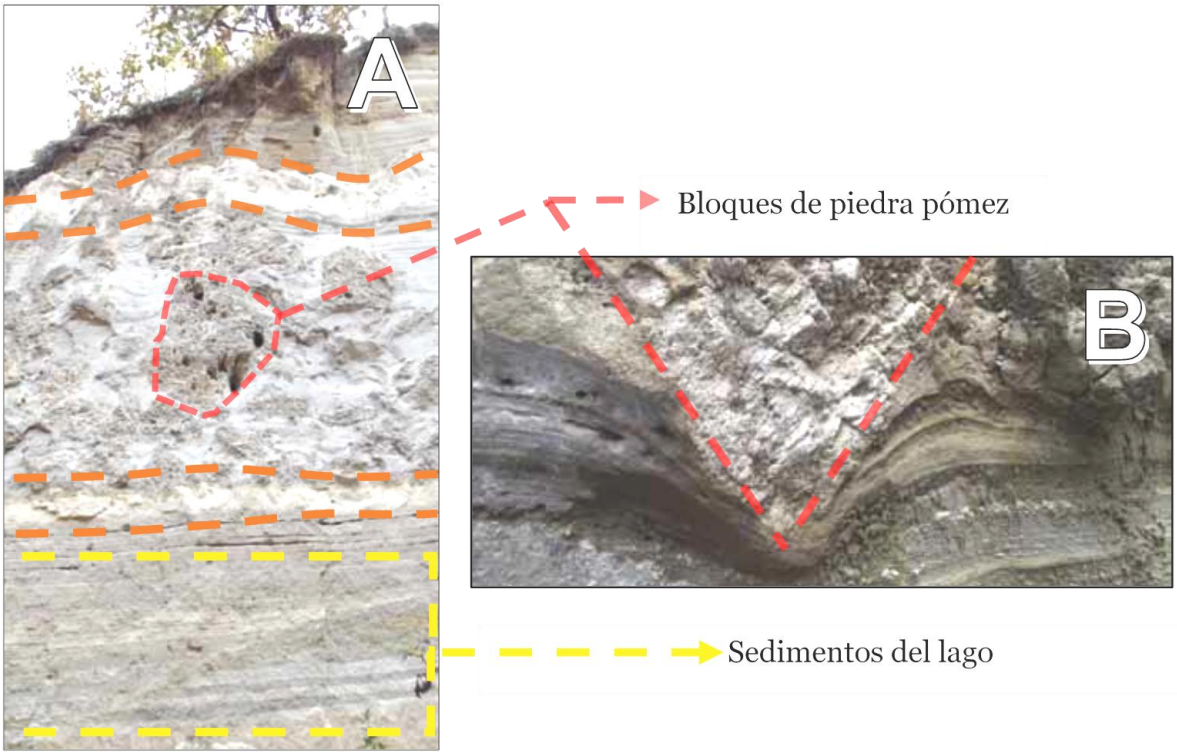


Figura 3.16 (***A***) Grandes bloques de piedra pómez se hallan entre la ceniza de grano fino y los sedimentos y (***B***) un bloque de pumita ha presionado los sedimentos al descender al fondo del Lago Jalisco, en la Sierra La Primavera, a finales del Pleistoceno (modificada de Dye, 2012)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

3.1.3.3 Tipo de rocas

Las rocas que predominan en la cuenca del río Santiago son las ígneas volcánicas; afloran en más de dos tercios de la superficie expuesta (véase mapa geológico del anexo I). La mayoría de estos materiales son relativamente recientes (<27 Ma): riolitas, ignimbritas y tobas del Neógeno y, en menor medida, del Paléogeno y Cretácico. Al norte del lago de Chapala, y en los alrededores de las ciudades de Guadalajara y Tepic, hay afloramientos de basaltos con edades menores de 25 Ma. En dichos sectores, una parte considerable de las coladas de basalto ha sido cubierta por aluviones del Cuaternario, que han sido denominados como "*material aluvial*" en el mapa geológico (Anexo I).

En el sur de la cuenca, la mayor parte de la zona conurbada de Guadalajara se encuentra sobre materiales volcanoclásticos, incluidos en la denominada Formación Toba Tala (Mahood, 1980), con una edad aproximada de 0,095 Ma, constituida fundamentalmente por ceniza

volcánica, lapilli y fragmentos de pumicita y obsidiana, que cubren una extensión de casi de 1.000 km². Dicha formación está relacionada con la caldera volcánica de Tala (al SO de la cuenca) y de la Sierra de La Primavera (véase mapa geológico -Anexo I-). Bajo la Formación Toba Tala, y en toda la cabecera de la cuenca, hay riolitas del Paleógeno y afloramientos de basalto, denominados Basaltos San Cristóbal, asociados al EVT (Moore *et al.*, 1994). Los basaltos también afloran en la mayor parte de la región denominada Altos de Jalisco, en la margen derecha del Santiago y en la parte baja de las subcuencas de los ríos Verde, Zula y Calderón (véase mapa geológico -Anexo I-). En Altos de Jalisco, dichos afloramientos están cubiertos por una unidad carbonática que ocupa ~2.500 km² de extensión, constituida esencialmente por calizas, limolitas y lutitas. También se observan ignimbritas en una sucesión volcánica de más de 700 m de espesor, perteneciente a la SMO (Gilbert *et al.*, 1985; Moore *et al.*, 1994).

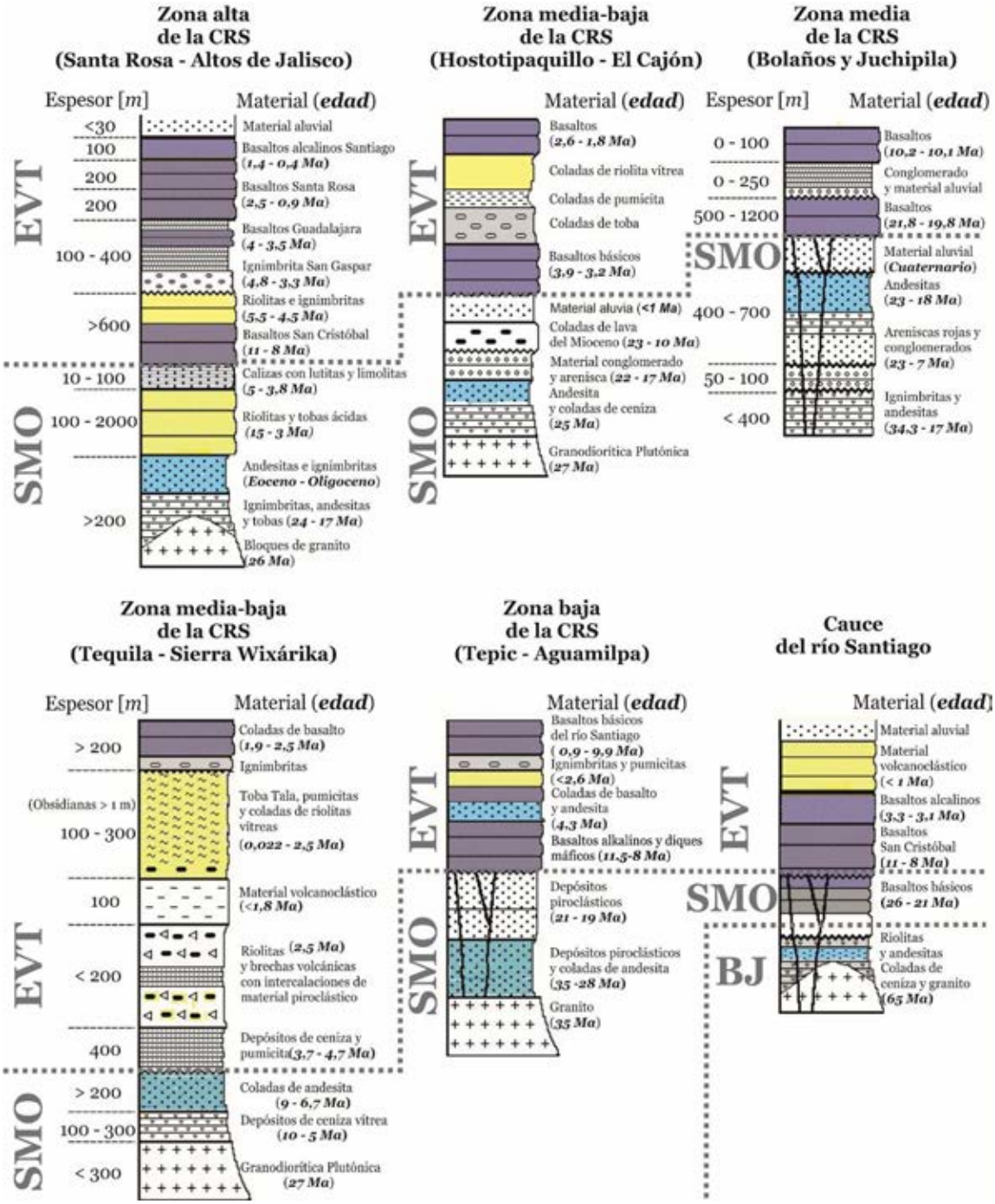
Los basaltos del Mioceno, que por lo general se hallan subyacentes a los sedimentos lacustres y los materiales volcanoclásticos, son predominantemente de tipo oceánico, suelen ser de color gris oscuro, con textura de grano fino y estructura compacta masiva. Se superponen a tobas volcánicas, riolitas del Oligoceno, además de areniscas y limolitas del Neógeno, aunque se observan ciertas discordancias entre los estratos, atribuidas a los procesos de erosión y fallamiento (Moore *et al.,* 1994; Ferrari *et al.*, 1995, 1999, 2000; INEGI, 1984, 2008). En la porción nororiental de la CRS se encuentran fosas tectónicas sobre las que se han desarrollado llanuras aluviales, formadas por sedimentos del Plioceno. Actualmente, los cauces principales están dispuestos de forma subparalela a dichas fosas (Aranda-Gómez, 1989). Ello está claramente evidenciado en la cabecera de la cuenca del río Verde, donde sus afluentes han ido rellenando cuencas sedimentarias. Estos depósitos abarcan una extensión considerable en Jerez (Zacatecas) y al NO de la ciudad de Aguascalientes (véase mapa geológico -Anexo I-), con una superficie aproximada de 2.500 km². Según la terminología aplicada por el INEGI, han sido nombrados como "*material residual*" en el mapa geológico. Se encuentran con mayor frecuencia sobre los afloramientos de basalto, en la porción aledaña al cauce del río Santiago, así como en la cuenca del río Bolaños y en la parte baja del río Verde. En la región occidental de la CRS, perteneciente a los estados de Zacatecas, Nayarit y Durango, los afloramientos geológicos se encuentran dominados por riolitas y tobas del Oligoceno Superior - Mioceno Inferior (véase mapa geológico en el anexo I).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

3.1.3.4 Estratigrafía

En este punto se describen, a grandes rasgos, las unidades estratigráficas identificadas en el área de investigación. Se presentan en orden temporal, desde la más antigua hasta la más reciente, y se han agrupado conforme a la provincia fisiográfica a la que pertenecen, ya sea el

EVT, la SMO o el Bloque de Jalisco –véase figura 3.14-. En la figura 3.17 se presenta un intento de agrupar las rocas del área de estudio en seis columnas estratigráficas, de manera muy generalizada, de acuerdo las descripciones disponibles (Banwell y Gómez-Valle, 1970; Gutiérrez-Negrín, 1988; Quintero-Legorreta, 1992; Moore *et al*, 1994; Rosas-Elguera *et al.*, 1997; Ferrari y Rosas-Elguera, 1999; Ferrari *et al.,* 1999, 2013; Nieto-Samaniego *et al.*, 1999, 2005; Urrutia-Fucugauchi *et al.,* 2000; INEGI, 2008).



***SMO** = Sierra Madre Occidental **EVT** = Eje Volcánico Transversal Mexicano **BJ** = Bloque de Jalisco*

Figura 3.17 Columnas estratigráficas representativas de la cuenca del río Santiago (elaboradas a partir de información de Ferrari *et al.,* 1999, 2013; Ferrari y Rosas-Elguera, 1999; Nieto-Samaniego *et al.*, 1999, 2005; Urrutia-Fucugauchi *et al.,* 2000)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

3.1.3.4.1 Estratigrafía de la Sierra Madre Occidental (SMO)

Según Ferrari *et al.* (2007), la estratigrafía de la SMO consta principalmente de cinco conjuntos de rocas ígneas (Cuadro 3.2): (*I)* plutónicas y volcánicas del Cretácico Superior, (*II)* volcánicas andesíticas y dacítico-riolíticas del Eoceno, (*III)* ignimbritas silíceas, andesitas y basaltos, (*IV)* coladas basáltico-andesíticas y (*V)* coladas de basaltos alcalinos y material piroclástico del Mioceno Superior al Cuaternario.

	Conjunto	Tipo de roca	Espesor [m]	Edad [Ma]
SMO	***V***	Coladas de basaltos alcalinos, arenas pumicíticas, material piroclástico y lacustre del Cuaternario	< 20	1 – 12
	IV	Lavas basálticas y andesíticas	< 20	1 – 20
	III	Ignimbritas silíceas, basaltos alcalinos fisurados y andesitas	< 50	5,3 -20
	II	Andesitas, dacitas, tobas y riolitas del Eoceno	100 – 300	34 - 56
	I	Rocas plutónicas y volcánicas del Cretácico Superior al Paleoceno	100 – 300	56 -100

Cuadro 3.2 Agrupación de complejos ígneos de la Sierra Madre Occidental (con información de: Banwell y Gómez-Valle, 1970; INEGI, 1984; Ferrari *et al.*, 1999, 2002, 2007; Nieto-Samaniego *et al.*, 1999; SGM, 2000; Aguirre-Díaz y Labarthe-Hernández, 2003; Silva, 2015)

McDowell y Keitzer (1977) señalaron que los conjuntos ***I*** y ***II*** han sido definidos como parte del denominado "Complejo Volcánico Inferior" (CVI), mientras que el ***III*** está englobado dentro del "Supergrupo Volcánico Superior" (SVS). El conjunto ***IV***, al norte de la SMO, ha sido definido como una extensión del cinturón de "Basalto-Andesitas del Sur de la Cordillera" (Cameron *et al.*, 1989). Por último, los basaltos del conjunto ***V*** han sido interpretados como testigos de diferentes episodios de extensión relacionados con la apertura del golfo de California (Henry y Aranda-Gómez, 2000; Ferrari *et al.,* 2007).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Conjunto I (SMO)

Distintos autores (Gastil *et al.*, 1978; Nieto-Obregón *et al.*, 1985; Ferrari *et al.*, 2000, 2002) han sugerido que los productos de los episodios magmáticos de la SMO (Cuadro 3.2), parcialmente superpuestos entre sí, cubren a su vez un basamento pre-Cenozoico no volcánico, en el cual se ha producido intrusión de cuerpos graníticos del Oligoceno al Mioceno Superior (Nieto-Samaniego *et al.*, 1999; Ferrari *et al.*, 2007). Al norte de la cuenca, cerca de la cabecera de los ríos Huaynamota y Bolaños, afloran algunos cuerpos intrusivos del Cretácico-Paleoceno. Ello ha sido observado en las rocas expuestas en la parte baja del cañón

del río Santiago en Nayarit, antes de la construcción del embalse de Aguamilpa, en 1993 (Gastil *et al.*, 1978; Nieto-Obregón *et al.*, 1985; Ferrari *et al.*, 1999, 2002, 2007).

Conjunto II (SMO)

Las rocas andesíticas, dacíticas y riolíticas del Eoceno, se encuentran diseminadas por toda la SMO. Webber *et al.* (1994) han descrito una secuencia de lavas andesíticas basálticas de dicho periodo (53-40 Ma), cubiertas por otras del Oligoceno (29-20 Ma) en el graben de Juchipila, entre las Sierras de Morones y Nochistlán (véase mapa geológico en el anexo I). La litología superficial en este último sector está constituida por areniscas y conglomerados que separan a las andesitas y riolitas de las ignimbritas del Oligoceno-Mioceno (Ferrari *et al.*, 2007). Más al oriente, según Nieto-Samaniego *et al.* (1999), las riolitas encontradas en 10 km al SE de la ciudad de Aguascalientes, tienen una edad de 40,6±1 Ma (datado con el método K-Ar). Por su parte, Ferrari *et al. (*2003) han encontrado andesitas de ~51 Ma bajo las rocas del ETV cerca del volcán Ceboruco, localizado sobre la divisoria meridional del oeste de la cuenca.

Conjunto III (SMO)

Se trata de secuencias ignimbríticas que forman capas con espesores de más de 20 m, localizadas en el sur de la cuenca. Cerca de la confluencia con el río Juchipila, al sur de la localidad García de la Cadena (véase mapa geológico en el anexo I), afloran basaltos de 80 m de espesor, datados en 22,3 Ma (Silva, 2015). Estos basaltos se extienden hasta el cauce del río Santiago, en el municipio de Hostotipaquillo.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Las rocas pertenecientes a este conjunto se pueden observar en el cañón del río Juchipila. Nieto-Obregón *et al. (*1985) señalaron que este conjunto engloba a los basaltos del Oligoceno e inicios del Mioceno, que afloran mayoritariamente en la parte septentrional del área de estudio, así como cerca de la desembocadura del río Santiago, al SE del embalse de Aguamilpa (mapa geológico –Anexo I-).

Conjunto IV (SMO)

En el graben de Bolaños, Nieto-Obregón *et al.* (1981) han encontrado coladas basáltico-andesíticas, fechadas entre 21 y 19.9 Ma (mediante el método K-Ar). Gastil *et al.* (1979) documentaron la presencia de basaltos y andesitas relacionados con los pulsos ignimbríticos. En la parte baja de la CRS, cerca de la ciudad de Tepic, los basaltos y rocas se intercalan con riolitas (20,4–13,8 Ma). De acuerdo con Moore *et al.* (1994), otro grupo de andesitas

basálticas (de entre 5 y 3,3 Ma), pertenecientes a este mismo conjunto, aflora al NO de Guadalajara, cerca del embalse de Santa Rosa.

Conjunto V (SMO)

El último conjunto de la SMO está representado por coladas de basaltos e ignimbritas, predominantemente localizadas en el sur de la cuenca, pertenecientes al Mioceno superior y al Plioceno (Ferrari *et al.*, 2007). Dichas rocas se relacionan con el EVT y la apertura del golfo de California (Nieto-Samaniego *et al.*, 1999). En este conjunto se incluya también la mayor parte del material aluvial del Cuaternario (mapa geológico -Anexo I-).

3.1.3.4.2 Estratigrafía del Eje Volcánico Transversal (EVT)

De acuerdo con trabajos previos, se ha establecido una división estratigráfica el EVT en cuatro conjuntos (Cuadro 3.3).

	Conjunto	**Tipo de roca**	**Espesor aproximado** [m]	**Edad** [Ma]
EVT	(***IV***) Plioceno – Holoceno	Mayor diversidad del volcanismo. En muchas áreas, el volumen de rocas calcoalcalinas está asociado, en tiempo y espacio, con un volumen de lavas similares a las intraplaca, con rocas ricas en potasio y con centros volcánicos de composición riolítica-peralcalina	30 - 200	5,3 – 0,09
	(***III***) Mioceno Superior – Plioceno Inferior	Composición silícica hacia el sector occidental. En el sector oriental, este episodio está representando por la formación de enormes calderas que a su vez producen un gran volumen de ignimbritas y están asociados a depósitos piroclásticos	100 – 500	8.5 – 6
	(***II***) Mioceno Medio – Superior	Migración O-E, con composición sub-alcalina y potásica media, lo cual indica relación con la dinámica de subducción hacia el oeste. Hacia sector oriental, se hallan rocas con una composición alcalina sódica de afinidad intraplaca	100 – 400	22 – 5,4
	(***I***) Oligoceno – Mioceno Inferior	Efusivo, sub-alcalino de composición intermedia (andesítica-dacítica), que sólo ha sido observado en una pequeña porción del sector NE de la cuenca, al norte de Aguascalientes y cerca del Graben de Juchipila	< 600	23 - 16,6

Cuadro 3.3 Agrupación de principales periodos de volcanismo del ETV (Según Nieto-Obregón *et al.*, 1985; Rossotti *et al.*, 2002; Gómez-Tuena *et al.*, 2007; Ferrari *et al.*, 2012; SGM, 2000)

El EVT es una unidad geológica de gran heterogeneidad. Debido a sus particularidades genéticas, no existen medidas precisas de los espesores de las litologías. Por ello, los espesores

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

presentados en el cuatro 3.3, basados en trabajos previos, son meramente orientativos. A continuación se describen, de manera general, los materiales geológicos asociados a los conjuntos que han sido definidos.

Conjunto I (EVT)

El evento magmático más antiguo registrado en el EVT, dentro del área de estudio, es una unidad basáltica cuya edad es de 21,8-19,8 Ma (Gastil *et al.*, 1979; Moore *et al.*, 1994; Ferrari *et al.,* 1999, 2012; Goguitchaichvili *et al.*, 2002), y está localizado en la parte oriental del área de estudio, cerca de Lagos de Moreno.

Los basaltos de San Cristóbal representan otra litología relativamente antigua del EVT, con edades entre 11 y 8 Ma (Urrutia-Fucugauchi *et al.*, 2000). Están formados por lavas basálticas e intermedias, intercaladas con tobas piroclásticas básicas, flujos ignimbríticos y tobas ácidas (Figura 3.18). Se trata de una secuencia volcánica de hasta 450 m de espesor, constituida por coladas de basaltos, andesitas y depósitos piroclásticos básicos. Las coladas de basalto y andesitas basálticas pueden tener espesores de 10-60 m, mientras que los piroclásticos de entre 100-400 m (Moore *et al.*, 1994). Esta unidad se encuentra desde el sur del lago de Chapala hasta unos 50 km al norte de Tequila (Watkins *et al.,* 1971; Moore *et al.,* 1994).

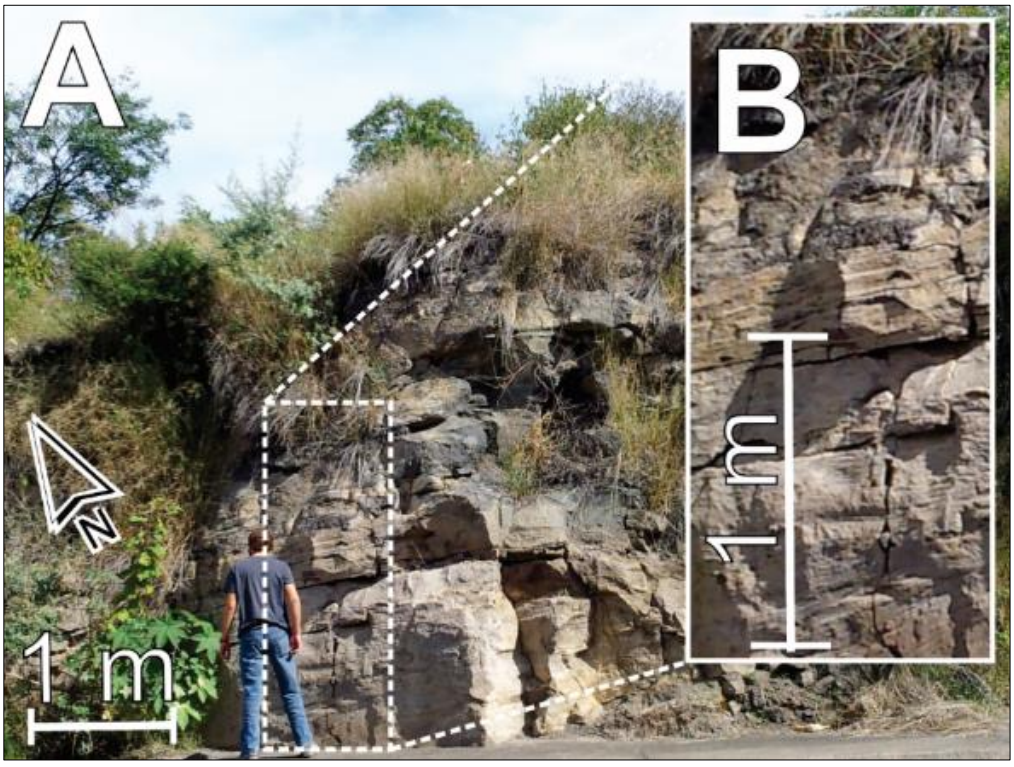


Figura 3.18 Afloramiento de tobas volcánicas ácidas fisuradas, aproximadamente a 10 km aguas abajo del embalse de Santa Rosa, al norte de Tequila, en la margen izquierda del río Santiago

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Conjunto II (EVT)

Sucesión de basaltos del Mioceno Superior, que constituyen el principal material litológico en el cauce del río Santiago. Estos basaltos de color gris-negro, rojizo por alteración superficial (Figura 3.19), contienen vacuolas rellenas de sílice, pero en general, presentan estructura compacta masiva (SGM, 2000).

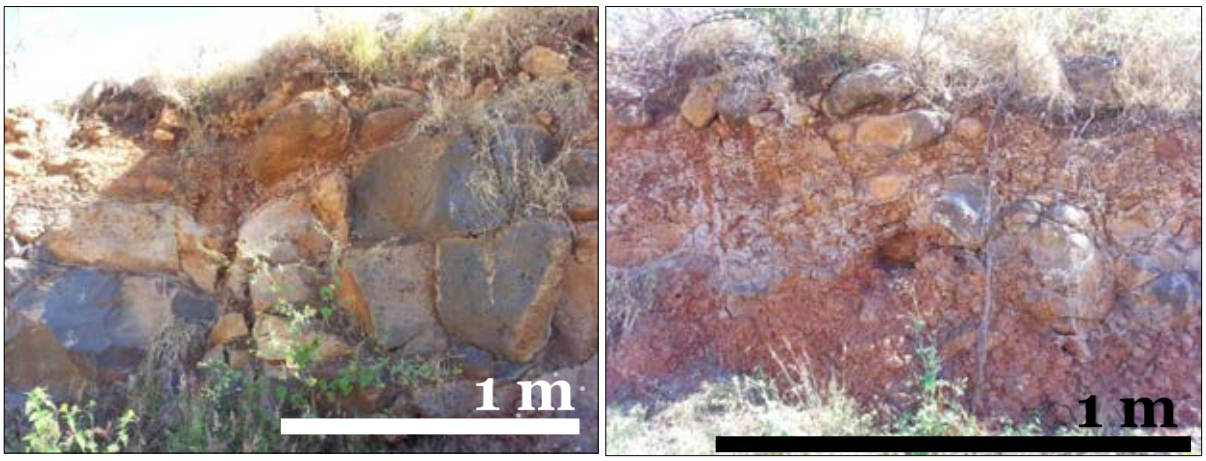


Figura 3.19. Estratos de rocas volcánicas sometidas a procesos de meteorización: basaltos alternando con piroclastos en la región cercana a Hostotipaquillo, Jalisco

Las calizas-limolitas, encontradas al NE de la cuenca, conforman una secuencia de carbonatos con sedimentos muy finos que contienen microfósiles. Afloran ampliamente al oeste de San Juan de Los Lagos (mapa geológico -Anexo I-). Esta secuencia está formada por la alternancia de calizas, lutitas, limolitas, areniscas y conglomerados, con texturas variadas y espesores entre 1 y 60 cm. Lahiere (1982) ha relacionado dicha secuencia con los afloramientos localizados en el graben de Juchipila.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Conjunto III (EVT)

Coladas de basalto que proceden de fisuras profundas y han sido expulsadas a través de conos volcánicos. Tienen un color gris oscuro, son de textura afanítica y estructura compacta masiva (SGM, 2000). En este conjunto se incluye a los afloramientos de areniscas, tobas, arenas finas y conglomerados, generalmente de colores claros, aunque suelen oscurece por procesos de meteorización.

Conjunto IV (EVT)

Este conjunto está representado por coladas de basalto de formación reciente. Los conos basálticos que forman parte de esta fase se encuentran en los flancos de los aparatos andesíticos de mayor tamaño, cerca del embalse de San Rafael, en la parte baja de la cuenca (Anexo I). El material Cuaternario de origen lacustre, incluido en esta agrupación, presenta un color verdoso a gris claro y una textura arcillosa. Asimismo, incluye a las pumicitas del Cuaternario y la Formación Toba Tala, anteriormente descrita. Esta última litología ha sido diferenciada en color rojizo en el mapa geológico (véase mapa geológico en el anexo I).

3.1.3.5 Cortes geológicos

Se han utilizado distintos trabajos de estratigrafía y cartografía geológica para realizar algunos cortes geológicos (Anexo I), así como recorridos de campo para su validación sobre el terreno, con objeto de integrar la información litológica y estratigráfica disponible en el área de estudio. Dichas referencias, que han sido oportunamente citadas, están basadas en la cartografía geológica disponible, recuperación de testigos de sondeos y datación de muestras (generalmente por técnicas radioisotópicas: K-Ar, U-Pb, Ar-Ar).

Los materiales aluviales han sido omitidos en los cortes geológicos debido a su escaso espesor, entre 3 y 30 m (INEGI, 1998; Moore *et al*., 1994; Ferrari y Rosas Elguera, 1999).

El corte ***A-A´*** (Anexo I) tiene una orientación N-S y representa una longitud de 120 km. Comprende desde el área de confluencia del río Juchipila con el río Santiago, hasta 25 km al SO del lago de Chapala. Ha sido generado a partir de información proveniente de distintas fuentes: Nieto-Obregón *et al.* (1985), Moore *et al.* (1994), Rosas-Elguera *et al.* (1996), INEGI (1998); SGM (2000); Rossotti *et al.* (2002). En dicha figura se observa que el lago de Chapala se encuentra sobre un valle rodeado de conos volcánicos del EVT. En las laderas de dichos conos se pueden encontrar algunos antiguos escarpes de fallas.

Los materiales volcanoclásticos asociados al EVT (tobas volcánicas, pumicitas, lapilli), así como las riolitas, dominan la litología encontrada en la cabecera del cauce del río Santiago. Dichas rocas son fruto de la actividad volcánica de la Sierra La Primavera y de la región de Tala (véase mapa geológico del anexo I). La Formación Toba Tala se encuentra por encima de basaltos (i.e. San Cristóbal) con varias centenas de metros de espesor. Como ya se ha dicho, los materiales piroclásticos y basaltos dominan la región de Guadalajara. La divisoria septentrional de la cuenca hidrográfica está conformada por domos riolíticos del Mioceno Superior, tal como se aprecia en la sección *A-A´*.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

El corte ***B-B´*** comprende la sección trasversal desde la margen derecha del río Santiago, 50 km aguas arriba de su desembocadura, en el municipio de Santiago Ixcuintla (Nayarit), hasta la presa hidroeléctrica Santa Rosa (Jalisco). En esta sección se puede apreciar el escarpado terreno que presenta la Sierra de Hostotipaquillo, así como la significativa diferencia de cotas topográficas a lo largo del río Santiago.

Cerca del cauce principal se encuentran expuestas las coladas de basaltos del Mioceno Inferior, intercaladas con las riolitas y tobas volcánicas del Mioceno Superior y del Oligoceno, debido a procesos de erosión fluvial. La presa hidroeléctrica de La Yesca está construida sobre una falla normal, cuya traza presenta una extensión de ~20 km, con dirección N-S, que ha separado los materiales riolíticos y las tobas de los basaltos (Duque-Trujillo *et al.*, 2014). Esto último se observa mejor en las paredes del cañón del río Santiago, aguas arriba del embalse, durante el periodo de estiaje.

El corte ***C-C´*** se ha realizado según Rossotti *et al.* (2002) y a partir de la información de la "Carta geológico-minera F13-8" del SGM (1998), basada en los trabajos previos del INEGI (1984). Como se observa en el anexo I, la sección geológica tiene una orientación NO-SE. Parte de la margen derecha del río Bolaños, a la altura del poblado del mismo nombre y cruza los cauces de los ríos Juchipila y Verde, hasta el municipio de Unión de San Antonio, cerca del estado de Guanajuato, pasando por San Juan de Los Lagos en Altos de Jalisco. Los basaltos, tobas y riolitas de la parte alta y media de la cuenca presentan ondulaciones semejantes a pliegues suaves.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

El inicio de la extensión que da origen a las fosas tectónicas de Bolaños y de Juchipila data de 24 Ma, cuya orientación es E-O (también llamado "Graben de Jalpa"), permitió la acumulación de depósitos piroclásticos y (Ferrari *et al.*, 2002).

En este corte se observa una colada de tobas ácidas, con un espesor medio de 300 m, sobre basaltos intercalados con ignimbritas, riolitas y tobas del Mioceno. Cerca del cauce del río Verde, al SE de la CRS, afloran los materiales sedimentarios del Cretácico antes descritos, conformados por afloramientos carbonáticos-arcillosos y por areniscas de poco espesor.

La sección geológica ***D-D´*** comienza en la desembocadura del río Santiago, atraviesa la SMO, con dirección SO-NE, hasta el límite del municipio de Fresnillo, en Zacatecas (Anexo I), con una diferencia de más de 2.000 m de altitud. Este corte cruza el río Santiago en tres ocasiones, a continuación pasa por el embalse Aguamilpa y se extiende hacia el NE, hasta surcar el río Huaynamota, aguas arriba de la presa hidroeléctrica, con rumbo al SO de Zacatecas. En general, las rocas encontradas en este corte geológico están conformadas por tobas y riolitas,

sobre ignimbritas (11-18 Ma) que alternan con coladas de basalto del Oligoceno Superior. La secuencia de tobas e ignimbritas encontrada tiene un espesor algo mayor de 1.000 m (Clark *et al.,* 1981). En algunos sectores de la parte de la cuenca, como la cabecera del río Bolaños, se observa una cubierta de basaltos del Oligoceno Superior, con espesores menores a 20 m (Clark *et al.*, 1981; SGM, 2000; Duque-Trujillo *et al.*, 2014). El embalse de Aguamilpa se encuentra sobre una falla normal con dirección subparalela al cauce principal, por más de 50 km (véase mapa y cortes en anexo I).

En la Sierra Wixárika, cerca del punto medio de la sección *D-D´,* se encuentra una secuencia de ignimbritas, riolitas y dacitas, con algunas capas basálticas, cuyo espesor se estima en 2.000 m. Sin embargo, según Clark *et al.* (1981), el tipo de fallamiento observado hace difícil estimar su espesor real.

Cerca de la divisoria norte del área de estudio, con dirección al municipio de Fresnillo, el corte *D-D´* muestra que parte de los domos riolíticos y las tobas del Mioceno Inferior están rodeadas por areniscas y conglomerados de edades similares, con espesores <100 m (véase anexo I).

3.1.3.6 Formas de volcanismo

Gran parte de la región meridional de la cuenca del río Santiago, en el sector del EVT que colinda con la SMO, está flanqueada por numerosos estratovolcanes de gran envergadura, entre los que destacan (Figura 3.20): Tequila, Ceboruco, Tepeltictic, Sangangüey y San Juan, además de la caldera volcánica de la Sierra La Primavera y la Sierra Las Navajas.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La Sierra La Primavera se localiza al oeste de la zona conurbada de Guadalajara (Figura 3.20), tiene una extensión de aproximadamente 350 km² y comprende un relieve montañoso cuya formación se inició hace 120.000 años (Pleistoceno superior) y finalizó en el Holoceno (Mahood, 1981; Mahood *et al.*, 1983). A diferencia de los volcanes andesíticos localizados en el mapa de la figura 3.20, la Sierra de La Primavera se ha formado por eventos volcánicos de tipo riolítico ácido (Nelson, 1986) que constituyeron, entre otras geoformas, una caldera y más de 22 conos. La actividad volcánica en este sector ocurre actualmente en las zonas más profundas de sus cámaras magmáticas, a más de 1.800 m de profundidad (Maciel-Flores y Rosas-Elguera, 1992). Se calcula que hace 95.000 años, la caldera se llenó rápidamente de agua, creando un lago de grandes proporciones. La cantidad de material que explotó de la cámara magmática (más de 20 km³) generó una caldera circular de casi 11 km de diámetro. Las etapas sucesivas dieron lugar a la formación de alineamientos de conos compuestos por materiales piroclásticos. En la actualidad, en La Primavera existe una actividad volcánica

mínima, que se manifiesta con pequeñas fumarolas y puntos de agua termal, como el llamado "*Río Caliente*", localizado dentro del área de protección de la Sierra La Primavera, al SO del área de estudio (Mahood, 1981; SGM, 2000; Dye, 2012). Durante los últimos años, la Comisión Federal de Electricidad (CFE) ha estudiado una región de La Primavera, conocida como *Cerritos Colorados*, para evaluar su potencial de cara a la generación de energía eléctrica (CFE-UTJ, 2009, DOF, 2015b). Desde finales del siglo pasado se ha evaluado la viabilidad de este tipo de proyectos en dicha región (Banwell y Gómez-Valle, 1970; Gutiérrez-Negrín, 1988; Yokoyama y Mena, 1991; Santoyo-Gutiérrez *et al.*, 1991; Alatorre-Zamora y Campos-Enríquez, 1991).

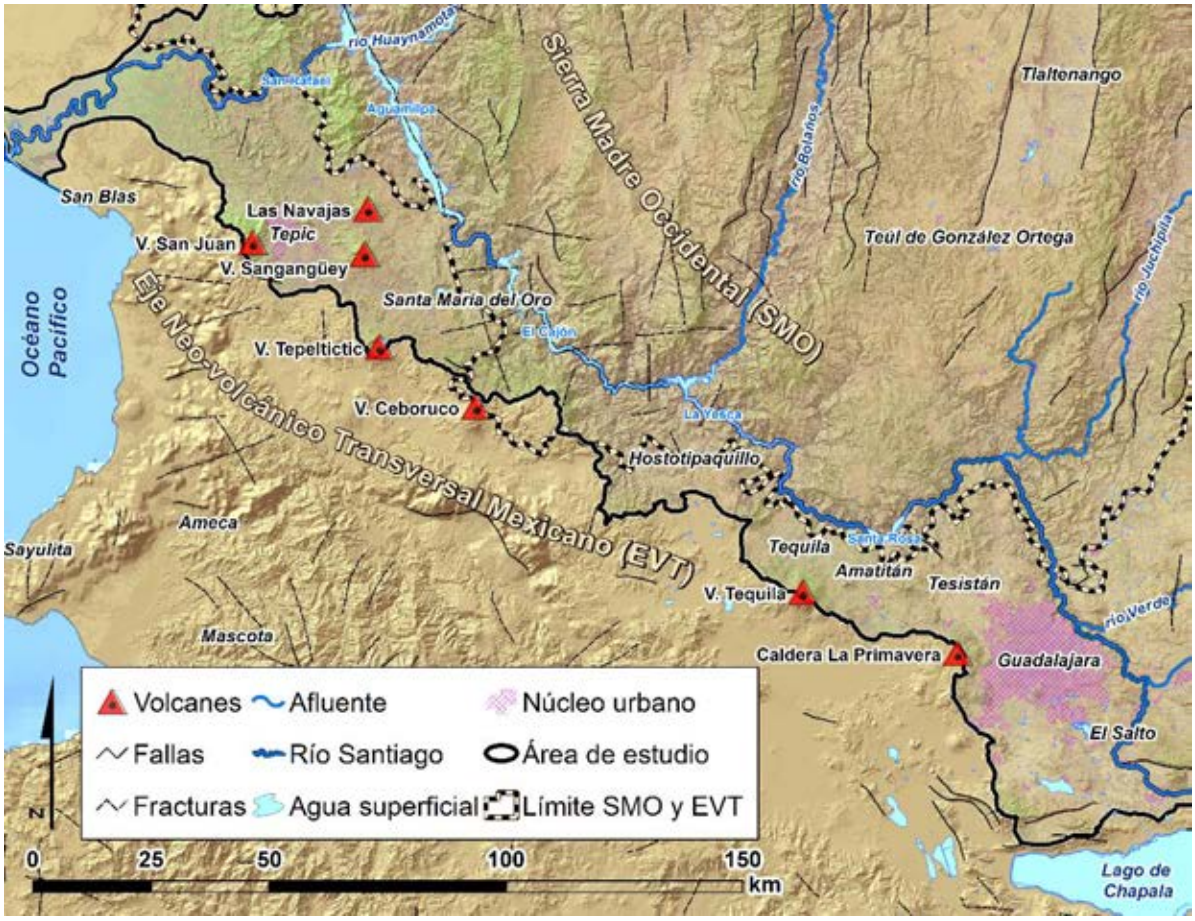


Figura 3.20 Mapa de localización de las principales formaciones volcánicas en la CRS (con información de Luhr *et al.* 1985; Ferrari *et al.*, 1999; Macías, 2005; Frey *et al.*, 2007)

El estratovolcán de Tequila (Figura 3.21) está actualmente inactivo y, según el SGM (2000a), la última erupción de este volcán sucedió hace aproximadamente 22.000 años. Tiene una altura de 1.520 m, se localiza en el centro del llamado *Campo Volcánico de Tequila* y su cima se halla a una altitud de 2.920 m s.n.m. (Rodríguez *et al.*, 2006).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA



Figura 3.21 Paisaje con campos de agave azul y el volcán de Tequila en el fondo

De las zonas aledañas al volcán de Tequila se extrae obsidiana y ópalo desde tiempos ancestrales (Beekman, 2010) y de esta última particularidad proviene el nombre de esta región. Según el historiador Munguía (1984), la palabra "*tequila*" procede del náhuatl y significa "*lugar donde se corta*", en referencia al filo de las obsidianas que abundan en la región, que era utilizado por los primeros pobladores. Los yacimientos de obsidiana en Jalisco son los terceros más grandes descubiertos en el mundo (Dye, 2012). Asimismo, los basaltos alcalinos forman parte indiscutible del paisaje e incluso de la identidad cultural del área de estudio; han sido aprovechados desde la época prehispánica (Beekman, 2010) para la elaboración de *molcajetes* y *metates* (morteros mesoamericanos labrados en esta roca) mediante técnicas artesanales. Actualmente, además de dicho aprovechamiento, los basaltos se siguen explotando intensamente para las actividades de construcción, en los municipios de Tonalá y Tlajomulco (INEGI, 2012a). Según el SGM (2007), en los alrededores de Tequila se extrae sílice de las rocas riolíticas.

El volcán Ceboruco emite fumarolas y se considera activo, con posibilidades de presentar erupciones en un futuro cercano (Nelson, 1986; Sánchez *et al*, 2009). Sus últimas erupciones han sido registradas entre 1870 y 1875 (Sapper, 1917; Luhr *et al.*, 2000; Sieron y Siebe, 2008). Este estratovolcán forma parte del graben de Tepic-Zacoalco que constituye la divisoria sur

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

de la CRS (véase figuras 3.14 y 3.20), a la altura del embalse de El Cajón. Su cráter se localiza a aproximadamente 15 km al SO del río Santiago.

La caldera volcánica de Tepeltictic forma parte de la divisoria meridional de la CRS, a una altitud de 1.500 m s.n.m. Se localiza a 20 km al SO de Santa María del Oro (Anexo I) y, al igual que esta última población, contiene una laguna dentro de su cráter principal, como puede observarse en el mapa geológico y la figura 3.22. No se ha encontrado un registro de sus últimas erupciones.



Figura 3.22 Imagen panorámica de la laguna de Santa María del Oro, en Nayarit (Fotografía de Francisco Figueroa P.)

El estratovolcán andesítico de Sangangüey es el más alto del área de estudio y posiblemente se trate de la geoforma más emblemática del municipio de Tepic, Nayarit (Macías, 2005). Su cráter está a una altitud de 2.340 m s.n.m y tiene un gran parecido con el volcán de Tequila (localizado a 115 km de distancia hacia el SE) en cuanto a su edad (se han formado durante los últimos 300.000 años -Rodríguez *et al.,* 2006-), su constitución y litología. Ambos volcanes siguen la dirección del *Anillo de Fuego* que delimita la cuenca del océano Pacífico; marcan la dirección del río Santiago y del límite septentrional del ETV, el cual compone la divisoria sur de la cuenca (Figura 3.20). Las erupciones más recientes de este volcán, según Sapper (1917), ocurrieron en 1742 y 1859. Tiene una prominente columna de lava en su cumbre, además de 45 conos de ceniza sobre su flanco NO-SE (Macías, 2005). El estratovolcán de San Juan es el más occidental del EVT (Figura 3.20) y también se localiza en Tepic. Es un volcán inactivo y, según Luhr (2000), su actividad eruptiva consistía en explosiones de andesitas, dacitas y riodacitas, tefras y piedra pómez, y terminó hace 14.770 años. El volcán del Plioceno llamado Las Navajas se localiza cerca del extremo NO del graben Tepic-Zacoalco, en la parte noroccidental del EVT, y tiene una edad de 4,3 Ma (Nelson y Hegre, 1990; Ferrari y Rosas-Elguera, 1999).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

3.1.4 Edafología: tipos de suelo, textura y espesor

El suelo es una mezcla de rocas, materia orgánica, gases y agua que ha sido sometida a procesos de meteorización (FAO-UNESCO, 1976). Constituye un recurso que juega un papel clave en servicios ambientales, sociales y económicos, que son vitales para el desarrollo; interviene en el suministro de agua y nutrientes a las plantas, además de proteger los ríos y acuíferos al atenuar la toxicidad de los contaminantes vertidos en el medio natural (Unión Europea - JRC, 2016).

La gran diversidad de características del medio físico en la zona de estudio da lugar a la formación de suelos de distintos tipos. La cartografía edafológica de la CRS ha sido elaborada por el INEGI (2009), modificada durante la década de 1970 por la Comisión de Estudios del Territorio Nacional (CETENAL), de acuerdo con la clasificación establecida inicialmente por la FAO-UNESCO (1976), y finalmente actualizada en concordancia con la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo de la FAO (IUSS Grupo de Trabajo WRB, 2007).

En el anexo I se presenta el mapa de suelos de la CRS, a escala 1:50.000. No hay un tipo de suelo que predomine claramente en el conjunto de la demarcación estudiada (véase figura 3.23), aunque los suelos más frecuentes son de tipo Feozem, con un casi un 24%, seguidos por los Litosoles (21%), Luvisoles (13%) y Regosoles (11%).

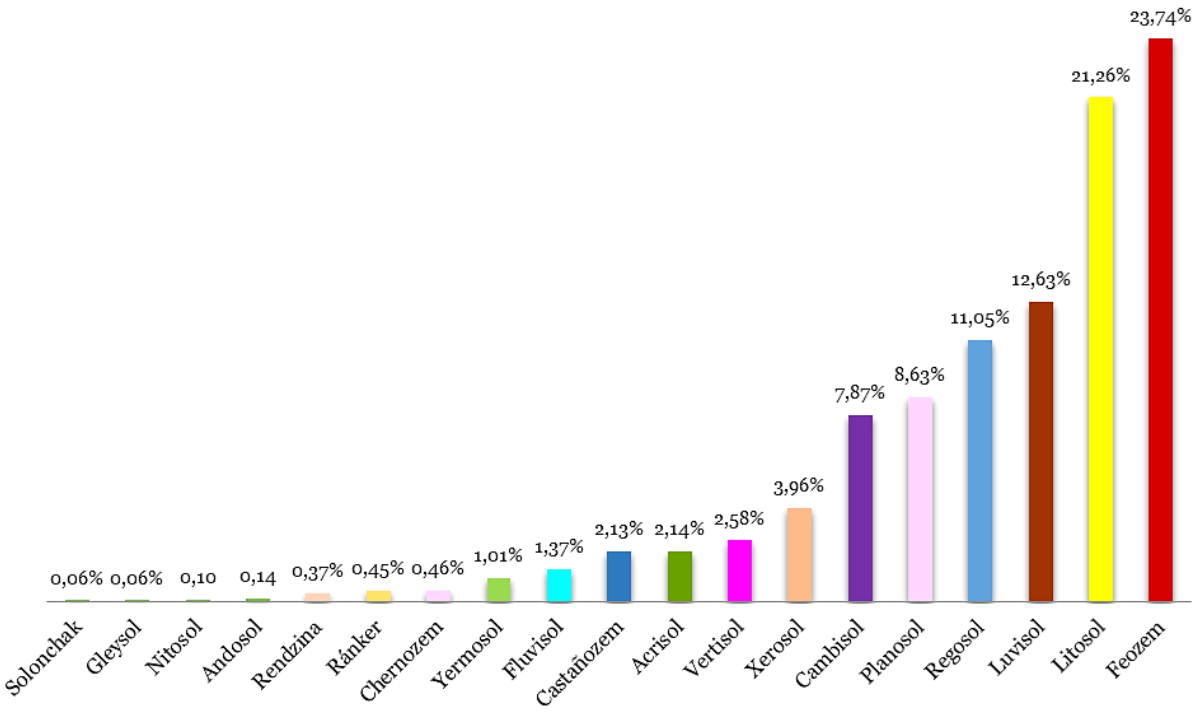


Figura 3.23 Porcentaje de cobertura por tipo de suelo en la CRS, según la cartografía escala 1:250.000 de INEGI (véase distribución espacial en el mapa edafológico –Anexo I-)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Los suelos Feozem (del griego *phaeo* = pardo; y del ruso *zemljá* = tierra) son los más abundantes en México (Krasilnikov *et al.*, 2013) y cubren una superficie del orden de 18.000 km² de la CRS (mapa de suelos -Anexo I-). Estos suelos se encuentran diseminados por toda la zona de estudio, prácticamente se desarrollan en cualquier tipo de relieve y características climáticas (FAO, 2008). Se trata de suelos característicos de pastizales húmedos, que se forman a partir de material parental básico de textura fina y suelen tener una alta producción de biomasa y actividad de microrganismos. Los suelos de tipo Feozem permiten una infiltración de agua mayor que otros similares, como el Chernozem o el Castañozem, ya que los Feozem suelen ser más porosos (INEGI, 2009). En la CRS, dichos suelos presentan un horizonte mólico, es decir, tienen un color oscuro, relativamente profundo y cuentan con al menos el 1% de materia orgánica (Krasilnikov *et al.*, 2013).

Existe un predominio relativamente bajo en la frecuencia de los tipos de suelo (Figura 3.23). No obstante, se observa cierta tendencia en su distribución espacial sobre el territorio, debido a los cambios topográficos, litológicos y de las condiciones de humedad en el área de estudio. Los litosoles predominan a lo largo de los principales cauces superficiales en la parte media y baja de la CRS, donde la pendiente es más pronunciada (véase mapa de suelos -Anexo I-), mientras que los planosoles y luvisoles se concentran en los sectores más llanos (véanse mapas topográfico y geológico –Anexo I-).

Los luvisoles (del latín *luvi*, *luo* = lavar) se encuentran más frecuentemente en la región NO de la CRS (mapa de suelos -Anexo I-). Se relacionan con la acumulación de arcillas, junto con los litosoles (también llamados leptosoles), los cambisoles y los regosoles (Krasilnikov *et al.*, 2013). Todos ellos presentan un escaso espesor, dependiendo fundamentalmente de la litología que cubren. Se localizan en las vertientes del centro y sur de la CRS, así como en la mayor parte de la margen izquierda del río principal. Los xerosoles, en cambio, están presentes únicamente en las zonas más desérticas de la zona de estudio: en la región NO (Aguascalientes) y en la SE (Zacatecas).

Los acrisoles se hallan en la zona cercana a la desembocadura del río Santiago, donde se registran las mayores precipitaciones de la demarcación (véase apartado *3.1.2.3.1*). Son suelos ácidos, de color claro, que pueden observarse en los meandros del tramo final de dicho río, cerca de Tepic, donde la topografía es más llana y la vegetación está dominada por manglares y cañaverales (Ramírez-García *et al.*, 1998).

Los regosoles (del griego *ῥῆγος*, *rhegos* = manta) se encuentran principalmente en la parte alta de la cuenca. Son producto de erupciones volcánicas ocurridas a partir del inicio del Cuaternario. Su material parental es principalmente la Formación Toba Tala (véase mapa

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

geológico -Anexo I-), además de otras rocas riolíticas. Este tipo de suelos predominan en Jalisco, donde son conocidos como "*jales*". Según Munguía (1984), de estos suelos procede el nombre de dicho Estado (del náhuatl *xalli* = suelo arenoso volcánico, *ixtl* = superficie y *co* = lugar). Dicha edafología también predomina al NO del área de estudio, en Durango y Nayarit (véase mapa de suelos -Anexo I-). Además de su textura arenosa, estos suelos se caracterizan por presentar escaso desarrollo y poco espesor, lo que permite la infiltración rápida del agua a través de ellos (Krasilnikov *et al.*, 2013).

Como su nombre indica, los planosoles se caracterizan por desarrollarse en zonas con poca pendiente. En el área de estudio se encuentran en la subcuenca del río Verde y en Altos de Jalisco. Suelen tener un horizonte aluvial, formado por procesos de meteorización de rocas sobre capas de arcillas y, según la FAO (2008), suelen prevalecer en las regiones cálidas con intensas precipitaciones temporales.

De acuerdo con el mapa de la figura 3.24, la gran mayoría de los suelos en la CRS presenta una textura *media* (85% de la superficie total), es decir, tienen un tamaño de partículas entre 0,002 y 0,2 mm. Sólo el 13% de la demarcación está cubierta por suelos con textura *fina* (granos con un diámetro menor a 0,002 mm). Cerca del 2% de la cuenca presenta suelos de textura *gruesa* (entre 0,2 y 2 mm).

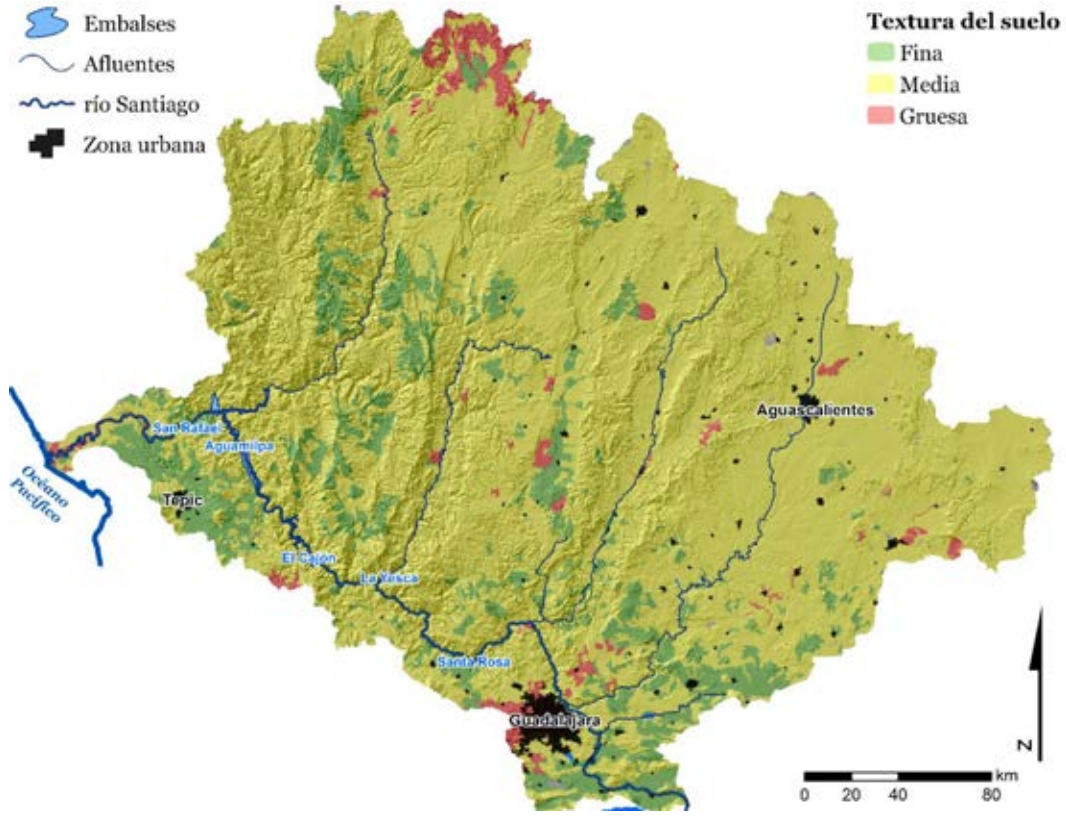


Figura 3.24 Mapa distribución de la textura de los suelos en la CRS, de acuerdo con la cartografía escala 1:250.000 del INEGI

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La mayor frecuencia de suelos con textura gruesa se encuentra en la parte occidental de la ciudad de Guadalajara y al SO de Zacatecas (al norte de la zona de estudio). Los suelos de textura más fina no tienen una distribución claramente concentrada, aunque se hallan más frecuentemente junto a los cauces principales y en las zonas menos escarpadas de la cuenca, como los alrededores de la ciudad de Tepic, cerca de la desembocadura del río Santiago, y en el SE del área de estudio, en la cabecera del río Calderón.

Se han observado contrastes importantes entre los espesores de suelos que han sido levantados en campo por parte del INEGI, de acuerdo con la información recogida en los 817 perfiles documentados y georreferenciados en la zona de estudio (Figura 3.25). En cada uno de estos puntos de muestreo hay registros sobre los horizontes identificados y han sido utilizados para la validación de la cartografía de referencia (escala 1:250.000 y 1:50.000). Ello ha permitido recabar otros datos edafológicos relevantes en las capas de información elaboradas (e.g. fotografías, textura, clasificación los horizontes, pedregosidad, geoquímica).

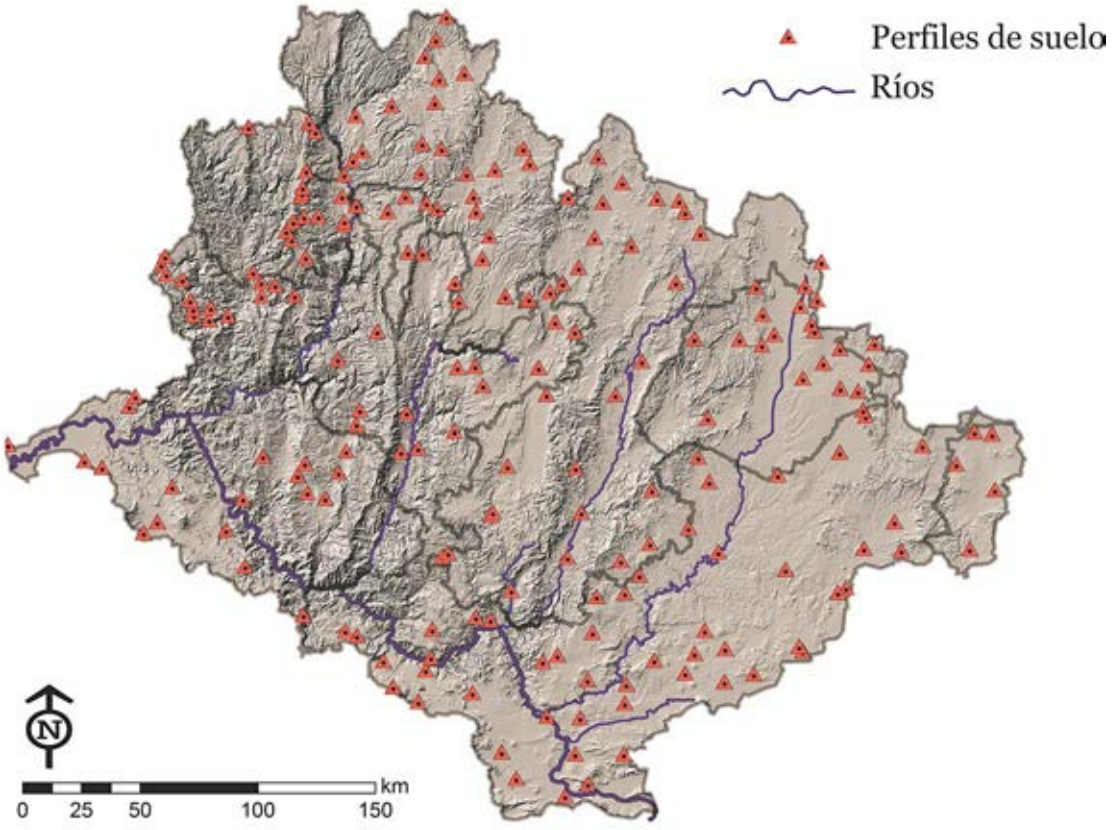


Figura 3.25 Distribución espacial de los 817 perfiles edafológicos que han sido levantados y documentados en el área de estudio por el INEGI

Se ha realizado un análisis geostadístico con los datos de espesor de suelo en la CRS, con objeto de asignar valores a cada uno de los polígonos que han sido cartografiados y de asignar valores en aquellos sitios donde no se han levantado perfiles edafológicos. Sin embargo, no se

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

ha observado una continuidad espacial clara entre los espesores y los tipos de suelo que permita interpolar la información. Tampoco se ha logrado establecer una relación evidente entre las características topográficas o litológicas en la cuenca y la información edafológica contenida en los perfiles. Esto ha dificultado la creación de cartografía representativa de los espesores del suelo en la CRS, en regiones donde no se han levantado perfiles, puesto que son muchos los factores (geomorfológicos y climáticos) que intervienen en el espesor del suelo (FAO-UNESCO, 1976). En definitiva, no ha sido posible inferir de manera fiable el espesor del suelo en la cuenca, a partir de los valores en los perfiles.

3.1.5 Cobertura superficial

3.1.5.1 Ecología

En trabajos previos se ha documentado que la cuenca de estudio en general, y los cañones del río Santiago y del Verde en particular, albergan sitios de gran importancia ecosistémica, faunística y botánica (CEA, 2011; Martínez-Juárez *et al.*, 2013; Sahagún *et al.*, 2014; Álvarez, 2016). Ello se debe, en gran parte, a la abrupta geomorfología de la zona de estudio, que permite la existencia de una amplia variedad de paisajes, características climáticas y, por tanto, de gran biodiversidad. Se trata de una región de transición entre distintos tipos de ecosistemas, aunque en el último siglo ha sufrido una fuerte presión humana, que se traduce en un nivel *crítico* de alteración ecológica e hidrológica (Cotler y Caire, 2009).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En el conjunto de la SMO se encuentra la mayor biodiversidad de Norteamérica (De La Maza, 1997), y dentro del continente, el área de estudio también ha destacado como centro de biodiversidad (Rzedowski, 1988; Miraldo *et al.*, 2016). En la CRS se conectan las biotas de la SMO y del EVT, que son cruciales en la historia evolutiva del género Pinus (Styles, 1993). Turner y Nesom (1993) señalaron que muchas especies han evolucionado en la cuenca del río Santiago como resultado de la formas de relieve, altitud, temperatura y precipitaciones. Según Nixon (1993), esta demarcación es un centro de diversidad del género Quercus, y de la familia Asteraceae, con 370 especies endémicas.

Las zonas alta y media de la cuenca, cerca de Tequila, se reconocen como el área de mayor diversidad del género Agave en el mundo. Los bosques de la CRS albergan un gran número de especies endémicas de aves (Stattersfield, 1998) y mamíferos, entre los que destacan el puma (*Felis concolor)*, el venado de cola blanca (*Odocoileus virginianus*) y el 50% de todas las especies vivíparas mexicanas (Challenger, 1998). No obstante, el alto grado de perturbación antrópica a que ha sido sometido el medio natural de la región, más acentuado durante el siglo XX, se ha hecho patente con la extinción de ciertas especies endémicas de

fauna, entre las que se cuentan el pájaro carpintero imperial (*Campephilus imperialis*) o el lobo gris mexicano (*Canis lupus baileyi*), dos ejemplos emblemáticos para la comunidad científica internacional (Olson *et al.,* 2001). La actividad volcánica del EVT, en la región meridional de la CRS, ha dado lugar a la radiación y especiación de taxones y es un sector importante, en términos de diversidad y endemismo, porque probablemente sirvió como refugio para especies que se vieron obligadas a emigrar a las zonas templadas del SO de Norteamérica, cuando el Altiplano Mexicano se volvió más seco y cálido durante el Pleistoceno (Fa y Morales, 1993).

El mapa de ecorregiones, desarrollado por el Fondo Mundial para la Naturaleza (*WWF*, "*World Wide Fund for Nature*" por sus siglas en inglés), constituye una directriz para la protección de la biodiversidad a escala global (Olson *et al*., 2001) y agrupa los tipos de hábitats más destacados de la Tierra, con argumentos estrictamente científicos, a tenor de los factores más sobresalientes del medio natural. Esta cartografía divide al planeta en extensas áreas de clima relativamente uniforme, que albergan un conjunto característico de agrupaciones ecológicas. En el caso de la CRS, esta delimitación hace más evidente la heterogeneidad de los factores bióticos que confluyen en la zona de estudio. La figura 3.26 muestra la CRS en el contexto de la clasificación ecorregional de la WWF, utilizando la cartografía vectorial actualizada y desarrollada por la Comisión para la Cooperación Ambiental (*CEC*, por sus siglas en inglés) de América del Norte, a escala 1:250.000 (CEC, 2009).

Según el mapa de la figura 3.26, dos ecorregiones convergen en la cuenca del río Santiago: la Neártica y la Neotropical. Y aunque la mayor parte de la CRS pertenece a la Neártica, este territorio comprende, precisamente, el área de transformación hacia la Neotropical. Como puede apreciarse en esta cartografía, la divisoria meridional de la cuenca y el mismo río Santiago, constituyen gran parte del límite entre ambas ecorregiones. El accidentado cauce del río Santiago, los cauces de los ríos Bolaños y Huaynamota, así como gran parte de las zonas bajas del Verde y del Juchipila, se han clasificado dentro de la ecorregión Neotropical y, en algunos de sus tramos, se aprecia cómo los cauces principales delimitan ambas ecorregiones. Esto último es particularmente notorio en el cañón del río Santiago, al NE de la ciudad de Guadalajara, donde se encuentra la Barranca de Huentitán (también llamada *Barranca de Oblatos*) que constituye un importante corredor biogeográfico (CONANP, 2000; CEA, 2011; Sahagún *et al*., 2014; Álvarez, 2016) además de ser un límite ecorregional.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

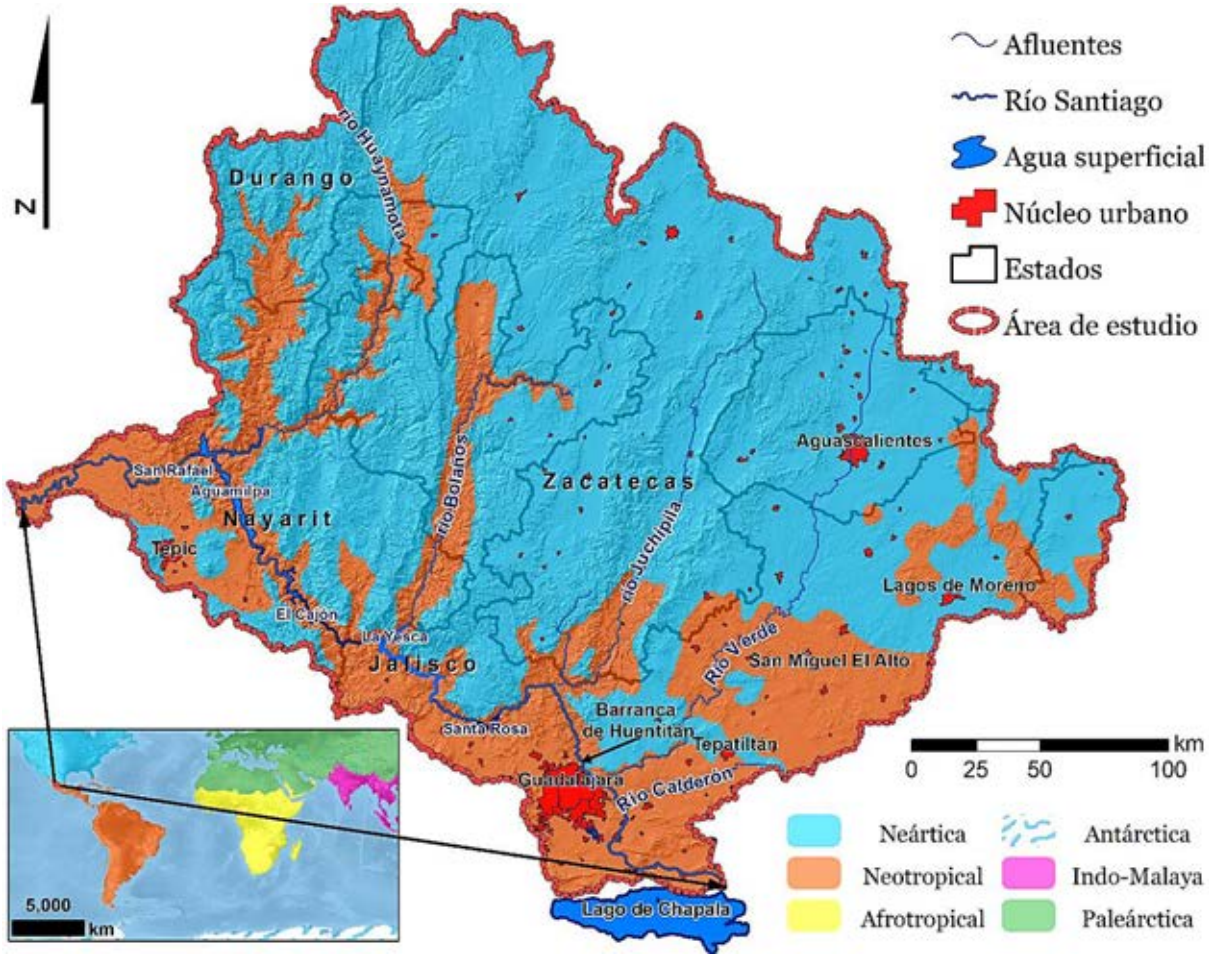


Figura 3.26 Área de estudio en el contexto del mapa de ecorregiones terrestres del mundo (con información vectorial de la CEC, 2009)

La cuenca del río Santiago es una región con importancia ecológica, gracias a los factores bióticos que presenta. Está en la intersección entre la zona templada y tropical del continente americano (Olson *et al.*, 2001), entre las cuales existe una diferencia sustancial en el grado de sequía y en los escenarios que se han evaluado en el contexto actual de cambio climático.

3.1.5.2 Vegetación y usos del suelo

La CRS se encuentra entre las diez cuencas hidrográficas con mayor vegetación natural de México y es una de las que presentan más diversidad de especies vegetales del país (Cuevas *et al.*, 2009). La vegetación primaria abarca el 48,6% de la superficie de flora natural de la cuenca (Figura 3.27). Entre los principales tipos de vegetación se encuentran los bosques templados (8% del total de México), bosque mesófilo de montaña, pastizal natural, matorral xerófilo, selva subhúmeda (12% del total nacional), manglar, vegetación hidrófila y gipsófila. En el cuadro 3.4 se presenta un resumen general de la proporción que cubre cada uso del

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

suelo en el área de estudio, según la cartografía elaborada por el INEGI, a escala 1:50,000, representada en el mapa y el gráfico de la figura 3.27.

Tipo de vegetación y uso de suelo en la CRS	**Superficie aproximada** [*por 1.000 km²*]	[*%*]
Bosque (*e.g. encinares, pinos, b. mesófilo de montaña, etc.*)	25,4	~33%
Pastizal (*e.g. inducido, natural, cultivado, etc.*)	18,4	~24%
Agricultura (*e.g. secano, riego, etc.*)	16,5	~21%
Selva (*e.g. baja, mediana, caducifolia, espinosa, etc.*)	8,0	~10%
Matorral (*e.g. subtropical, crasicaule, xerófilo de m., etc.*)	7,4	~10%
Zonas urbanas	0,7	~1%
Agua superficial (e.g. embalses, lagos, ríos, arroyos, etc.)	0,4	<0,5%
Otros tipos de vegetación (*e.g. manglar, chaparral, etc.*)	0,3	<0,5%
Total	***~77***	***100%***

Cuadro 3.4 Superficie generalizada de cobertura de uso del suelo en la CRS

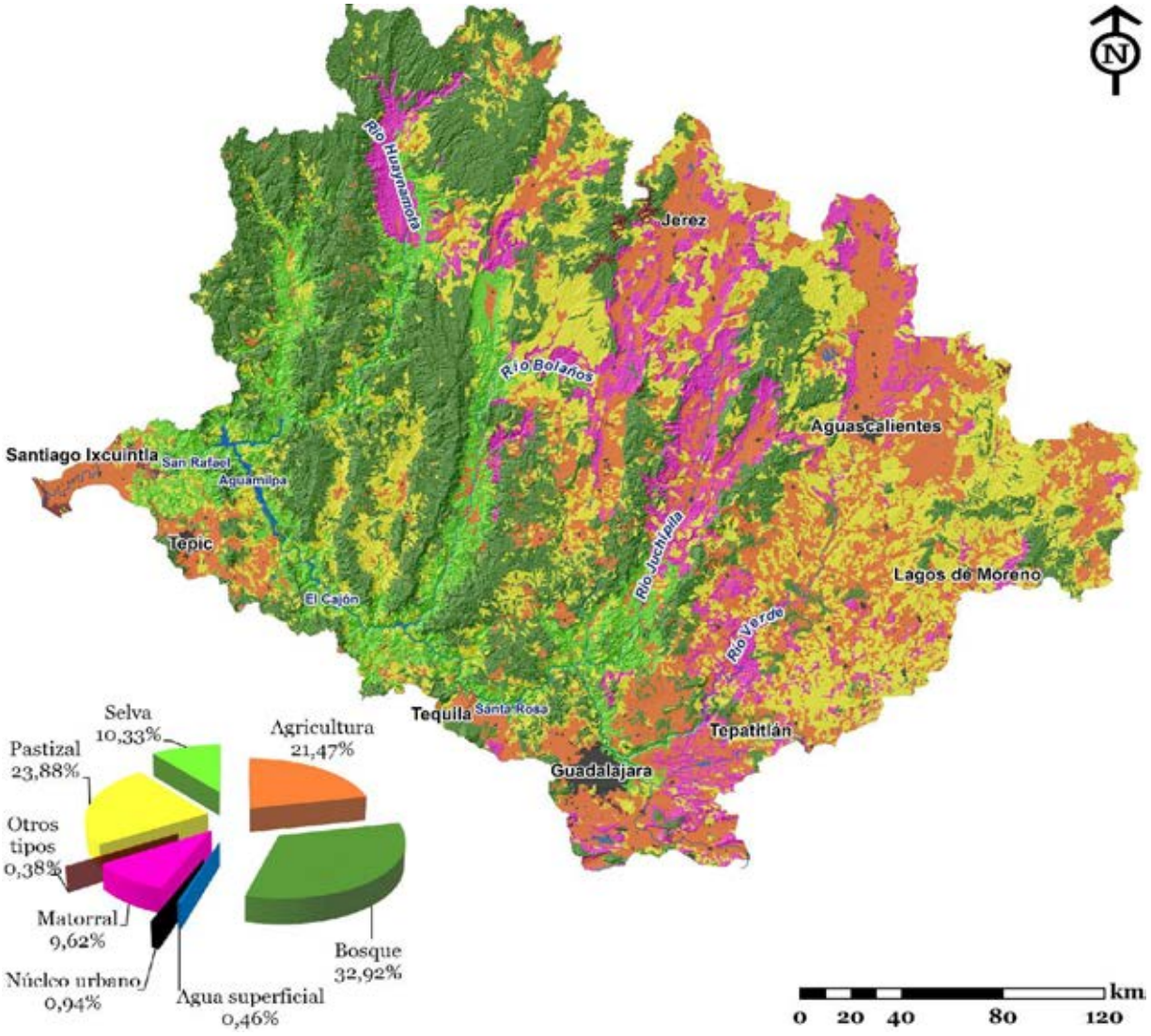


Figura 3.27 Mapa de los tipos de vegetación y usos del suelo, escala 1:250.000 *Serie V* del INEGI

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La mayor parte de los bosques (encinares y pinares, bosque de galería y bosque mesófilo de montaña) se localizan en la región NO. De forma general, las actividades de agricultura se desarrollan más intensamente en el sector oriental de la cuenca, donde también se encuentran las mayores aglomeraciones urbanas.

La vegetación de manglar (agrupada dentro de "*otros tipos*" en la figura 3.27) se encuentra únicamente en la zona contigua al litoral, cerca de la desembocadura del cauce principal. Este tipo de ecosistema, que representa gran relevancia en el ámbito biológico (y económico), ha disminuido drásticamente en el área de estudio, desde la puesta en marcha de la presa hidroeléctrica de Aguamilpa, en el año 1994 (De La Lanza *et al.*, 1996; Ramírez-García *et al.*, 1998). En este último sector, correspondiente al municipio de Santiago Ixcuintla (Figura 3.27), predominan los cultivos de tabaco y caña de azúcar.

Los bosques de pino en el área de estudio crecen en las elevaciones entre 2.275 y 2.600 m s.n.m., mientras que las agrupaciones de pinos y encinas se hallan entre los 2.400 y los 2.700 m s.n.m.; en este último rango de altitud también pueden encontrarse conjuntos de pino-cedro. La madera de dichos bosques ha sido explotada intensamente durante el siglo XX, sobre todo para la preparación de terrenos con fines agrícolas (Challenger, 1998). Las zonas boscosas de la cabecera de la cuenca han sufrido los efectos del crecimiento de las ciudades de Guadalajara y Aguascalientes. Además, la práctica tradicional de quemar el estrato inferior del bosque para alimento del ganado, sobre todo en Altos de Jalisco (e.g. Tepatitlán, Lagos de Moreno, San Juan de Los Lagos) ha significado una amenaza muy importante para la extinción del 80% de los bosques en el occidente de México (Rzedowski, 1978). Por todo ello, en el sector oriental de la cuenca del río Santiago, la mayor parte de la superficie está cubierta con pastizal inducido y el uso del suelo predominante es agrícola (Figura 3.27).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Cerca de 400 km² de la cuenca están destinados casi exclusivamente al cultivo de agave azul, sobre todo en los alrededores de Tequila, en la margen izquierda del río Santiago a la altura del embalse de Santa Rosa.

La topografía es un factor que ha influido en los usos del suelo de la CRS (véase apartado *3.1.1)*. En zonas más escarpadas y altas, al NO, se ha podido conservar una parte considerable de los bosques mesófilos de montaña, pinares y encinares (Figura 3.27). En la zona con menor pendiente, en los alrededores de los núcleos urbanos, donde además existe un alto grado de elitización residencial (i.e. Guadalajara, Aguascalientes y Tepic), se concentran las actividades de desarrollo (construcción, producción industrial, agricultura y ganadería) y ello ha provocado que la mayor parte de la vegetación natural original se haya perdido.

Los pastizales naturales se sitúan en la parte más septentrional del área de estudio, en el sur del estado de Zacatecas, donde el clima predominante es semiárido templado (véase apartado *3.1.2.1*). En dicha región prevalecen los bosques espinosos (mezquites y huizaches) y la vegetación de matorral xerófilo, que constituye el típico paisaje desértico del centro-norte de México y sur de EE.UU, e incluye una amplia variedad de comunidades vegetales adaptadas a diversos grados de aridez. Entre ellos destaca el tipo de vegetación denominado matorral crasicaule, compuesto por comunidades arbustivas con predominio de cactáceas, un grupo botánico muy diversificado en México, tales como las nopaleras (*Opuntia* spp.), -también conocidas como chumberas-) y garambullos (*Myrtillocactus geometrizans*), que cubren gran parte del área de Zacatecas y Aguascalientes, NE de Jalisco y SO de Guanajuato (Cervantes *et al.* 2014). Al oeste de Jerez (Zacatecas), se encuentra la mayor concentración de vegetación clasificada como chaparral (dentro de la clasificación de "*matorral*" en la figura 3.27).

Los chaparrales encontrados en el área de estudio (principalmente en Jerez –Zacatecas-, norte de Jalisco Aguascalientes, Guanajuato y San Luís Potosí) están formados por encinares arbustivos (*Quercus* spp) tolerantes a la sequía y árboles termófilos de poca altura (0,50 - 3 m). De acuerdo con Cervantes *et al.* (2014), dicha vegetación juega un importante papel ecológico, en cuanto a protección del suelo contra la erosión, además de favorecer la infiltración del agua. En contraste, en la región suroccidental de la CRS se encuentra la vegetación típica de los ecosistemas de las zonas tropicales: selva baja caducifolia y bosques de galería. En esta última zona, predomina la selva tropical caducifolia, puesto que el clima es semicálido subhúmedo (véase apartado *3.1.2.1*) y, en general, presenta una topografía menos escarpada y baja altitud.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Existen numerosas áreas naturales con categoría de protección que se encuentran parcialmente en la cuenca del río Santiago, entre las que destacan las del ámbito federal: la Sierra La Primavera (descrita más ampliamente en el apartado *6.3.5*), Cerro Blanco que forma parte de la Reserva de la Biosfera La Michilía (Durango), San Juan Cosalá (Jalisco) y Sierra de Lobos (Guanajuato). Asimismo, se tienen otros sectores de protección ambiental de carácter estatal o municipal, tales como: Arroyo La Campana - Colomos III, Bosque El Nixticuil-San Esteban-El Diente, Cerro Viejo-Chupinaya-Los Sabinos y la Barranca de Oblatos-Huentitán (todas ellas en los alrededores de la ciudad de Guadalajara); la perteneciente al distrito nacional de riego *043* en La Yesca (estado de Nayarit).

3.1.6 Hidrología superficial

3.1.6.1 Antecedentes

Las primeras observaciones registradas sobre la hidrología superficial del área de estudio datan de principios del siglo XVII (véase apartado *4.2*). Más de 200 años después, Humboldt (1811a) propuso -sin éxito- la implementación de un puerto comercial similar al de Acapulco en la desembocadura del río Santiago, con el fin de transportar las mercancías provenientes de Guanajuato y Jalisco, a lo largo de su cauce. Dicho proyecto pretendía fomentar el intercambio comercial de la región por el océano Pacífico, junto con el puerto de San Blas en Nayarit, situado 20 km al sur de la desembocadura del río Santiago (véase mapa de situación en el anexo I). Sin embargo, no fue hasta 1894 cuando se realizaron estudios topográficos detallados y de batimetría en la cuenca, aparte de la medición de caudales e identificación de zonas de inundación. Ello permitió la implementación de importantes obras de infraestructura hidráulica, tales como el Puente de Ocotlán (Robles-Gil, 1896) y una de las primeras centrales hidroeléctricas del mundo -la primera en Latinoamérica- (Munn, 1893; Quevedo, 1906), localizada en el río Santiago, concretamente en la cascada de El Salto de Juanacatlán (véase figura 4.2), a unos 60 km aguas abajo del lago de Chapala. Posteriormente, a partir de la construcción de la presa de Poncitlán (entre 1895 y 1903) y del dique de Maltaraña en 1908, se interrumpió la conexión natural que existía entre el río Lerma y el río Santiago, con el lago de Chapala. Medio siglo más tarde, la construcción del Canal de Atequiza (también conocido como "*Canal de Ballesteros"*), en 1957, modificó definitivamente el sistema hidrológico de la cuenca del río Santiago y la separó de la cuenca Lerma-Chapala (Boehm, 2005; Wester, 2008).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En lo relativo a la gestión del territorio mexicano en materia hidrológica, se ha documentado que, tras la dictadura porfirista (1876-1911), comenzó la implantación de una nueva estructura administrativa, para que fuera acorde con la nueva Constitución mexicana (1917), aunque existen pocas referencias documentales de este periodo (Serrano, 2012). Durante dicha fase, se creó la denominada "*Dirección de Irrigación*" en 1921, dentro de la estructura de la "*Secretaría de Agricultura y Fomento*", encargada básicamente del abastecimiento de agua para las zonas agrícolas de la cuenca. En 1926 se estableció la Dirección Regional de la *Comisión Nacional de Irrigación* (CNI) que luego pasaría a *"Secretaría de Recursos Hidráulicos*" (SRH) desde 1947 hasta 1977. En el apartado *3.2.2.2* de la presente memoria, se mencionan más detalles sobre los avances en administración y legislación de recursos hídricos superficiales, en el área de estudio, durante los años siguientes.

Los registros de las 155 estaciones hidrométricas, algunas instaladas desde 1926, controladas por las distintas entidades administrativas (SRH, CONAGUA, etc.), forman parte del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS), que contiene información diaria sobre caudales. Dichos registros han sido recopilados para la presente investigación (BANDAS, 2016).

La Comisión Federal de Electricidad (CFE) comenzó con tareas de caracterización del medio físico en el sector occidental de la CRS, a partir de la década de 1940, entre las que se incluían estudios completos sobre hidrología superficial, como parte de su programa de investigaciones geológicas y recursos minerales, en colaboración con el Instituto Politécnico Nacional (Davenport, 1981). Aunque se han solicitado los documentos originales de estos trabajos a dicha entidad, al igual que los informes geológicos, únicamente se han recibido resúmenes técnicos con datos generales de poco interés científico. Desde finales de la década de los años setenta del siglo pasado hasta la actualidad, se han realizado algunos trabajos de investigación en el ámbito de las aguas superficiales. A continuación se recogen los más destacados.

Curray y Moore (1963, 1964) comenzaron el estudio de los sedimentos y el contexto geológico de la costa de Nayarit, en la parte baja de la cuenca. En el mismo sector que Ortiz (1978) estimó en alrededor de 6.500 hm^3/año la escorrentía del río Santiago en su trayecto final, antes de la construcción de los embalses de Aguamilpa y San Rafael (véase mapa hidrográfico -Anexo I-). Aco-Palestina (2003) elaboró un trabajo sobre la fisiografía y evolución geomorfológica en este mismo tramo del río Santiago, en el que se señala que durante las tres décadas anteriores, los factores antropogénicos (i.e. construcción de presas, actividades agrícolas y acuícolas) habían tenido una gran incidencia en la morfología del delta del río Santiago, modificando el balance sedimentario del área de estudio.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En 1972, la SRH publicó el *Boletín Hidrológico Número 52 sobre la Cuenca del Río Santiago* (SRH, 1972) con un estudio completo de la hidrometría, que fue actualizado anualmente hasta 1978 (SRH, 1972-1978). En el *Boletín Hidrológico Número 25,* publicado en 1962, se presentó un trabajo similar, aunque de menor alcance (SRH, 1962).

Alcocer y Escobar (1996) hicieron una caracterización limnológica de México y, aunque se refieren poco a la CRS, se trata del primer trabajo que pretendía integrar la información sobre aguas continentales a escala nacional. Dicho trabajo consideró tanto la complejidad como la magnitud de los problemas enfrentados en este ámbito, sobre todo en la región central y del norte del país (punto *3.3.3*). Simultáneamente, De La Lanza *et al.* (1996) describieron algunas características hidrológicas en la llanura costera de Nayarit. Ramírez-García *et al.* (1998)

evaluaron la gravedad de los impactos de la presa hidroeléctrica de Aguamilpa sobre la vegetación de manglar en la desembocadura del río Santiago. González-García *et al.* (2009) continuaron los trabajos en dicho sector, mediante una regionalización ecológica de dicha llanura costera. Y poco después, Alcocer y Bernal-Brooks (2010) actualizaron la caracterización limnológica del país comenzada 14 años atrás por Alcocer y Escobar (1996).

El estudio hidrológico del estado de Aguascalientes, realizado por el INEGI (1993), puso de manifiesto la situación deficitaria en lo que se refiere a recursos hídricos superficiales de la región oriental de la cuenca del río Santiago. Dadas sus características naturales (climáticas, topográficas, morfológicas) y antrópicas (población, agricultura, industria), el volumen de agua disponible en dicho sector es sumamente limitado y es aprovechado de forma ineficiente, mediante grandes obras de infraestructura hidráulica. Cabe decir que dicho escenario adverso se ha visto drásticamente acentuado, sobre todo durante las dos últimas décadas (Chávez-Guillén, 2006; Caldera, 2009; Guzmán-Colis *et al.*, 2011; Pacheco-Vega, 2015a, 2015b). El estudio hidrológico del estado de Jalisco, igualmente elaborado por el INEGI (1998) pocos años después, quizá constituya el documento de caracterización hidrológica más completo sobre la parte alta de la cuenca. Dicho trabajo incluye los ríos Verde y Santiago, hasta la confluencia de este último con el río Bolaños.

La Comisión Nacional del Agua llevó a cabo el primer estudio de disponibilidad y balance de aguas superficiales de las cuencas de los ríos Verde y Juchipila (CNA, 2000). El diagnóstico final indicaba que la creciente demanda de agua sería resuelta mediante la construcción de embalses. Desde la elaboración de dicho informe se han considerado los proyectos de trasvase de aguas destinado a la ciudad de León, Guanajuato (véase mapa de situación en el anexo I).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Clausen y Contreras (2010) advirtieron, en distintos foros internacionales, sobre la fragmentación sufrida por el sistema fluvial del río Santiago, como consecuencia de la construcción de grandes presas hidroeléctricas a lo largo de su cauce. Dichos autores señalaron que debe considerarse la relación entre la producción de energía, mediante obras de infraestructura, y la evaluación de los impactos ambientales causados por ello. En esa misma línea, Muñoz-Salinas y Castillo (2013) han evidenciado los impactos sufridos por el río Santiago, debido a la construcción de embalses, mediante el análisis de los valores de caudales y carga de sedimentos hacia el océano Pacífico. Dichos autores utilizaron registros de precipitación y aforos en los principales cauces de la cuenca, con series temporales de 50 años (1955 a 2006). Asimismo, las modificaciones antrópicas en la hidrología de la zona baja de la CRS, en el marco del cambio climático, han sido recogidos en el análisis desarrollado por Gutiérrez *et al.* (2013). Del mismo modo, Gómez-Balandra *et al.* (2015) han evidenciado

la falta de evaluación adecuada de los impactos acumulativos en la CRS, debido a la construcción de embalses a lo largo del río Santiago.

Hernández (2013) presentó un *estudio estratégico* en el río Santiago, entre Santa Rosa y La Yesca, con el fin de aprovechar dicho tramo para la producción de energía hidroeléctrica, al mismo tiempo que Caro (2013) estudió los instrumentos de planificación territorial en la cuenca de El Ahogado mediante SIG. Poco después, Ballinas (2014) describió las zonas de inundación en el SO del estado de Nayarit.

Durante los últimos años, se han realizado algunos estudios a escala regional. En 2014, personal del IMTA implementó un SIG de información hidrológica para el área de investigación (Rivera *et al.*, 2014a). Un año después, la misma institución, en colaboración con la CEA Jalisco, publicó un informe (CEA-IMTA, 2015) con la determinación de la disponibilidad del agua superficial para el abastecimiento de la zona conurbada de Guadalajara, basado en el uso de SIG. Según dicho informe, las masas de agua superficial de la cuenca del río Santiago se encuentran en mal estado ecológico, cuantitativo y químico.

3.1.6.2 Hidrografía y morfometría de cuencas

La cuenca hidrográfica del río Santiago es la más extensa en la vertiente occidental de México hacia del océano Pacífico (Moore y Curray, 1964). Los procesos orogénicos intensos ocurridos en la región, así como la actividad volcánica, han dado lugar a la formación de amplias cuencas hidrográficas.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La red de drenaje del área de estudio es dendrítica-subparalela. Como ya se ha dicho (apartado *1.2*), el largo y meandriforme cauce principal, el río Santiago, está situado en la región meridional de la cuenca y fluye con dirección NO-SE, desde el lago de Chapala hasta el océano Pacífico (véase mapa hidrográfico del anexo I). Con excepción de las subcuencas de Atemajac, Toluquilla y El Ahogado, situadas en la parte sur, donde se encuentra la ciudad de Guadalajara, los principales cauces que drenan hacia el río Santiago están en su margen derecha, de manera subperpendicular a éste y con formas alargadas. Dichos afluentes (los ríos Verde, Juchipila, Bolaños y Huaynamota), con dirección NE-SO, se originan cerca del límite entre el Altiplano Mexicano y la Sierra Madre Occidental –SMO- (Figura 3.14) y desembocan en el río Santiago, cerca de la confluencia entre la SMO y el Eje Neo-Volcánico Transversal Mexicano (EVT).

Se ha creado la cartografía vectorial de los cauces y circunscripciones hidrográficas de toda la extensión de la cuenca del río Santiago, a una escala considerablemente precisa (1:50.000).

La CRS drena hacia el océano Pacífico a través de un angosto sector. No obstante las grandes dimensiones de la demarcación, el estrechamiento por el que desemboca al océano tiene alrededor de 8 km de ancho máximo, a la altura de Santiago Ixcuintla. El contacto de la cuenca de estudio con el océano prácticamente se reduce a dicho punto, en la denominada *Boca del Asadero* (también llamada *Boca del Titiritero*), al sur de la playa Los Corchos –véase mapa hidrográfico del anexo I-. Las amplias cuencas hidrográficas de los ríos Verde, Bolaños y Juchipila representan casi el 40% de la CRS (Figura 3.28). Sus numerosos afluentes están orientados de forma oblicua, por la margen derecha del río Santiago. Los dos ríos principales de estas subcuencas corren prácticamente paralelos, en dirección NE-SO y con rangos de altitud similares (Figura 3.29), separados a una distancia media de sólo 45 km, a lo largo de casi 400 km, claramente condicionados por la disposición de las fosas tectónicas de Aguascalientes, Tlaltenango y Juchipila (véase figura 3.14).

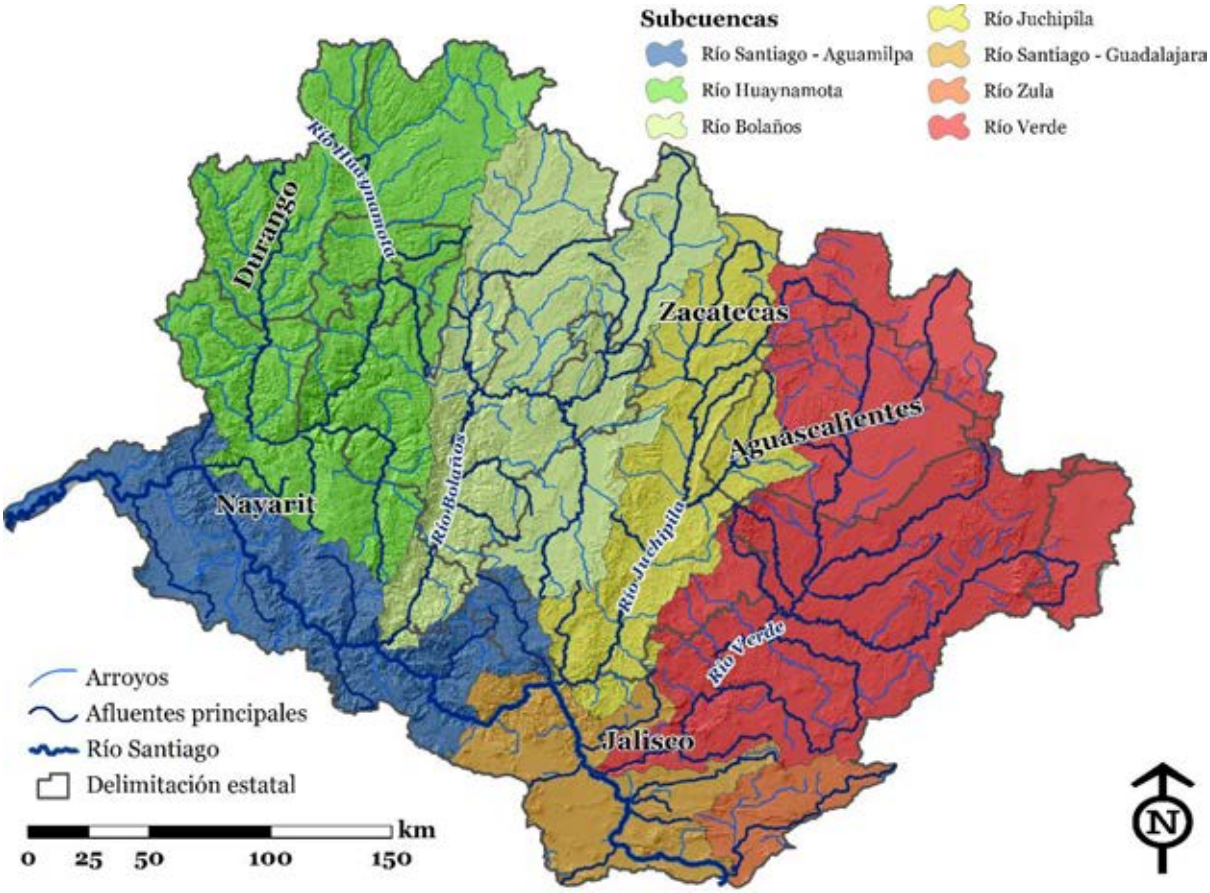


Figura 3.28 Mapa simplificado de las principales subcuencas que constituyen la demarcación hidrográfica del río Santiago

En el sector occidental del área de estudio, el sistema montañoso más sobresaliente es la Sierra Wixárika (véase apartado *3.1.1 y* figura 3.1), que separa a las cuencas de los ríos Huaynamota y Bolaños. La divisoria hidrográfica de dichos ríos constituye la delimitación del estado de Jalisco en su frontera con Zacatecas (véase mapa hidrográfico -Anexo I-). La parte

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

baja de la cuenca tiene mayores cambios abruptos de la topografía que la cabecera (véase el mapa de pendientes en el anexo I), especialmente en la cuenca del río Huaynamota en Nayarit y Durango. Ello ha influido en la generación de cauces tributarios relativamente cortos.

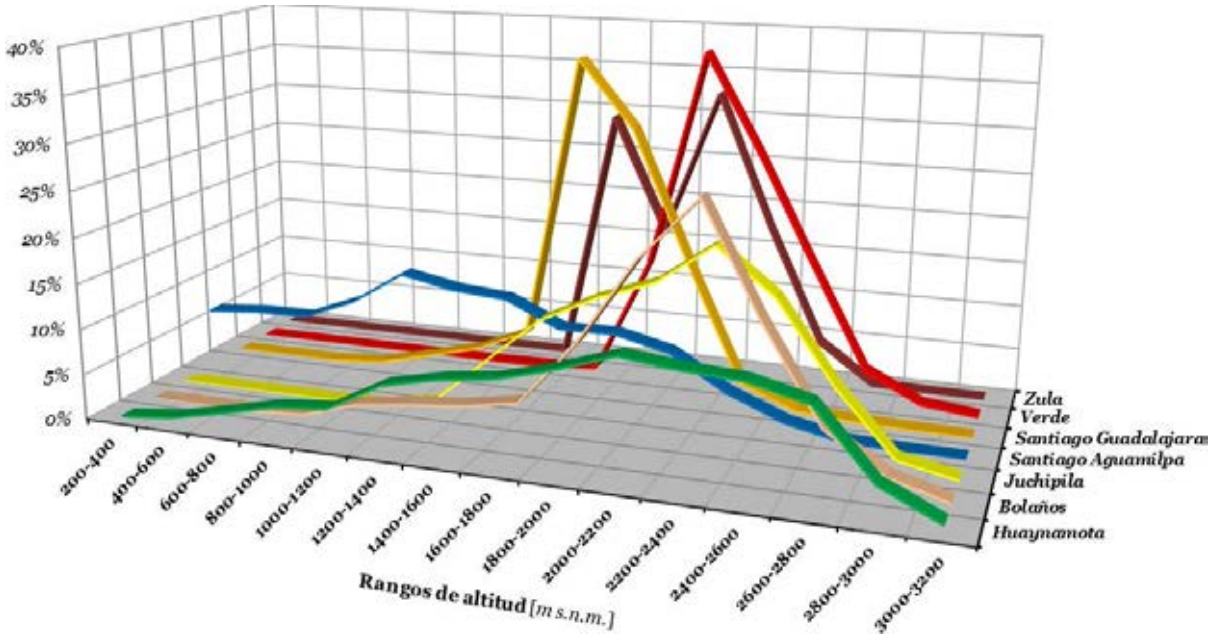


Figura 3.29 Gráficos de frecuencias de los rangos de altitud de las principales subcuencas del área de estudio

En la figura 3.30 se presentan las curvas hipsométricas (Strahler, 1952) de las subcuencas en la CRS, realizadas mediante la extensión de SIG denominada *CalHypso* (Pérez-Peña *et al.*, 2009). La subcuenca del río Bolaños, cuya curva hipsométrica se representa con una línea discontinua de color morado en la figura 3.30, corresponde a una subcuenca con un potencial erosivo superior a las demás. Las curvas hipsométricas con forma convexa indican que se trata de cuencas en una etapa inicial de formación (*fase de juventud*). En contraste, la curva de la subcuenca del río Zula corresponde a una cuenca hidrográfica en etapa avanzada (*fase de vejez*), dada su forma cóncava y, por tanto, con un mayor grado de evolución en su ciclo geomorfológico (Strahler, 1952; Ohmori, 1993; Pérez-Peña, 2009). Dicha curva presenta un valor de la integral hipsométrica (*HI*) –también llamado índice hipsométrico- menor que las demás. Dicho índice fue considerado por Strahler (1952) como un indicador del "*ciclo de erosión*" de la subcuenca.

Las subcuencas por las cuales circula el cauce del río Santiago (denominadas "S. Guadalajara" y "S. Aguamilpa" en la figura 3.30) muestran curvas típicas de subcuencas en equilibrio (*fase de madurez*) según Strahler (1952), con un potencial erosivo menor que las subcuencas de los ríos Verde, Juchipila y Huaynamota.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

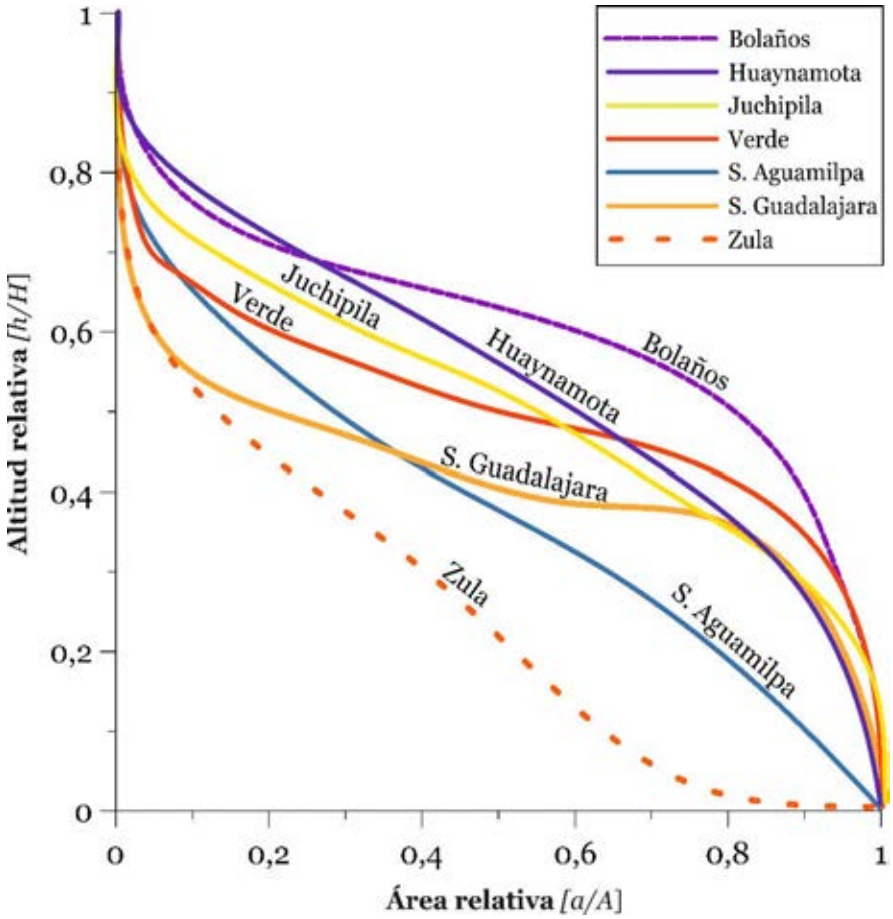


Figura 3.30 Curvas hipsométricas de Strahler (1952) de las principales subcuencas en la CRS. El área bajo cada curva se conoce como integral hipsométrica (*HI*)

Además de las curvas hipsométricas, con ayuda del SIG se han obtenido distintos parámetros relacionados con el análisis morfométrico (Cuadro 3.5). Todas las subcuencas analizadas presentan un valor del índice de Horton (1932) -K_f- inferior a *1* (entre *0,19* y *0,41*). Ello se debe a sus formas alargadas; sus cauces principales presentan poca tendencia a concentrar los caudales de escorrentía debidos a lluvias intensas.

Se ha calculado la densidad de drenaje D_d dividiendo la longitud total de los cauces por la superficie de cada subcuenca (en unidades de longitud por superficie). Este índice se relaciona directamente con el tipo de litología, el grado de cobertura vegetal, así como la cantidad e intensidad de la precipitación, por lo que puede ser interpretado como una consecuencia de los factores de control de los cauces y sedimentos de una cuenca (Strahler, 1957; Romero-Díaz y López-Bermúdez, 1987; Demoulin, 2012;). D_d comprende valores entre 0,5 (cuenca poco drenada) y 3,5 (cuenca muy drenada). En el área de estudio se tiene un valor medio de 2,25 km/km², correspondiente a una cuenca con un drenaje considerablemente desarrollado. De acuerdo con la información del cuadro 3.5, la subcuenca del río Huaynamota tiene la mayor densidad de drenaje (D_d = 2,93) y el mayor valor de K_f (i.e. tiene una forma ligeramente menos alargada que las demás subcuencas). La subcuenca del río Zula presenta la menor

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

densidad de drenaje (D_d = 1,52). La subcuenca del río Verde y la subcuenca Santiago-Guadalajara presentan formas ligeramente más ensanchadas. Mientras que las subcuencas de los ríos Zula, Juchipila, Bolaños y el tramo del río Santiago-Aguamilpa (véase figura 3.29), tienen una configuración alargada (K_f con valores entre 0,19 y 0,27).

Valor menor *Valor mayor*

Parámetros	Río Zula	Río Verde	Río Juchipila	Río Bolaños	Río Huaynamota	Río Santiago	
						Guadalajara	Aguamilpa
Superficie [km^2]	1788.87	21895.09	8494.99	14923.1	17754.43	5556.6	9033.57
Perímetro [km]	253.45	1058.27	730.51	897.37	916.33	621.06	905.02
Longitud recta del cauce principal [km]	50	219	179	122	134	116	197
Longitud del cauce pincipal [km]	70.41	254.18	230.43	233.22	223.58	198.77	350.03
Ancho [km]	25.41	86.14	36.87	63.99	79.41	27.95	25.81
Altitud media [m s.n.m.]	1819.3	2016.42	1947.14	1959.66	1788.24	1617.01	1106.97
Altitud mínima [m s.n.m.]	1530	1000	820	420	200	660	10
Altitud máxima [m s.n.m.]	2648	3030	3030	2970	3140	2950	2940
Rango altitudinal [m s.n.m.]	1118	2030	2210	2550	2940	2290	2940
Coef. de Gravelius k_c (compacidad)	1.69	2.02	2.24	2.07	1.94	2.35	2.69
Coef. de Horton k_f	0.27	0.36	0.2	0.27	0.41	0.39	0.19
Longitud axial L_a [km]	81	247	205	233	207	119	218
Coef. de Miller (circularidad)	0.35	0.25	0.2	0.23	0.27	0.18	0.14
Densidad de drenaje D_d [km/km^2]	1.52	1.88	2.69	2.27	2.93	1.69	2.76
Pendiente media cauce principal [%]	7	9	23	21	35	15	32
Sinuosidad del cauce principal SI	1.41	1.16	1.29	1.91	1.67	1.71	1.78
Índice hipsométrico (con MDE 10x10 m)	0.26	0.5	0.51	0.6	0.54	0.42	0.37
Longitud total cauces 10x10 m [km]	2719	41137	22855	33866	51986	9369	24939
Relieve relativo	4.41	1.92	3.03	2.84	3.21	3.69	3.24

Cuadro 3.5 Parámetros hidromorfométricos de las principales subcuencas en el área de estudio

A medida que aumenta la irregularidad de la subcuenca y su desviación de la forma circular, mayor es el coeficiente de Gravelius (K_c), también llamado "índice de compacidad" (i.e. K_c=*1* significaría que una cuenca es completamente circular -Gravelius, 1914-). En general los valores de K_c en el área de estudio son relativamente altos. La subcuenca del río Zula presenta el valor más bajo de K_c, ello indica que está menos sujeta a aumentos de los caudales de escorrentía (crecidas) que las demás (Cuadro 3.5). En cambio, el mayor valor de K_c se ha calculado en las subcuencas Santiago-Guadalajara y Santiago-Aguamilpa, así como en la subcuenta del río Juchipila. El coeficiente de circularidad de Miller (1953) representa el valor inverso de K_c. Dicho coeficiente considera que los valores cercanos a *1* son representativos de subcuencas con formas más circulares, como es el caso de la subcuenca del río Zula (valor de *0,35*). Un coeficiente de circularidad cercano a *0* indica que la cuenca tiene una forma más alargada, tal como ocurre con la subcuenca Santiago-Aguamilpa (con un valor de K_c = *0,14*).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La sinuosidad (*SI*) está definida como *SI = L/l*, es decir, representa la relación entre la longitud del cauce principal (*L*) y la distancia, medida en línea recta, desde su nacimiento hasta la desembocadura (*l*). Todos los afluentes principales de la cuenca del río Santiago tienen valores de *SI* superiores a *1,16*, es decir, tienen una tortuosidad considerable (Cuadro 3.5). El río Santiago presenta un valor de *SI = 1,74*. El cauce con mayor sinuosidad es el río Bolaños (*SI* = 1,91) –véase cuadro 3.5-. De acuerdo con la demostración general desarrollada por Stølum (1996), la media aritmética calculada de los valores *SI* en ríos tiende a ser π. Sin embargo, considerando todos los ríos principales en la cuenca del río Santiago, el valor medio de dicho índice tiende a ser claramente $SI \approx \frac{\pi}{2}$, lo que podría atribuirse a su geometría fractal. Elshorbagya *et al.* (2002) señalaron que la investigación de la teoría del caos en relación con los recursos hídricos es limitada, no obstante, hay suficientes indicios para creer que el caudal de los ríos y la formación de meandros tienen cierto comportamiento que puede ser estudiado con herramientas aplicadas a sistemas caóticos.

3.1.6.3 Hidrometría

Se ha consultado la información registrada en las 98 estaciones hidrométricas que se hallan en el área de estudio (mapa hidrográfico –Anexo I-) y que son controladas por la administración pública (véase mapa hidrográfico en el anexo I), a través del denominado Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS, 2016). En dichos puntos se miden diariamente los valores medios de caudal [m^3/s], en los principales cauces de la cuenca del río Santiago.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En México, la información hidrométrica disponible es muy deficiente (Monte, 2013). Gran parte de las estaciones hidrométricas consultadas presenta notables lagunas en la información. Únicamente 26 contienen más del 80% de los datos correspondientes al periodo considerado (1970-2014). De estas últimas se han seleccionado 15 que cuentan con la información más completa en la cuenca del río Santiago, por su localización en distintos tramos de sus cinco afluentes más importantes y a lo largo del río principal. En el mapa de la figura 3.31 se incluye la localización de los embalses principales, de las estaciones pluviométricas más cercanas a cada punto de control de caudal, así como de las estaciones hidrométricas que no han sido consideradas en el presente análisis, debido a su escasa (o inconsistente) información.

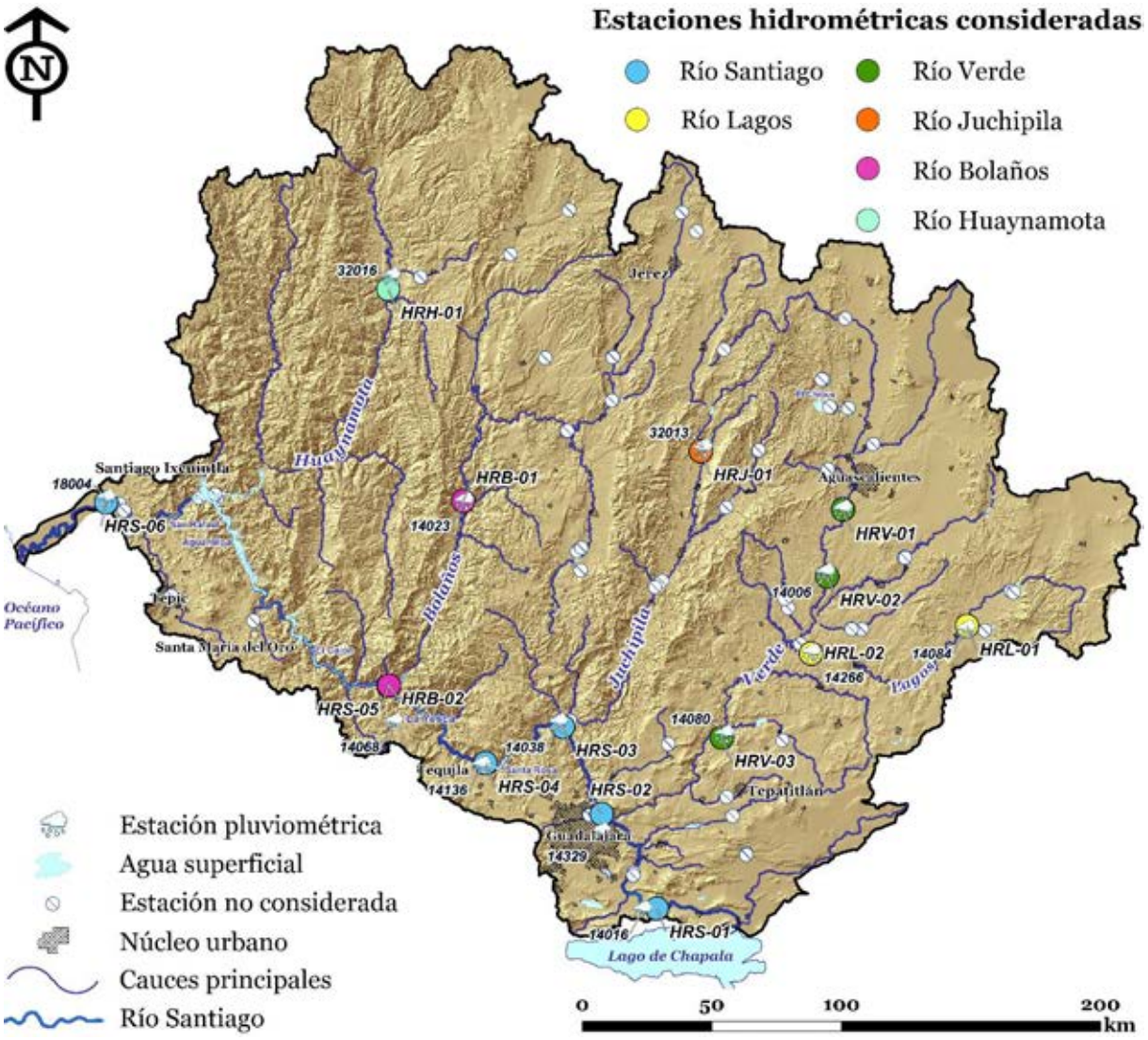


Figura 3.31 Mapa de las estaciones hidrométricas seleccionadas en el área de estudio

El mapa de la figura 3.32 muestra la superficie de las cuencas vertientes a cada estación hidrométrica. En dicho mapa se aprecia que las subcuencas correspondientes a las estaciones situadas aguas abajo de cada cauce contienen a las localizadas aguas arriba de éste, de tal forma que la información registrada en la estación hidrométrica *HRS-06* está influenciada por una superficie vertiente cercana a toda la extensión de la cuenca del río Santiago. En el cuadro 3.6 se detalla información sobre los seis puntos de medida de caudal localizados en cauce del río Santiago, tres distribuidos en el río Verde, dos en el río Lagos (afluente del río Verde), una estación en la cabecera del río Juchipila, dos en el río Bolaños (una en la parte media y otra en la parte más baja) y una más en la cabecera del río Huaynamota.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

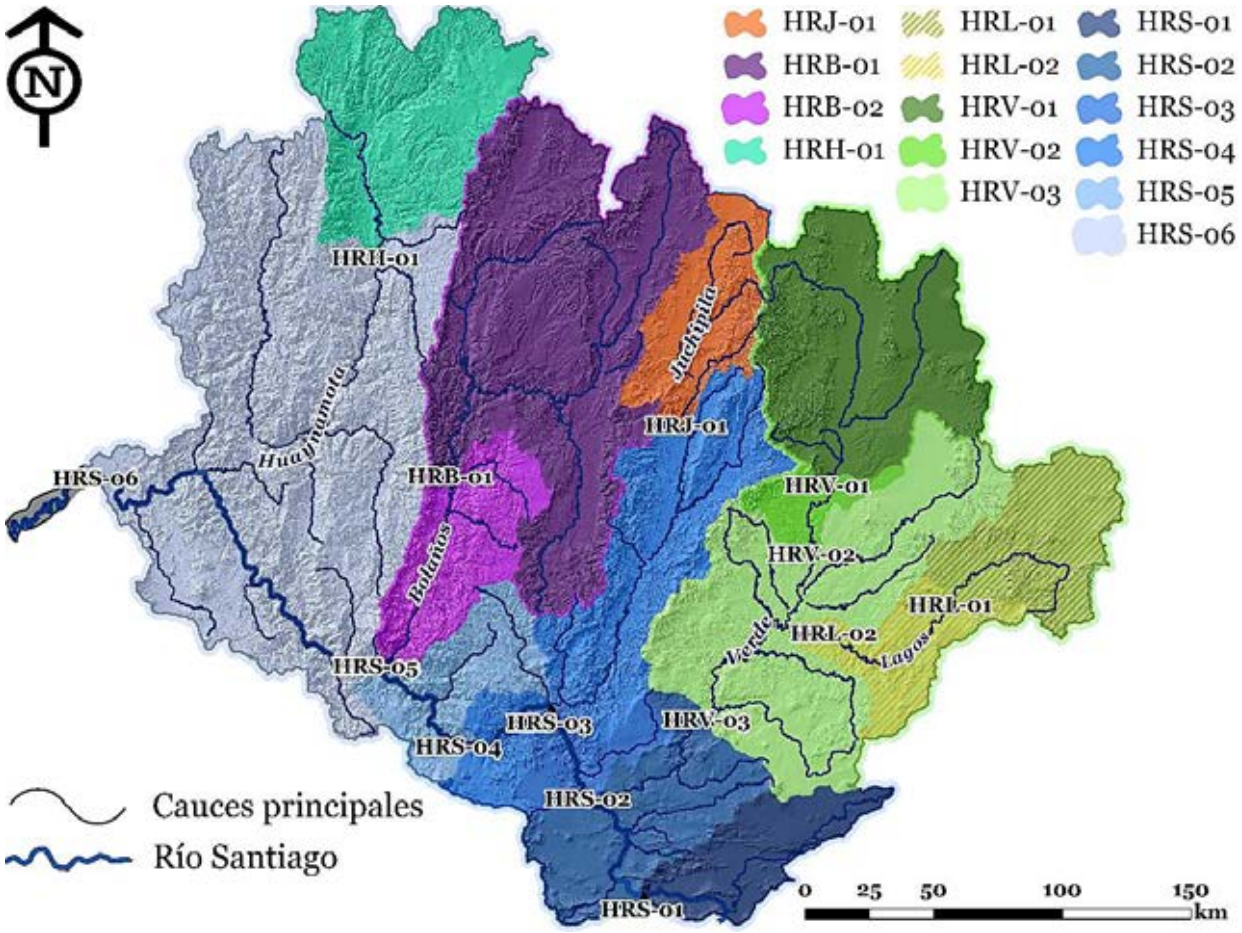


Figura 3.32 Mapa de las cuencas vertientes a cada estación hidrométrica considerada

Código	*Clave y nombre oficial* (BANDAS, 2016)		*Río*	*Cuenca vertiente* [km²]	*Sin datos* [%]	*Coordenadas* Long.	Lat.	*Estación pluviométrica más cercana* (véase figura 3.31)
HRS-01	12128	Corona	**Santiago**	2.347,7	6,5	20,42	-103,08	**14016**
HRS-02	12472	Arcediano		28.588,1	17,0	20,74	-103,28	**14329**
HRS-03	12532	San Cristóbal II		48.625,7	5,9	21,04	-103,43	**14038**
HRS-04	12521	Santa Rosa II		37.739,9	3,3	20,92	-103,73	**14136**
HRS-05	12438	La Yesca		40.458,3	13,9	21,19	-104,09	**14068**
HRS-06	12496	Capomal		79.166,1	4,4	21,83	-105,12	**18004**
HRL-01	12454	Lagos	**Lagos**	3.030,6	3,1	21,36	-101,91	**14084**
HRL-02	12370	San Gaspar		5.065,0	3,2	21,28	-102,50	**14266**
HRV-01	12656	El Niágara	**Verde**	6.349,8	13,3	21,79	-102,38	**1005**
HRV-02	12358	Ajojúcar		7.150,5	9,2	21,54	-102,44	**14006**
HRV-03	12504	La Cuna		20.515,1	14,1	21,00	-102,83	**14080**
HRJ-01	12544	Agua Blanca	**Juchipila**	2.753,5	4,3	21,99	-102,90	**32013**
HRB-01	12428	Bolaños	**Bolaños**	11.955,9	0,2	21,83	-103,78	**14023**
HRB-02	12514	El Caimán		14.923,1	19,1	21,20	-104,08	**14068**
HRH-01	12484	El Platanito	**Huaynamota**	5.538,6	10,4	22,57	-104,06	**32016**

Cuadro 3.6 Relación de las 15 estaciones hidrométricas seleccionadas en la cuenca del río Santiago

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En los gráficos de la figura 3.33 se ha representado la información recogida en la estación hidrométrica más cercana al nacimiento del río Santiago, así como la cantidad de lluvia registrada en la estación pluviométrica contigua -14016- (véanse figuras 3.5 y 3.31), durante el periodo 1970-2014. Dichos gráficos contienen más de 16.000 medidas diarias en cada estación. La representación de la media móvil de los valores, en escala logarítmica y con una *ventana* anual (*n=365*), permite observar con mayor claridad la influencia de la precipitación sobre las medidas de caudal (Figura 3.33B). Se observa que, a partir de 1978, los valores medios de caudal son inferiores a 3 m³/s en la estación *HRS-01*.

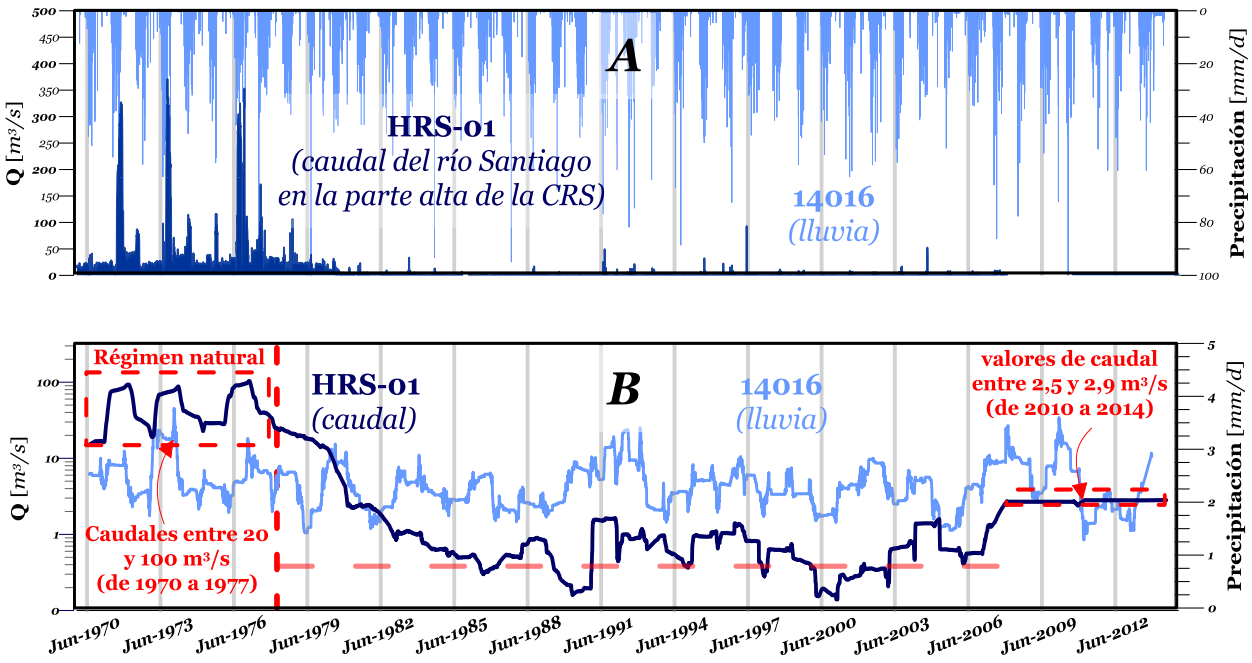


Figura 3.33 Gráficos de valores diarios de caudal y precipitación, registrados en las estaciones *HRS-01* y *14016*, respectivamente. (***A***) valores diarios (***B***) media móvil (*n=365*)

Entre 1970 y 1978, el caudal del río Santiago presentaba valores entre 10 y 100 m³/s en su cabecera, que parecen responder a los cambios temporales de la precipitación (Figura 3.34). Así, se ha constatado en las seis estaciones situadas a lo largo de dicho cauce (*HRS-01* a *HRS-06*). Sin embargo, a partir de 1980, debido a la política de conservación del lago de Chapala como fuente de abastecimiento urbano, se restringió su descarga hacia el río Santiago (CEA-IMTA, 2011). Ello ha interrumpido definitivamente el régimen natural.

A partir de 1999, el río Santiago dejó de transportar sedimentos hacia la parte baja de la cuenca, debido a la construcción del proyecto hidroeléctrico Aguamilpa (Aco-Palestina, 2003; Muñoz-Salinas y Castillo, 2013). Desde entonces, en la estación hidrométrica *HSR-06* únicamente se han registrado algunos aumentos de caudal durante la apertura de compuertas de dicho embalse.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

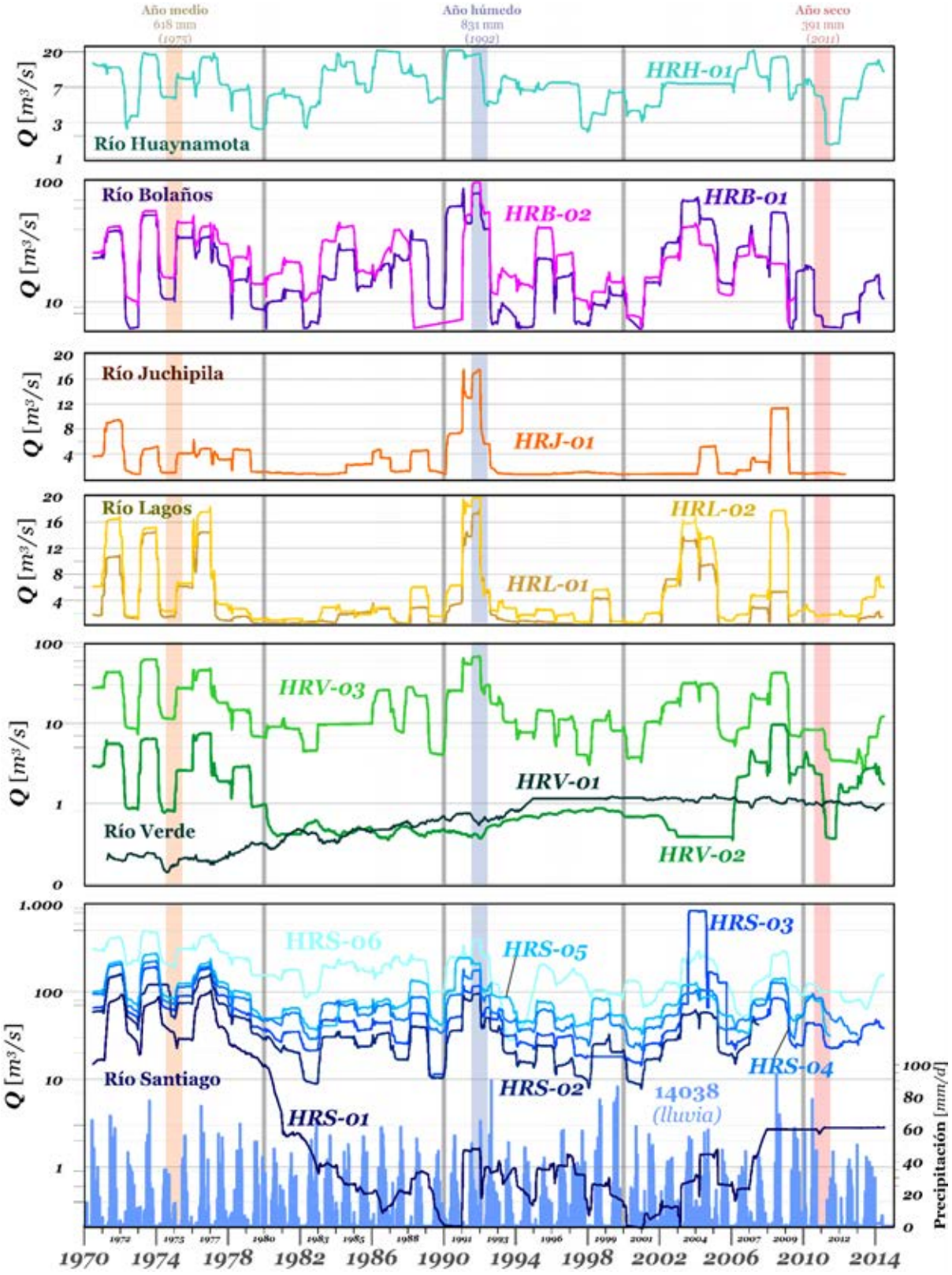


Figura 3.34 Gráficos de las medias móviles (n=365) de las medidas de caudal en las estaciones consideradas y valores diarios de precipitación en la estación pluviométrica *No. 14038* (véase figura 3.32 y cuadro 3.6)

La mayoría de los afluentes del río Santiago en la parte alta de su cuenca han sido transformados en colectores de aguas residuales urbanas (véase capítulo *IV* y apartado *6.3.1*).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Según la CONAGUA (2015b), los arroyos localizados en los municipios de Tonalá y Guadalajara descargan un caudal del orden de 10 m^3/s al río Santiago, pero no se cuenta con datos hidrométricos en dichos sectores.

Existen numerosos embalses que regulan el caudal de los cauces superficiales en el área de estudio. Por ello, cualquiera de las interpretaciones derivadas del análisis de los datos de caudal en la cuenca del río Santiago (Figura 3.34), deben ser llevados a cabo con especial cautela, dado que dicha información no es representativa del funcionamiento de este río en régimen natural. De forma general, se observa una respuesta relativamente rápida de los valores de caudal a la precipitación registrada en la estación *14038*, localizada cerca del embalse de Santa Rosa, en la parte media del río Santiago (Figura 3.31). La aparente falta de correlación respecto a la lluvia en algunos de los afluentes situados en sector oriental de la CRS (parte alta del río Verde –*HRV-01* y *HRV-02*-, río Lagos y río Juchipila) puede deberse al efecto de regulación de los embalses antes mencionados.

El río Verde es uno de los tributarios más importantes del río Santiago, debido a su extensión y al volumen de agua que aporta anualmente, calculado en ~32 hm^3/año, con un caudal medio de 28 m^3/s (BANDAS, 2016). El río Verde nace 20 km al sur de la ciudad de Zacatecas (~2.400 m s.n.m.) y cruza el estado de Aguascalientes (donde es conocido como *río San Pedro* o *río Aguascalientes*); 17 km aguas abajo de la ciudad de Aguascalientes, descarga en el embalse de El Niágara (véase mapa hidrográfico del anexo I). Al llegar a Jalisco se le denomina río Verde, en el municipio de Teocaltiche. En la región de Altos de Jalisco recibe a sus dos principales afluentes con mayor longitud: Lagos (245 km) y Encarnación (163 km) –véase mapa hidrográfico en el anexo I-. En la parte alta del río Verde parece fluir un caudal más o menos estable a lo largo del año, de acuerdo con la información de la estación *HRV-01* (véanse figuras 3.32 y 3.34). Lo anterior puede deberse a que dicha estación se localiza precisamente aguas abajo del embalse "El Niágara". Dicho embalse fue construido entre 1959 y 1963 (INE, 1979), con una capacidad de 16,2 hm^3, utilizados para el *Distrito de Riego No. 1* localizado al NO de la ciudad de Aguascalientes (véase mapa hidrográfico –Anexo I-).

En 2004, se observa una crecida en todos los ríos (Bolaños –*HRB*-, Verde –*HRV-,* Lagos –*HRL*- y Juchipila –*HRB*-) exceptuando al río Huaynamota (*HRH-01*). En el río Santiago, dicho aumento de caudal se refleja en los máximos alcanzados en la estación *HRS-03*, localizada aguas abajo de su confluencia con el río Juchipila (Figura 3.34). No obstante, la hidrometría disponible de los ríos Juchipila y Huaynamota no representa mucha relevancia, dado que sólo se cuenta con una estación localizada en la cabecera de cada cauce. En general, el caudal del río Bolaños (*HRB*) muestra una correlación con los regímenes de precipitación más clara que los demás.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

3.1.7 Hidrogeología

3.1.7.1 Antecedentes

Marín (2002) describió la desfavorable situación de la gestión de los recursos hídricos subterráneos en México, cuyo aprovechamiento había sufrido un aumento sobresaliente durante las décadas previas (Burke, 2003). La falta de agua subterránea donde más se requiere, así como los problemas derivados de su mala calidad, son algunas de las principales limitaciones para una adecuada gobernanza. La gran demanda de agua en determinadas regiones se debe principalmente a factores demográficos (véase *3.3.2*), mientras que el mal estado (químico y cuantitativo) se atribuye a la falta de mecanismos de control y vigilancia del cumplimiento de la legislación, en dos sentidos: infiltración de vertidos contaminantes en el subsuelo y la sobreexplotación de acuíferos. Esto último ha provocado modificaciones en las direcciones de flujo y deterioro de la calidad del agua para abastecimiento. Ello se presenta en todo el país, sin distinción de la gran diversidad de condiciones en cada región del territorio (CONAGUA, 2015b). Los retos señalados por Marín (2002), mencionados antes, continúan vigentes más de una década después y se han acentuado por la falta de conocimiento local en torno a los sistemas hidrogeológicos.

En México, los datos relativos al volumen de agua subterránea extraído mediante bombeo (ya sea en concesiones o de forma ilegal) y sobre la calidad del agua son deficientes o inexistentes (Medina *et al.*, 1997; García, 2006; Jiménez-Cisneros, 2007; Rivera *et al.*, 2014b; Hernández-Bonilla *et al.*, 2014; Mahlknecht, 2016; Mahlknecht *et al.*, 2017). Incluso cuando se cuenta con datos hidroquímicos e información adicional derivada de las actividades habituales de control, son escasos los trabajos de análisis e interpretación de dichos resultados. Habitualmente, la información generada suele limitarse a las conclusiones proporcionadas por la entidad encargada de la redacción de las memorias. Más aún, Heilman (2013) afirmó que la falta de información científica referente a la gestión del agua en México es un problema bastante más grave que en otros lugares. Dicha autora señaló que en muchos casos se carece de coordinación eficaz, tanto entre los centros de investigación como entre las instituciones de administración pública. Ello hace difícil contrastar la información que generan y realizar diagnósticos a gran escala, como ha quedado patente en distintos trabajos (Jiménez-Cisneros y Marín, 2004; Marín 2007; AMC-CONAGUA, 2010; Oswald-Spring, 2011). En este mismo sentido, Esteller *et al.* (2012) y otros autores (Chávez-Guillén *et al.*, 2006; Jiménez-Cisneros, 2007) han evaluado los cambios hidrogeológicos (a escala local y nacional) provocados por la explotación intensiva del agua subterránea y sus conclusiones han sido similares a las descritas por Marín (2002), referentes a la escasez y calidad del agua.

Chávez-Guillén *et al.* (2006) destacaron la premura por mejorar la gestión de la "demanda" (en lugar de la "oferta") y desde la CONAGUA se pactó el compromiso de implementar

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

mecanismos de participación ciudadana. Sin embargo, una década después, por un lado, la gestión continúa anteponiendo la dotación urbana de agua subterránea, sin considerar la disponibilidad real o invertir esfuerzos en mejorar la eficiencia, y por otro, la creación de los Comités Técnicos de Aguas Subterráneas (COTAS), desde 1992, no ha tenido un impacto efectivo en fortalecer la gobernanza participativa de la ciudadanía en la gestión de dichos recursos hídricos (López, 2013; Marín, 2014), salvo contadas excepciones, como en el sur del estado de Guanajuato, según Foster *et al.* (2004).

En general, existen escasas referencias sobre investigación hidrogeológica rigurosa en el área de estudio, a pesar de la importancia que tiene el agua subterránea en la CRS. En ciertas partes, dicho recurso suele ser la principal, y en ocasiones la única, fuente de agua. A continuación se recogen algunos de los trabajos más sobresalientes en este ámbito. Se ha reunido una cantidad considerable de información bruta (i.e. sin interpretación), aunque no en todos los casos se ha podido tener acceso a los datos originales y únicamente se cuenta con resúmenes de los resultados obtenidos.

La Secretaría de Recursos Hidráulicos –SRH- (1969) contrató a la empresa Ariel Consultores con el fin de hacer una caracterización hidrogeológica preliminar de las zonas limítrofes al área de estudio: desde el afluente del río Lerma denominado río Turbio (en Guanajuato), situado unos 130 km aguas abajo del lago de Chapala, hasta el embalse de Santa Rosa en el río Santiago (en Jalisco –véase mapa del anexo I–). Los trabajos realizados aportaron un reconocimiento general en regiones de los estados de Aguascalientes, Jalisco, Michoacán y Guanajuato.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Ariel Consultores también fue la encargada (en esta ocasión, a petición de la Comisión Nacional del Agua –denominada "CNA" en 1990–) de llevar a cabo una caracterización hidrogeológica del área comprendida entre Ocotlán y Tesistán (desde el nacimiento del río Santiago en el lago de Chapala, hasta aguas abajo del embalse de Santa Rosa –Anexo I–). El trabajo correspondiente incluyó un análisis de la composición química (Cr, Cu, As, Fe, Mn, Pb, Hg y Zn, B, Li, F^-, CO_2 y NO_3^-) e isótopos estables (^2H y ^{18}O), a partir de campañas de muestreo en 60 sondeos. Se efectuaron ensayos de bombeo, que permitieron obtener valores de transmisividad comprendidos entre 11,23 y 0,04 m^2/d. Asimismo, se realizó un inventario de 2.446 captaciones: 1.372 sondeos, 852 norias, 217 manantiales y 5 galerías. Según el balance hidrológico de dicho estudio, en la parte alta de la cuenca, las extracciones superaban a las entradas en 55 hm^3/año (CNA, 1990).

El Instituto Mexicano de Tecnología del Agua –IMTA- (1993) llevó a cabo trabajos hidrogeoquímicos e isotópicos en algunos acuíferos del sur de la CRS (Ocotlán, Toluquilla y La Barca –véase mapa de situación en el anexo I-), en el estado de Jalisco. Según el informe correspondiente, las aguas subterráneas en esta región son de origen predominantemente meteórico, aunque han experimentado fases de evaporación y, en algunos casos, presentan

una clara influencia de flujos termales. Trabajos posteriores han arrojado conclusiones similares (GEOEX-SIAPA, 2003; Hernández-Antonio *et al.,* 2015; Morán-Ramírez *et al.*, 2016).

El sistema acuífero volcánico "Atemajac-Toluquilla" posiblemente sea el más importante de la CRS, por el volumen de agua que suministra y por su potencial exposición a la contaminación, dada su localización bajo la ciudad de Guadalajara (véase apartado *6.3*). Medina *et al*. (1997) compararon las condiciones hidrogeológicas de dicho acuífero (entre 1980 y 1996) y advirtieron que las condiciones de contaminación y sobrexplotación del agua subterránea podrían provocar subsidencias en el terreno, cambios en la dirección del flujo y problemas de salud para la población. En el acuífero Atemajac Toluquilla cabe destacar los trabajos de la empresa consultora GEOEX y del Sistema Intermunicipal de Agua Potable y Alcantarillado (SIAPA), en cuyo informe se presentó una caracterización hidrogeológica sobre dicha región (GEOEX-SIAPA, 2003). De forma casi simultánea con los trabajos antes citados, se llevó a cabo el estudio de impacto ambiental, previo a la construcción del estadio de futbol del equipo Guadalajara (*Chivas*), localizado precisamente en una importante zona de recarga del sistema Atemajac-Toluquilla, denominada el Bajío del Arenal (JVC, 2003), en la parte SO de la ciudad (véase figura 6.6). Ello generó información interesante en materia hidrogeológica (e.g. columnas litológicas, perfiles de suelos y niveles piezométricos, etc.) en dicho sector.

Sánchez (2007), del Instituto de Geofísica de la UNAM, investigó el origen, movilidad, distribución y concentración de fluoruros en el acuífero Atemajac- Toluquilla. Su memoria de tesis doctoral ha supuesto una fuente de información hidrogeoquímica. Según este autor, el contenido de F^- en el agua subterránea en la ciudad de Guadalajara mantiene una tendencia creciente, con concentraciones entre 0,33 mg/l y 7,59 mg/l, cuyo valor medio es de 1,68 mg/l y la desviación 1,31 mg/l. Según dicho autor, el F^- tiene un origen relacionado con la meteorización química de las rocas volcánicas y con el aumento de la temperatura del agua debido a flujos regionales de origen geotérmico.

Durante los últimos años, el Centro de Agua para América Latina y El Caribe ha realizado investigaciones que han sido objeto de publicaciones científicas, en las cuales se ha evaluado la calidad del agua subterránea del sistema Atemajac-Toluquilla y además se ha explicado su funcionamiento hidrogeológico mediante la generación de modelos conceptuales (Mahlknecht *et al*., 2013; Hernández-Antonio y Mahlknecht, 2014; Mahlknecht *et al*., 2017). Lo anterior se ha realizado a partir del estudio e interpretación de distintas variables (e.g. Na^+, Cl^-, SiO_2^-, HCO_3^-, B, F^-, TSD, CFC, δ^3H, δ^2H, $\delta^{14}C$, $\delta^{18}O$, etc.) y de la modelización de mezcla multivariable *M3* (Hernández-Antonio *et al.*, 2015, 2017), así como de un modelo geoquímico inverso (Morán-Ramírez *et al.*, 2016). Con todo ello se ha determinado la composición geoquímica de estas aguas, a partir de los muestreos realizados en marzo de 2011, junto con información de la CONAGUA y de los trabajos desarrollados por GEOEX-SIAPA (2003). En dicho Centro también se ha investigado la contaminación del acuífero

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Atemajac-Toluquilla por aguas residuales, a partir de los análisis de los resultados obtenidos en captaciones utilizadas para abastecimiento urbano.

La SEMARNAT y el IMTA (2013) realizaron un estudio hidrogeológico de la región oriental de la cuenca, con objeto de llevar a cabo una caracterización hidroquímica y de localizar nuevas fuentes de agua de calidad adecuada (preferentemente bicarbonatada-cálcica) para la industria tequilera (en la misma región que engloba la *denominación de origen* de sus productos) y con el caudal requerido para el desarrollo de sus actividades (16-24 l/s). Dicho estudio concluyó que menos del 10% de las muestras tomadas en la zona de Altos de Jalisco (Lagos de Moreno, Jalostotitlán, Valle de Guadalupe, Poncitlán, Ocotlán) rebasan el límite permisible, establecido por la normativa oficial de agua potable (NOM-127-SSA1-1994), en la concentración de ciertas variables hidroquímicas (i.e. TSD, DT, SO_4^{2-}, Cl^-, NO_3^-, Na^+ y F^-). Según dicho informe, en el sector NE de la CRS, cerca del 50% presentan facies bicarbonatada-mixta, de entre un total de 21; casi el 30% es de facies bicarbonatada sódica (siete muestras) y 15% se identificaron como bicarbonatadas-cálcicas (cuatro muestras). En general, de acuerdo con el estudio referido (SEMARNAT-IMTA, 2013), en el sector oriental de la CRS el agua subterránea presenta valores bajos de salinidad y tiene una calidad aceptable para abastecimiento urbano, según la legislación mexicana.

3.1.7.2 Marco hidrogeológico

Velázquez y Ordaz (1993) señalaron que los estratos que se encuentran en la parte superior de la secuencia estratigráfica del sur de la SMO y la parte occidental del EVT permiten que la mayor parte del volumen de agua infiltrada recargue rápidamente a los acuíferos. Las coladas de lava basáltica fracturada cubiertas por los gruesos paquetes de material piroclástico constituyen zonas de recarga de agua que se transmite a los acuíferos infrayacentes en dichos sectores.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La hidrogeología del área de estudio está condicionada por los procesos tectónicos y volcánicos a los que ha estado expuesta (véase punto *3.2.3*), fruto de su situación en la intersección entre la Sierra Madre Occidental (SMO) y el Eje Neo-Volcánico Transversal Mexicano (EVT). Dichos procesos juegan un papel importante en la hidrodinámica y composición química del agua de sus acuíferos (Morán-Ramírez *et al.,* 2016*)*. De acuerdo con el apartado de Hidrogeología del Atlas Nacional de México*,* elaborado a escala 1:4.000.000 (Marín y Torres-Ruata, 1990), en la CRS esencialmente se hallan cuatro tipos de formaciones hidrogeológicas (véase figura 3.35 y cuadro 3.7). Según dicha cartografía, en la parte alta de la cuenca (cerca de Guadalajara, Aguascalientes y Guanajuato –véase mapa de situación en el anexo I-) afloran materiales con un bajo grado de consolidación. Dichas rocas tienen edades comprendidas entre el Mioceno superior y Cuaternario, cuya permeabilidad es *moderada-alta* (i.e. $k > 5$ m/d) y corresponden, predominantemente, a gravas, arenas y limos (asociados

a depósitos aluviales y lacustres), junto con tobas volcánicas de reciente formación. Tales materiales también se encuentran localizados en las fosas tectónicas de Juchipila, Tlaltenango y Aguascalientes (véase apartado *3.1.3*), donde afloran ampliamente en las zonas llanas y forman acuíferos someros. Estas litologías se extienden hasta la parte baja de la cuenca, al sur de Nayarit.

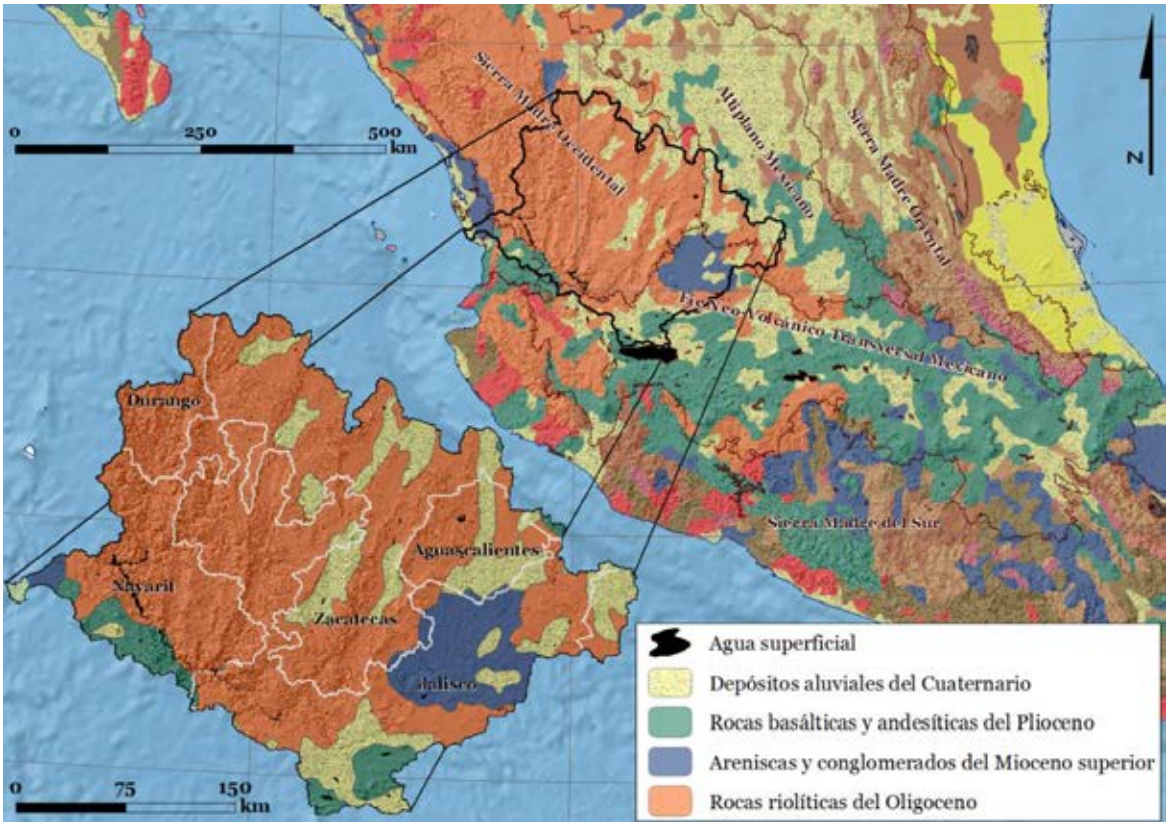


Figura 3.35 Contexto del área de estudio en el mapa hidrogeológico del *Atlas Nacional de México,* a escala 1:4.000.000 (Marín y Torres-Ruata, 1990)

	Edad	*Litología predominante*	*Permeabilidad*
	Cuaternario - Pleistoceno	Gravas, arenas y limos; depósitos aluviales y lacustres	*Media* a *alta*
	Pleistoceno - Mioceno	Areniscas y conglomerados	
	Cuaternario - Mioceno	Lavas, brechas y tobas; principalmente basálticas y andesíticas	*Media* a *alta*
	Mioceno - Oligoceno	Lavas, brechas y tobas; predominantemente riolíticas	*Baja* a *media*

Cuadro 3.7 Permeabilidad relativa de los materiales que afloran en la CRS (elaborado con información de Marín y Torres-Ruata -1990-)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Las coladas de basalto y la mayor parte de andesitas e ignimbritas, en el sector perteneciente al EVT, presentan una permeabilidad relativamente alta, con respecto a las rocas de la SMO, en función de su grado de fracturación y localización de las fallas, y de la intercalación con material piroclástico. De hecho, según el registro de sondeos de la CONAGUA (REPDA, 2011), más del 80% de las captaciones en la cuenca se sitúan en la región correspondiente al EVT.

En la región oriental de la CRS, conocida como Altos de Jalisco, la geología está dominada por areniscas y conglomerados, cuya permeabilidad es *moderada-alta* (i.e. $k \geq 1$ m/d), intercalados con materiales sedimentarios de poco espesor (limolitas y calizas). En cambio, la mayor parte del sector noroccidental de la cuenca del río Santiago está constituida por riolitas, ignimbritas, brechas y tobas riolíticas con *baja* permeabilidad (i.e. $k < 0{,}5$ m/d), por lo que puede considerarse como un acuitardo. Aunque estas rocas han sido afectadas por fuertes eventos tectónicos, presentan un grado alto de compactación y poca capacidad de infiltración de agua, por lo que existe escasa potencialidad acuífera en este sector y únicamente permiten el abastecimiento de pequeños poblados del sector occidental.

La cartografía distribuida por el INEGI en formato vectorial, a escala 1:250.000, cuenta con el mejor detalle disponible para toda el área de estudio. Esta información ha sido obtenida por dicha institución entre 1994 y 2010 y se ha completado con la documentación de ensayos de bombeo realizados en numerosos sondeos del área de estudio. Los ensayos han sido llevados a cabo con caudal constante y los cálculos de transmisividad y coeficiente de almacenamiento se han hecho mediante los métodos de Theis, Cooper Jacob, Theis-Jacob, según cada caso (INEGI, 1996). En el mapa de la figura 3.36, elaborado con dicha información, se puede corroborar lo observado en el mapa a mayor escala (Figura 3.35). Así, el sector NO del área de estudio está formado fundamentalmente por un acuitardo, constituido por rocas riolíticas de baja permeabilidad. En contraste, el mapa muestra que en la parte meridional y en el NE de la cuenca predominan los materiales más recientes, con un bajo grado de consolidación y buenas posibilidades acuíferas en las fosas tectónicas, como ocurre entre las Sierras de Morones y Nochistlán (Figura 3.36).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

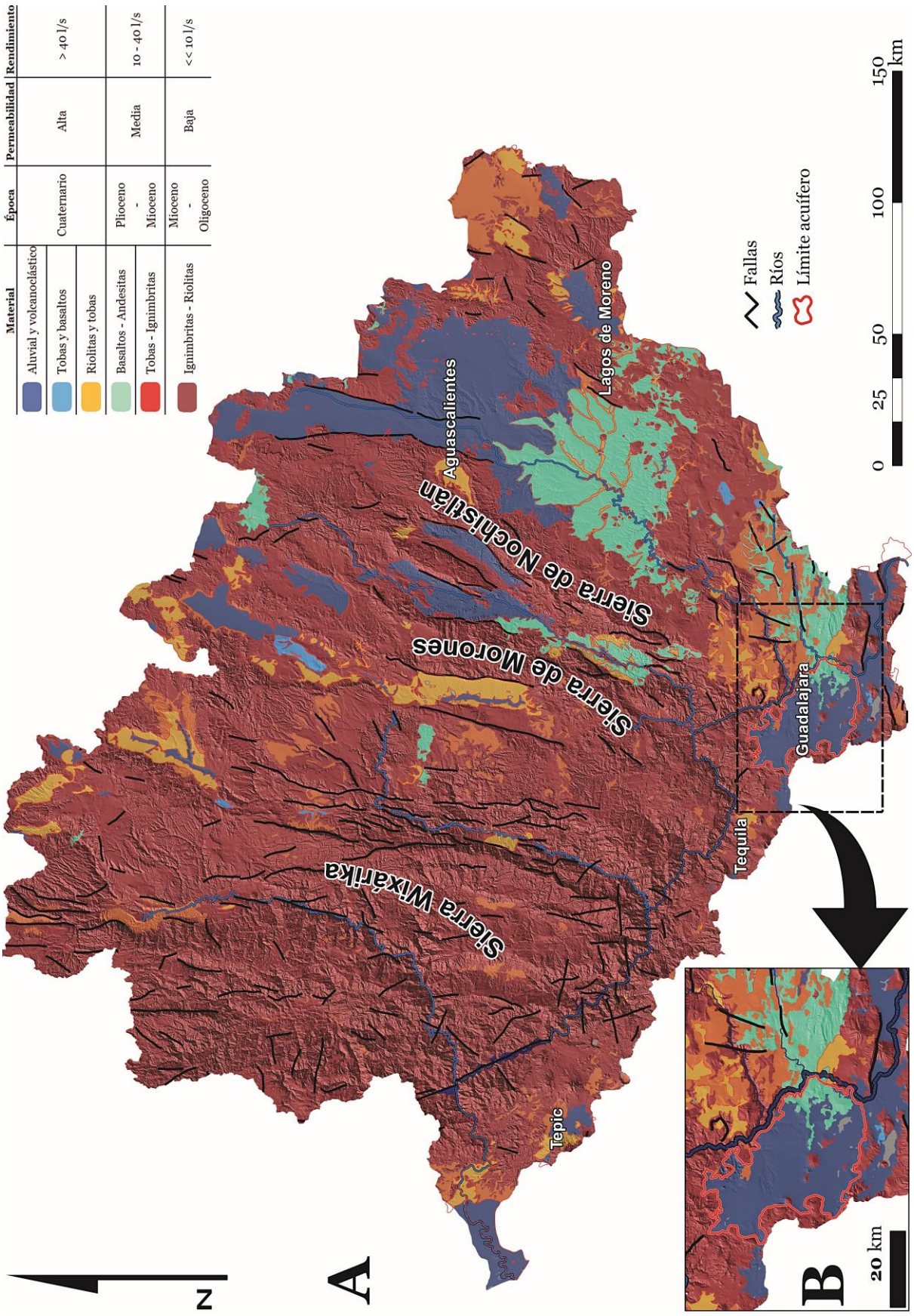


Figura 3.36 (***A***) Mapa de propiedades acuíferas en los materiales geológicos de la CRS, elaborado con información hidrogeológica de INEGI (1996). (***B***) Delimitación del acuífero Atemajac-Toluquilla, localizado bajo la ciudad de Guadalajara

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Según la cartografía hidrogeológica del INEGI (1996) con mejor precisión, en los acuíferos bajo los valles de la cuenca, la dirección de flujo preferencial del agua subterránea es hacia el río Santiago. En dichos sectores hay sondeos con caudales considerables (10-40 l/s) que son aprovechados intensamente en la región del graben de Aguascalientes. Los acuíferos fracturados están constituidos por los materiales volcánicos de reciente formación antes descritos (predominantemente basaltos, andesitas y tobas) y que están relacionados con episodios eruptivos del ETV, generalmente se hallan subyacentes a los acuíferos aluviales y al material piroclástico. Suelen estar parcialmente confinados y cubiertos por los depósitos sobre los que discurren los principales afluentes del río Santiago, con dirección NE-SO. Las rocas consolidadas limitan el flujo de agua subterránea, como, por ejemplo, en los tramos basálticos y andesíticos que constituyen el nivel de base de los acuíferos fracturados más profundos. En el caso de las fosas tectónicas, el basamento se puede encontrar a unos 400 m de profundidad.

3.1.7.3 Delimitación de las unidades de gestión

La Directiva Marco Europea del Agua (2000) define "acuífero" como: *una o más capas subterráneas de roca que tienen la suficiente porosidad y permeabilidad para permitir un flujo significativo de aguas subterráneas o la extracción de cantidades significativas*. Sin embargo, en la Ley de Aguas Nacionales (1992) de México (modificada en el año 2016) se considera que un "acuífero" es: *cualquier formación geológica por la que circula o se almacena agua subterránea que puede ser aprovechada, y cuyos límites laterales y verticales se definen convencionalmente para fines de evaluación, manejo y administración*". Ambas definiciones difieren fundamentalmente en que la normativa europea hace alusión a la cantidad de agua que es posible obtener de las formaciones rocosas definidas como acuíferos, de acuerdo con sus propiedades hidrogeológicas, mientras que la legislación mexicana se refiere a los límites administrativos, sin considerar el caudal que es posible extraer de los materiales existentes.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Desde 2001, la CONAGUA publica anualmente, en el Diario Oficial de la Federación (DOF), el marco de referencia por el que se establecen los *"acuíferos reconocidos en el territorio mexicano"* (véase figura 3.37). Este decreto rige la asignación de concesiones y el otorgamiento o restricción de permisos para la instalación de sondeos. La CONAGUA determina anualmente la disponibilidad de recursos hídricos subterráneos en los acuíferos delimitados por líneas poligonales, en todo el país (DOF, 2016).

Una vez que la CONAGUA ha determinado la disponibilidad de agua, se publican los informes, en los cuales se recogen los criterios utilizados para la cuantificación de las aguas subterráneas, "*de acuerdo con los estudios técnicos correspondientes y conforme a los*

lineamientos que considera la Norma Oficial Mexicana NOM-011-CNA-2000". La normativa aludida establece la metodología a seguir e indica que deberá de realizarse un balance en el que se defina, de manera precisa, la recarga de los acuíferos y, a partir de dicha variable, pueda inferirse el volumen disponible para su aprovechamiento. Sin embargo, la decisión de delimitar los acuíferos en México se ha realizado conforme al contenido legal, respecto al otorgamiento (o negación) de una concesión de aguas subterráneas, por encima de las características hidrogeológicas, para el establecimiento de las unidades de gestión. Lo anterior se desprende del "*Manual de procedimientos para la delimitación de acuíferos",* publicado por la Subgerencia de Aguas Subterráneas de la CONAGUA (2009b), en el cual se precisa que las delimitaciones administrativas no contemplan las características litológicas o hidrogeológicas del territorio. Según dicho documento, el propósito de los polígonos trazados, antes citados, es cubrir completamente el territorio, al margen de sus propiedades hidrogeológicas. El estudio de la piezometría, la disposición de los contactos geológicos y otras variables características (recarga, permeabilidad, interconexión, etc.) no han sido consideradas en esta delimitación. Las unidades de gestión del agua subterránea, trazadas por la CONAGUA en el territorio mexicano (Figura 3.37), parecen corresponder a otras características (e.g. límites hidrográficos, divisiones municipales y/o estatales, trazos de las carreteras, etc.).

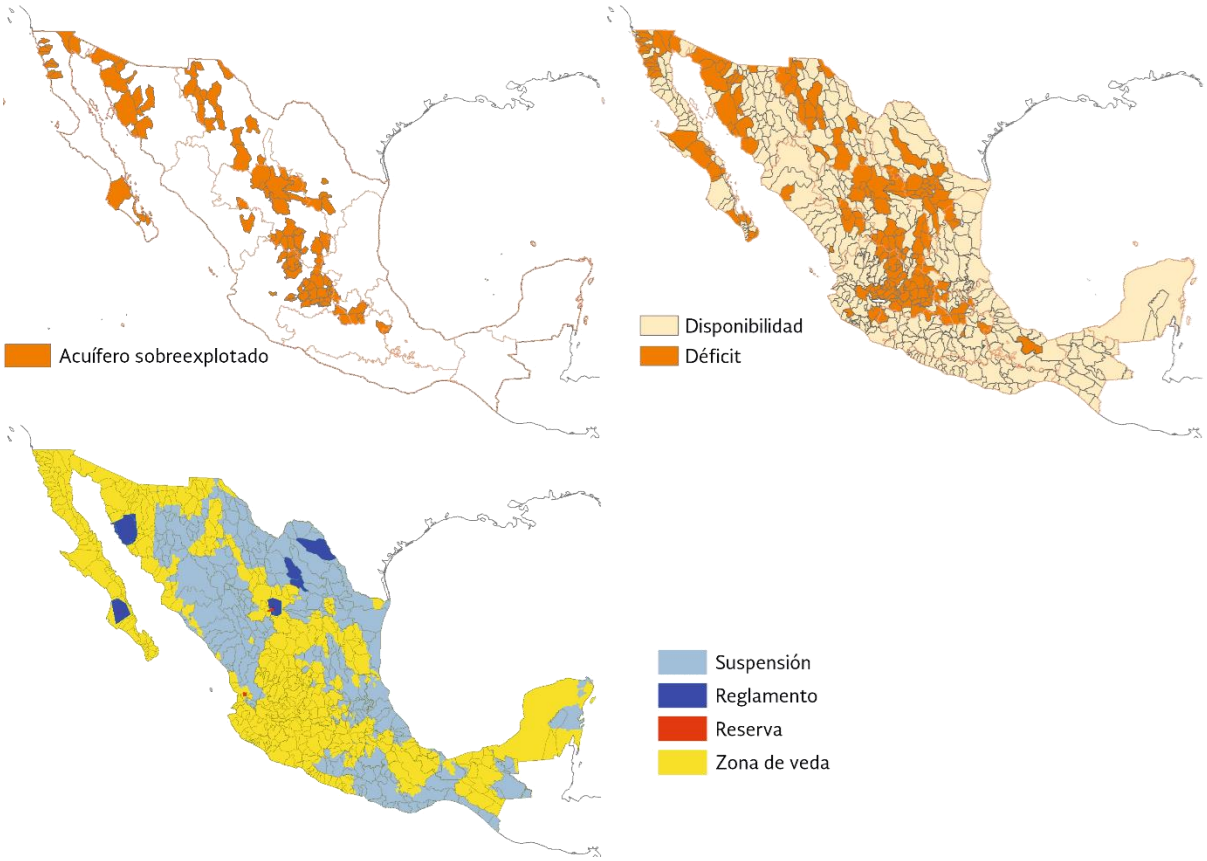


Figura 3.37 Delimitación y tipo de ordenación de los acuíferos en México (tomada del Sistema Nacional de Información del Agua -SINA-, 2015)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Todo el territorio mexicano está considerado como acuífero (Figura 3.37), con diferentes atribuciones de carácter administrativo. Únicamente se gestiona la autorización para obtener una concesión, según la localización del sondeo solicitado de acuerdo los polígonos de la CONAGUA. Así, por ejemplo, no es viable obtener un permiso para instalar un sondeo si éste se sitúa dentro de una "*zona de veda*", de "*reserva*" o con "*déficit*" (véase figura 3.37). Dentro de este modelo de gestión, lo más cuestionable, es que los criterios de carácter administrativo y jurídico influyen en los estudios de disponibilidad: balance, evaluación de la recarga por agua de lluvia y evaluación de los recursos hídricos.

Los informes de disponibilidad del agua subterránea emitidos por la CONAGUA suponen el único documento vinculante, en términos de autorización, para aprovechar dicho recurso en México y para la resolución de conflictos entre los usuarios. Según datos oficiales, cerca del 17% de los acuíferos (del orden de un centenar) se encuentran en condiciones de sobreexplotación (i.e. las extracciones sobrepasan el 10% la recarga estimada) y proporcionan cerca del 55,2% del agua subterránea utilizada en el país (Díaz *et al.*, 2013; DOF, 2016). Según Aboites *et al.* (2008), a escala nacional, en 1975 había cerca de 32 acuíferos sobreexplotados: 36 en 1981, 80 en 1985, 97 en 2001 y 104 en 2006.

Urrutia-Fucugauchi *et al.* (2009) señalaron otro aspecto inquietante en torno a la gestión del agua subterránea en México: los documentos publicados por la CONAGUA no reciben revisión externa "y *muy a menudo, tampoco revisión interna…"*. No obstante, dichos informes se consideran como la *referencia oficial*, sobre la cual se basan la mayor parte de las estimaciones (e.g. cantidad y calidad del agua, piezometría, etc.) que resultan cruciales para tomar decisiones respecto a la gestión de los recursos hídricos. Es por ello que sectores críticos, sobre todo en el ámbito académico, han sugerido a la CONAGUA que la información de base sea revisada tal como se hace comúnmente en el ámbito científico. La primera fuente de información de referencia debe ser la literatura científica internacional de impacto, seguida de la literatura mexicana en publicaciones indexadas, y finalmente los trabajos no revisados *por pares*, tales como: tesis, estudios de impacto ambiental, declaraciones gubernamentales e informes técnicos (Urrutia-Fucugauchi *et al.*, 2009).

En las figura 3.38 se representa la delimitación de acuíferos realizada por la CONAGUA (2016a) dentro de la cuenca del río Santiago. Los polígonos acotados por las líneas de color azul constituyen los 73 acuíferos definidos por dicha institución, de los cuales cerca del 52% se consideran sobreexplotados. Como ya se ha mencionado, esta información se basa divisiones políticas e hidrográficas, por lo que no parece tener relación con la productividad de los materiales acuíferos identificados en la figura 3.36. La figura 3.39 muestra la localización de los sondeos registrados oficialmente hasta el año 2011 (14.757 captaciones), de acuerdo con su profundidad.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA



Figura 3.38 Clasificación de los acuíferos delimitados en el área de estudio, según la CONAGUA (2016a), de acuerdo con su disponibilidad

El mapa de la figura 3.40 se ha elaborado con un modelo que calcula la cantidad de sondeos (*point density*) que se encuentran dentro de una celda fijada en 500 x 500 m, y revela que la gran mayoría de los aprovechamientos, así como los más profundos, se sitúan precisamente donde es posible obtener un caudal igual o mayor de 10 l/s (Figura 3.36).

A partir de la información cartográfica disponible, geológica e hidrogeológica (e.g. límites y rendimiento acuífero –véase figura 3.36-, localización de manantiales, tipo de materiales y grado de consolidación, etc.), en la presente tesis se propone la delimitación de 29 acuíferos en la cuenca del río Santiago, mostrada en la figura 3.41. La cartografía propuesta pretende ser una primera aproximación, con un enfoque más hidrogeológico, para gestionar el agua subterránea en la cuenca del río Santiago (e.g. disponibilidad del agua subterránea, cálculo de la recarga, vulnerabilidad a la contaminación, medidas de protección, etc.). Con fines prácticos, en la medida de lo posible, se ha procurado mantener la nomenclatura oficial en los sectores redelimitados.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

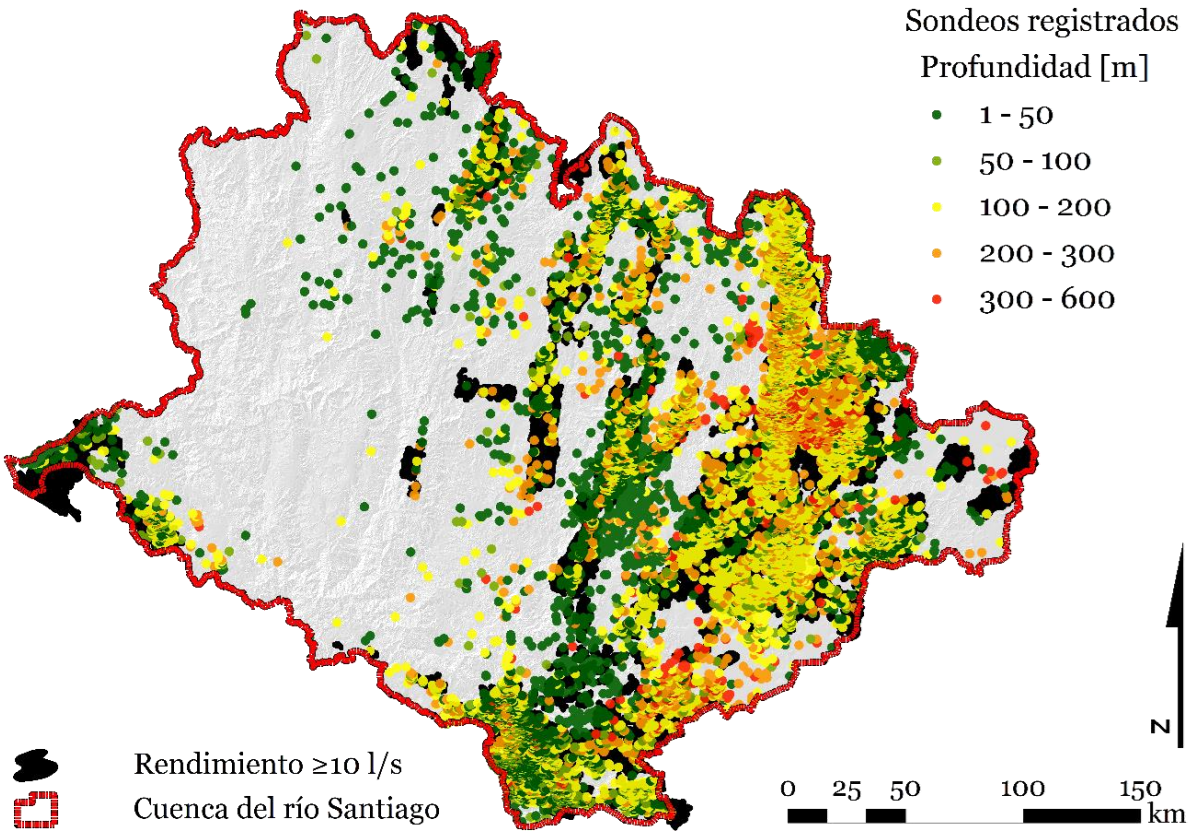


Figura 3.39 Localización y clasificación de sondeos en la cuenca del río Santiago, según su profundidad, de acuerdo con el Registro Público de Aguas Subterráneas (2011)

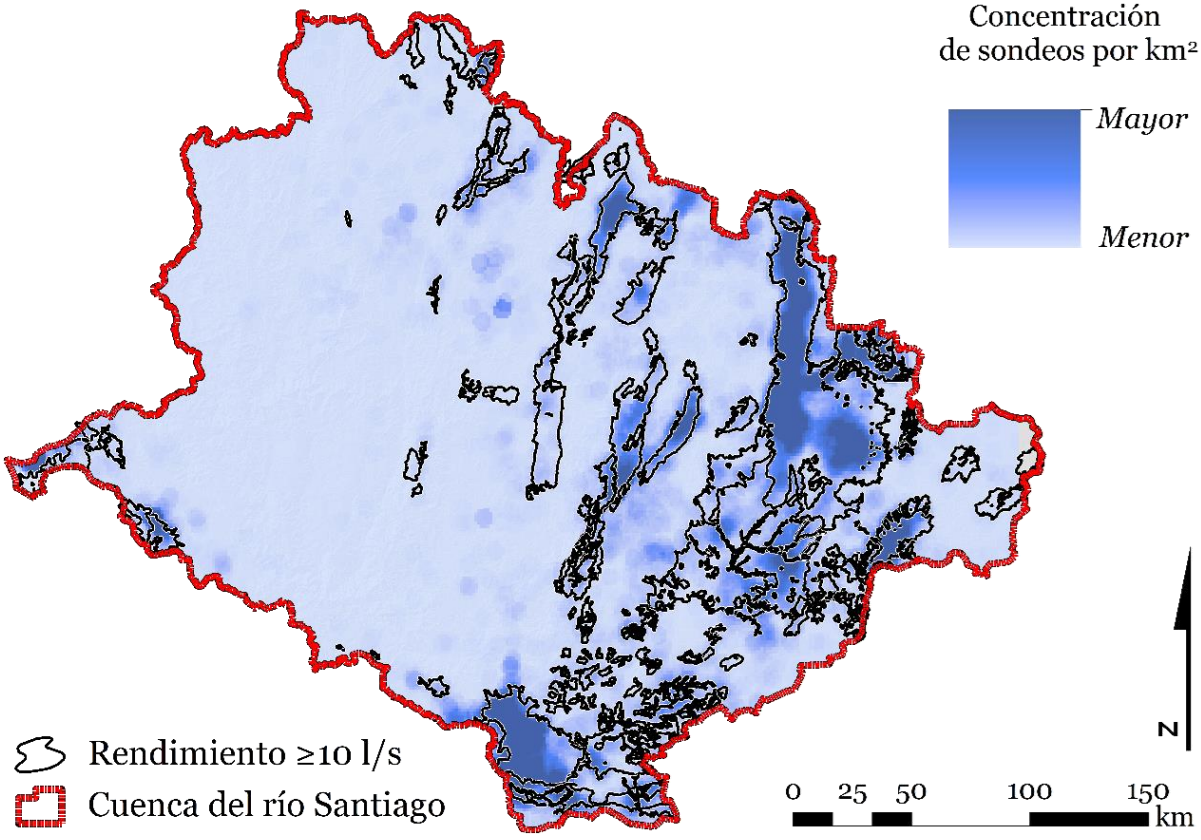
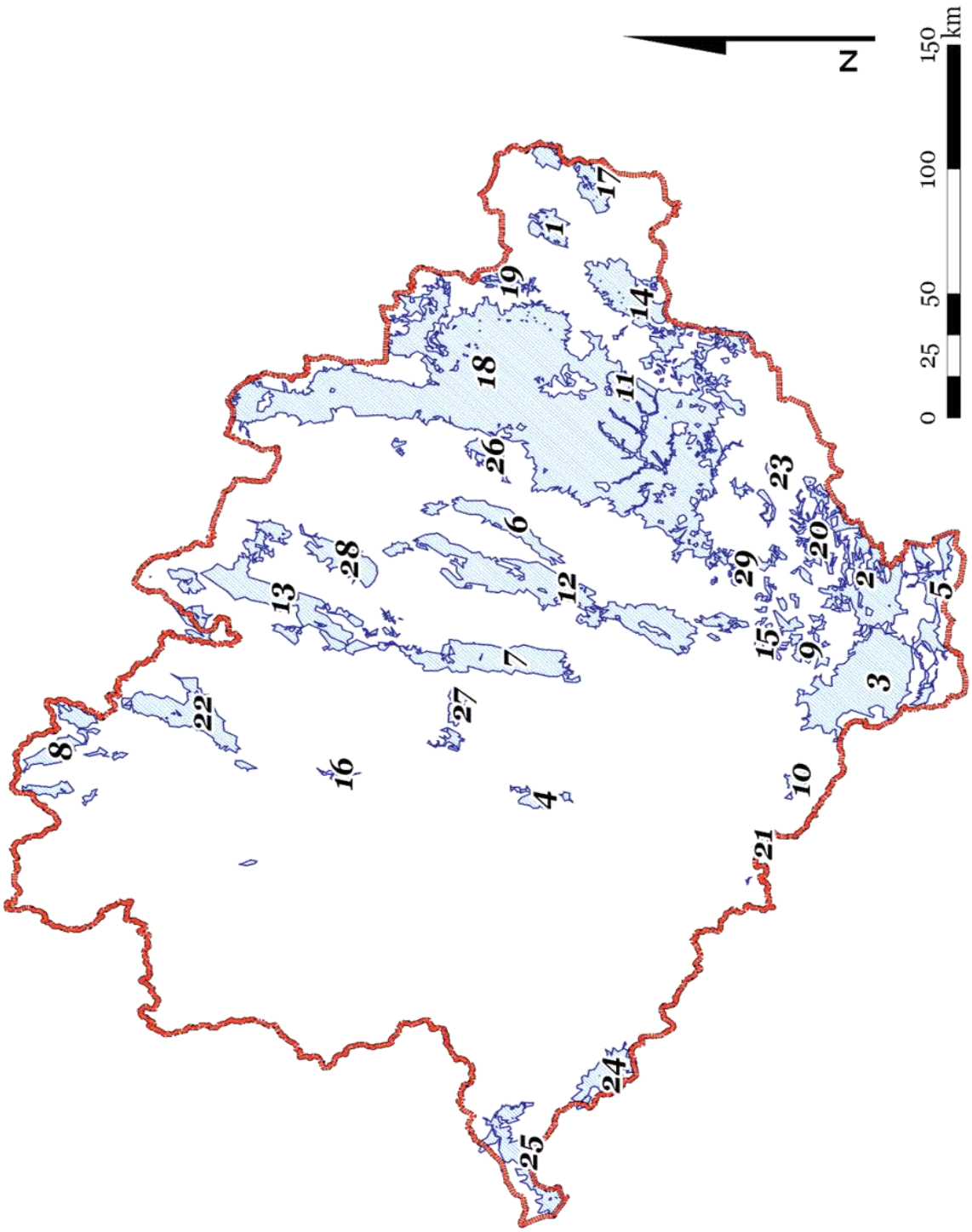


Figura 3.40 Densidad de sondeos en la cuenca del río Santiago, de acuerdo con el Registro Público de Aguas Subterráneas (2011)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA



No.	Nombre
1	20 de noviembre
2	Altos de Jalisco
3	Atemajac - Toluquilla
4	Bolaños
5	Cajititlán
6	Calvillo
7	Cololtan Tlaltenango Tepechitlan
8	Corrales
9	Cuquio
10	El Arenal
11	Encarnacion - Jalostotitlan
12	Jalpa - Juchipila
13	Jerez
14	Lagos de Moreno
15	Los Puentes
16	Mezquitic
17	Ocampo
18	Ojocaliente - Aguascalientes
19	Primo Verdad
20	Tepatitlan
21	Tequila
23	Valle de Guadalupe
24	Valle de Matatipac
25	Valle Santiago - San Blas
22	Valparaiso
26	Venadero
27	Villa Guerrero
28	Villanueva
29	Yahualica

Figura 3.41 Delimitación preliminar de acuíferos propuesta en la presente tesis doctoral

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

3.1.7.4 Calidad del agua subterránea

A finales del siglo pasado, Jiménez-Cisneros *et al.* (1998) indicaron que el agua subterránea en México era la fuente que presentaba la mejor calidad, por lo que deberían reservarse para abastecimiento de la población, teniendo en cuenta los problemas de sobreexplotación existentes en la mayor parte del país. Por otra parte, la exposición a niveles elevados de F^- proveniente del agua subterránea comenzó a finales de los años sesenta del siglo pasado, sobre todo en las zonas rurales del centro y norte de México (Jiménez-Cisneros y Rose, 2009). De acuerdo con Carrillo-Rivera *et al.* (2007), en el estado de Zacatecas existen problemas de calidad del agua subterránea. Dichos autores han documentado la concentración de F^-, con valores entre 10 y 20 mg/l, en sondeos destinados al abastecimiento agrícola e industrial. En el estado Jalisco, en general, así como en la ciudad de Tepic (Nayarit) en particular, también se ha registrado dicho problema, aunque con concentraciones que van de 0,05 hasta 10 mg/l. Por otro lado, en el estado de Aguascalientes, las concentraciones de ciertos componentes mayoritarios (e.g. Cl^-, Na^+ y SO_4^{2-}) superan los 200 mg/l y los valores de F^- se encuentran entre 5 y 25 mg/l.

Hurtado *et al.* (2000) alertaron sobre el riesgo que suponían las altas concentraciones de F^-, situadas por encima de los límites recomendables (1,5 mg/l), en la parte alta de la CRS; los valores de F^- variaban entre 0,14 y 12,97 mg/l, en 105 pozos y 6 tomas de agua potable en la región de Altos de Jalisco. El 45% de las muestras analizadas por dichos autores excedió el límite de F^- permitido por la legislación. Un año después, Hurtado y Gardea-Torresdey (2005) indicaron, tras una evaluación riesgo, que la ingestión total y dosis de exposición F^- era entre 0,04 y 18,4 mg/d. Según las conclusiones de dichos autores, una parte importante de la población podría padecer fluorosis (dental y esquelética) debido al consumo de agua subterránea, distribuida tanto en fuentes públicas de abastecimiento como por compañías privadas de agua embotellada. Hurtado y Gardea-Torresdey (2006) realizaron análisis en muestras de agua de 129 sondeos de abastecimiento público de la región Altos de Jalisco, para determinar la concentración de As. Una pequeña parte de las muestras de agua de las fuentes municipales exceden la concentración máxima permitida, según la legislación mexicana (25 µg/l). Sin embargo, prácticamente todas las fuentes de agua rebasan el umbral recomendado por la OMS (2014), establecido en 10 µg/l. La concentración de Se en el agua subterránea de Altos de Jalisco está comprendida entre 16,8 y 89,3 µg/l (Hurtado-Jiménez y Gardea-Torresdey, 2007).

En el acuífero del Valle de Aguascalientes, Castillo (2003) determinó valores altos de fenoles, F^-, Hg, NH_3^+ y Pb. De los sondeos muestreados por dicho autor, el 41,7% rebasan el valor máximo permitido en F^- y el 26,74% superaban el valor límite en Hg.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

3.2 Contexto del medio antrópico y gobernanza del agua

"La preocupación por la humanidad y su destino debe ser el principal interés del esfuerzo científico. Esto incluye la preocupación por los grandes problemas no resueltos de la distribución de los bienes y la organización del trabajo. Las creaciones de nuestra mente deben ser una bendición y no una maldición para la humanidad. Nunca olviden esto en medio de sus diagramas y ecuaciones"

(Albert Einstein)

Según Turton *et al.* (2007), el entendimiento de una buena gobernanza de los ecosistemas hídricos se sostiene en la participación, activa y equilibrada, de tres sectores: gobierno, sociedad y ciencia. Dichos autores señalaron que este balance se consigue en territorios cuya democracia ha sido desarrollada. La presente tesis tiene un enfoque primordialmente hidrológico e hidrogeológico para abordar el estudio de la cuenca del río Santiago. Sin embargo, la CRS alberga un elevado número de habitantes (~7,5 millones) que se hallan bajo un esquema de acentuada inequidad social, económica y de acceso al agua. En ella se juegan diversos intereses y paradigmas relativos a la administración de los recursos hídricos. Por lo tanto, se considera pertinente incluir un apartado que mencione la gestión del agua, en su relación con la componente social, histórica y jurídica dentro de la demarcación hidrográfica objeto de esta investigación.

3.2.1 Antecedentes

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Con el fin de recabar conocimiento global sobre los avances en la gestión y legislación del agua en regiones de condiciones similares, se ha consultado la información de la Red de Cooperación en la Gestión Integral de Recursos Hídricos de la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), que forma parte de la Organización Mundial de las Naciones Unidas (ONU). Dicha institución ha documentado el desarrollo de la gobernanza del agua en esta región del continente americano, en materia administrativa y jurídica, durante las últimas décadas (CEPAL, 2001, 2005, 2014, 2015, 2016).

En el ámbito nacional, se ha recopilado información de instancias gubernamentales mexicanas como las Direcciones Federales (CONAGUA, 2006, 2009a, 2010, 2013, 2014, 2015a, 2015b), censos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2010a, 2012a, 2013), informes y actas del Consejo de Cuenca del Río Santiago y documentos de las Comisiones Estatales del Agua (Jalisco, Nayarit, Guanajuato y Zacatecas), en los cuales se

publican periódicamente los planes de gestión hidráulica de cada entidad, así como material de divulgación e informes técnicos sobre los progresos en la administración de los recursos hídricos.

Recientemente se han publicado numerosos trabajos relativos a los mecanismos, procesos y reglas mediante los cuales se ejerce la autoridad económica, política y administrativa del agua en la CRS. A continuación se recogen algunos de los más destacados.

González (1989), y posteriormente Rodríguez y Cota (2005), estudiaron la gestión del agua relacionada con la industrialización del sureste de zona conurbada de Guadalajara. Asimismo, Hernández-Valdez (2001) ha hecho una propuesta, con un enfoque económico y demográfico, para diagnosticar y mejorar la gestión hídrica en la capital de Jalisco. Posteriormente, otros autores se han centrado en analizar los hábitos de uso del agua y las implicaciones de éstos sobre las fuentes de abastecimiento para las ciudades en la CRS (Durán y Torres 2002, 2004, 2006). Navarro-García y Regalado (2006) publicaron el libro "*El debate del agua en Jalisco y Andalucía*", que ha sido un documento valioso para encontrar analogías entre ambas regiones, enmarcadas en los paradigmas globales actuales sobre la gestión del recurso agua.

Se han realizado algunas tesis doctorales relacionadas con gobernanza del agua en México, particularmente en la región de estudio (Caldera, 2009; Flores, 2009; Gleason, 2010; Santana, 2015) y también se ha investigado al respecto en otros países: Reino Unido (Castro, 1998), Países Bajos (Wester, 2008), Estados Unidos (Heilman, 2013), Canadá (Nava, 2015), Australia (Figueroa, 2015). Asimismo, instituciones educativas como la Universidad Nacional Autónoma de México, la Universidad de Guadalajara, la Universidad Autónoma de Zacatecas y el Colegio de Jalisco han realizado estudios dentro de este ámbito (CEA, 2007; Gleason, 2008, 2012; Peniche y Guzmán, 2010; Nava, 2013; COCURS, 2013; Gómez y Cervantes, 2014; Marín, 2014).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En 2010, la Academia Mexicana de Ciencias (AMC), con apoyo de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), reunió a representantes de 27 instituciones oficiales, de 11 estados del país, para editar el libro "*El agua en México: cauces y encauces*". Dicha obra contiene la opinión de 75 especialistas en diferentes disciplinas, con el objetivo de aportar una visión crítica referente a la gestión de los recursos hídricos en el país (AMC-CONAGUA, 2010). Un par de años más tarde, el Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Occidente (ITESO) publicó *"Gobernanza y gestión del agua en el occidente de México: la metrópoli de Guadalajara"* (Ochoa y Bürkner, 2012), que persigue un propósito similar al de obra de la AMC antes citada, aunque centrado en la parte alta de la CRS, con la colaboración de una veintena de académicos que trabajan en el área de estudio. Rendón y Rendón (2012)

plantearon un nuevo esquema para mejorar el abastecimiento de los recursos hídricos a los habitantes de la zona conurbada tapatía.

Otra parte considerable de las publicaciones consultadas trata sobre la delicada situación social en el territorio (McCulligh, 2013, 2014; Arellano-Aguilar *et al.*, 2012; Tetreault *et al.*, 2012; Ochoa *et al.*, 2015; Ochoa, 2012, 2015; Santana, 2015), relacionada con los problemas de gestión de los recursos hídricos (Cotler, 2003; Cotler *et al.*, 2004; Cotler y Caire, 2009), así como con la escasez y contaminación del agua en la zonas más pobladas de la cuenca del río Santiago (Von Bertrab, 2015; Von Bertrab y Wester, 2005; Gallardo, 2005; IMDEC, 2007; McCulligh *et al.*, 2007) y de la cuenca contigua, la de Lerma-Chapala (López-Ramírez y Ochoa, 2010; Salas, 2010; Von Bertrab, 2003; Von Bertrab *et al.*, 2011; Bonilla, 2015).

Recientemente, se ha publicado un documento preliminar sobre la caracterización de la subcuenca Río Santiago Guadalajara, como parte de un *Plan de Manejo* del agua en dicha región, elaborado por Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental de la UNAM (CIGA, 2016).

Por último, de acuerdo con la Secretaría de Medio Ambiente para el Desarrollo Territorial de Jalisco, la oficina de proyectos de las Naciones Unidas (UNOPS, por sus siglas en inglés) entregará al gobierno estatal, en verano de 2017, "*un informe con recomendaciones para la planificación de obras de infraestructura hidráulica en la subcuenca del río Verde, dentro del estado de Jalisco*". Dicho trabajo estará basado en un balance hidrológico que permita *fortalecer la gobernanza* de los recursos hídricos en la región (UNOPS, 2017).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

3.2.2 Contexto jurídico y debate sobre el modelo de gestión

En el II Foro Mundial del Agua (celebrado en el año 2000) se ha señalado que "*la crisis del agua es a menudo una crisis de gobernabilidad*" (Embid y Martín, 2015). Por ello, es conveniente considerar el debate público de las últimas décadas relativo a legislación y gestión de los recursos hídricos en la región donde se encuentra la CRS.

3.2.2.1 El contexto latinoamericano

Desde finales del siglo XX hasta la actualidad, América Latina ha sufrido cambios en la regulación de sus recursos naturales debido a la influencia del neoliberalismo económico, con particular intensidad en la privatización y concesión de servicios públicos (Williamson, 2006; Castro, 2007; Solanes, 2013). Desde 1990, la privatización de la gestión de los recursos

hídricos ha sido un emblema de las políticas de desarrollo. Se argumenta que el sector privado puede ofrecer mejores prestaciones y costos menores que los organismos públicos (Bakker, 2010) y que, por tanto, el mercado puede desempeñar una función reguladora en el control de los problemas ambientales y de la administración de los recursos hídricos (Valencia, 2010). A pesar de esta presión, existen pocos precedentes de países donde los gobiernos han promovido la privatización total de la gestión del agua. Chile es la máxima expresión de este modelo. En 1981, bajo un sistema totalitario, el gobierno cedió la propiedad de los recursos hídricos a empresas privadas (Embid y Martin, 2015). Durante la misma época, Perú siguió el mismo camino, aunque finalmente no prosperó (Solanes, 2013). En México, Brasil, Panamá y Costa Rica la privatización del agua tuvo cierto avance en la década de 1990 (Martínez-Lagunes y Rodríguez-Tirado, 1998) y actualmente sigue en cuestión. Según Embid y Martin (2015), últimamente se han retirado de la discusión ciertas propuestas planteadas por estos cuatro gobiernos, que promovían abiertamente la desnacionalización de los recursos hídricos. En contraparte, otros países en condiciones similares han incorporado el agua como un bien de dominio público nacional y como un derecho explícitamente recogido en sus constituciones (Uruguay en 2004, Ecuador en 2008 y Bolivia en 2009). Estos últimos países han prohibido expresamente la privatización de los recursos hídricos, sobre todo los servicios de abastecimiento y saneamiento (CEPAL, 2015).

3.2.2.2 El contexto mexicano

Desde su promulgación, el artículo 27 de la Constitución mexicana (1917) consideraba el agua como un bien de interés público para "*hacer una distribución equitativa, evitar la destrucción de los elementos naturales y cuidar su conservación*". Sin embargo, no es hasta la reforma al artículo 4, en 2012, cuando se considera que: "*Toda persona tiene derecho al acceso, disposición y saneamiento de agua para consumo personal y doméstico en forma suficiente, salubre, aceptable y asequible*". Además, se puntualiza que el suministro de estos servicios es responsabilidad de los municipios con el concurso de los estados. Entre 1917 y 2017, la legislación y la gestión de los recursos hídricos en México han sufrido distintas etapas, que se mencionan brevemente a continuación.

En 1917 se creó la Dirección de Aguas, Tierras y Colonización; en 1926, la Comisión Nacional de Irrigación (CNI), que posteriormente pertenecería a la Secretaría de Recursos Hidráulicos en 1946. Hasta entonces, la prioridad imperante había sido fomentar el crecimiento económico, mientras que los servicios ambientales se consideraban como insumos gratuitos para el proceso de industrialización (INE, 2007; Tetreault *et al.*, 2012). En 1982, se promulgó la Ley Federal de Protección al Ambiente, que fue reemplazada por la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) en 1988. Esta última contaba con

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

una mayor capacidad regulatoria, basada en normas específicas y sanciones (Navarro-García y Regalado, 2006; Tetreault *et al.,* 2012). El discurso de cuidado del medio ambiente comenzó a cobrar importancia con la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE) en 1983 (Navarro-García y Regalado, 2006), creada para sustituir a la Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas (SAHOP). Y en 1989 se creó la CONAGUA. A principios de los años noventa del pasado siglo, la administración empezó a aplicar la LGEEPA de manera selectiva y enfocada en el sector industrial, con el objetivo de regular y vigilar a las empresas que fueran causantes del mayor grado de contaminación (Micheli, 2002; Tetreault *et al.,* 2012).

La Ley de Aguas Nacionales (LAN), vigente desde 1992, define que la explotación, el uso o aprovechamiento de aguas nacionales se realicen mediante la concesión que otorgue la CONAGUA, que a su vez tiene el mandato de promover el uso eficiente del agua, la mejora en la administración y las acciones de legislación. Sin embargo, la LAN ha sido una de las primeras legislaciones en el mundo en adoptar el cuarto principio de la Declaración de Dublín (Solanes y González-Villareal, 1999), según el cual: "*El agua tiene un valor económico en todos sus diversos usos en competencia a los que se destina y debería reconocérsele como un bien económico*". De esta manera, según Von Bertrab (2015), México inició el camino hacia la privatización del agua, dictado por el Fondo Monetario Internacional (FMI), el Banco Mundial, el Banco Interamericano del Desarrollo (BID) y por la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE).

En febrero de 2015, se presentó el planteamiento de una nueva LAN ante la Cámara de Diputados de México, que remplazaría a la Ley de 1992. La iniciativa fue retirada en marzo del mismo año, debido al elevado descontento producido en diversos sectores de la academia y sociedad civil. No obstante, continúa en discusión. Entre los puntos más debatidos de esta nueva legislación está la promoción manifiesta de trasvases entre las cuencas del territorio, sobre todo para su utilización en minería y fracturación hidráulica –*fracking*- (Artículo 116), mientras que únicamente se garantiza una dotación de 50 l/habitante/día para la población, lo que supone la mitad de la recomendada por la OMS (2014).

Académicos de la UNAM (2015) indicaron que los recursos hídricos deben gestionarse, principalmente, como un bien social y cultural y no como un bien económico. Sin embargo, se consideró que la propuesta de la nueva LAN otorgaba un privilegio al mercado y actores económicos por encima de los derechos civiles y del equilibrio ecológico. El Artículo 80 planteaba que las autoridades deberán fomentar la participación privada en la prestación de los servicios públicos, mientras que el Artículo 98 señalaba que, con excepción de los emitidos para uso doméstico, los títulos de concesión podrían transmitirse dentro de una misma

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

cuenca o acuífero. En regiones como la CRS, donde existe una alta competencia de agua, quien tenga mayor poder económico podrá asegurar el abastecimiento de agua y, en contraste, quien tenga menos difícilmente lo conseguirá (Von Bertrab, 2015). Por otra parte, el Artículo 267 (Fracción XXVI) de dicha iniciativa facultaba a la CONAGUA a sancionar, hasta con 50.000 días de salario mínimo (aproximadamente 169.500 €), a cualquiera que realice estudios, muestreos, análisis y/o actividades de remediación en ecosistemas hidrológicos del territorio mexicano, sin contar con un permiso expedido por dicha institución (DOF, 2015c). Lo anterior podría restringir la posibilidad de emprender trabajos científicos como la presente tesis doctoral, al no contar con autorización expresa de dicha institución. Numerosos académicos han considerado que esto último atenta contra el desarrollo de conocimiento alternativo al oficial (Unión de Científicos Comprometidos con la Sociedad –UCCS-, 2015).

3.2.3 Demografía y socio-economía en el área de estudio

La región hidrológica administrativa Lerma-Santiago-Pacífico (Figura 1.2) es la más poblada del país. Aunque en ella reside el 20% de los habitantes, sólo cuenta con el 8% del *agua renovable* nacional (CONAGUA, 2014), entendiéndola como la cantidad máxima de agua que es factible aprovechar anualmente sin alterar el equilibrio hidrológico. Existe una fuerte presión hídrica en la cuenca, resultado de la baja disponibilidad natural de agua y de una intensa actividad productiva concentrada en las urbes.

Como ya se ha dicho, el número de habitantes en el área de estudio se estima en 7,5 millones distribuidos en 123 municipios (Figura 3.42), de los que más de 5 millones corresponden sólo a la porción de la CRS en el estado de Jalisco, localizada principalmente en la parte alta de la cuenca, donde además se registran las principales actividades industriales y agropecuarias demandantes (y potencialmente contaminantes) de agua (INEGI, 2010a; CONAGUA, 2014; Universidad de Guadalajara, 2009). El Producto Interior Bruto (PIB) en la CRS representó el 6,56% del total nacional en 2010 (INEGI, 2010), aunque este resultado depende de la dinámica económica en las zonas metropolitanas, por lo que es desigual a escala de la demarcación hidrográfica. El desarrollo productivo en la cuenca del río Santiago se concentra principalmente en las tres grandes ciudades que engloba, donde se reúne más del 77% de los habitantes: Guadalajara (con casi 4,5 millones de personas), Aguascalientes (cerca de 1 millón) y Tepic (con menos de medio millón) –véase cuadro 3.8-.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Zona metropolitana	Habitantes	Municipios que la integran
Guadalajara	4.434.878	Guadalajara, Zapopan, Tlaquepaque, Tonalá, Juanacatlán, El Salto, Ixtlahuacán de los Membrillos y Tlajomulco de Zúñiga
Aguascalientes	932.369	Aguascalientes, Jesús María y San Francisco de los Romo
Tepic	429.351	Tepic y Xalisco (estado de Nayarit)

Cuadro 3.8 Población en las principales ciudades del área de estudio (con información de INEGI, 2010a, 2016; COCURS, 2013)

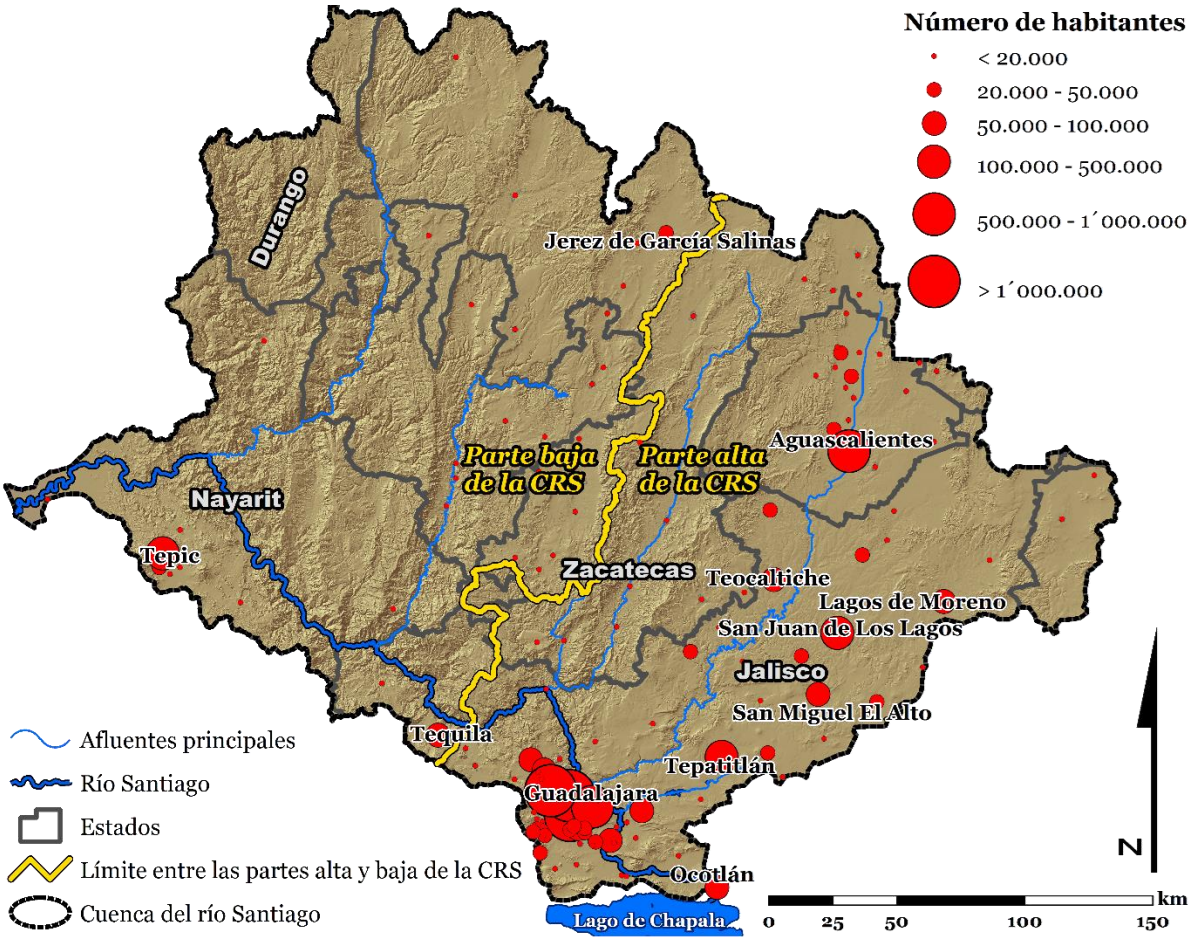


Figura 3.42 Distribución de la población en los principales núcleos urbanos del área de estudio (con información de CONAGUA -2006- e INEGI -2010-)

La Ciudad de México, Guadalajara y Monterrey (véase figura 1.1) se cuentan entre las cien urbes más pobladas del mundo. La capital de Jalisco se sitúa en el 84° lugar, seguida por Sidney (Birkhoff, 2015). En Latinoamérica ocupa el décimo puesto en dicho listado. A diferencia de lugares como Sidney o Buenos Aires, López-Ramírez y Ochoa (2012) señalaron que Guadalajara es insostenible porque externaliza los costes ambientales de la producción de alimentos, recursos minerales, generación de energía, combustibles y del agua que importa

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

desde otras cuencas. Se estima que esta ciudad produce 5.107 t diarias de residuos (SEMARNAT, 2010), que son depositados en la periferia o sobre sus cauces y acuíferos sin considerar las medidas de protección adecuadas. De acuerdo con el Sistema Intermunicipal de Agua Potable y Alcantarillado (SIAPA), el consumo medio de agua de la metrópoli tapatía es de alrededor de 250 l/habitante/día y las descargas de aguas residuales se estiman en 0,63 hm^3/d, (Ochoa y Bürkner, 2012; SIAPA, 2016). Las proyecciones indican que la población de Guadalajara llegará a 7,03 millones de habitantes en 2025 (INEGI, 2010a). Aunque será difícil alcanzar tal población, se espera que los problemas de falta de agua para abastecimiento y que la contaminación de las fuentes de agua sufran un aumento significativo en los próximos años.

Como ya se ha dicho, las actividades económicas preponderantes y las mayores aglomeraciones se localizan en la parte alta de la cuenca. En dicho sector se han establecido los focos de desarrollo económico, e.g. los corredores industriales de El Salto y Aguascalientes, la actividad comercial y oferta de servicios de manufactura en Guadalajara y el desarrollo agropecuario en otras ciudades medias en el estado de Jalisco (CONAGUA, 2006; Navarro-García *et al.*, 2014; CEA–IMTA, 2015). En la parte baja, en cambio, son escasas (Cuadros 3.9 y 3.10). La zona del estado de Durango, al NO del área de estudio, con una superficie de casi 4.000 km^2, se encuentra prácticamente despoblada (Figura 3.42).

Zona de la CRS (véase figura 3.42)	**Población urbana**	**Población rural**	**Población total**
Parte alta	5.945.920	724.505	6.670.425
Parte baja	530.691	258.014	788.705
Total	6.476.611	982.519	**7.459.130**

Cuadro 3.9 Número de habitantes en la CRS (información de INEGI, 2010a)

Zona de la CRS (véase figura 3.42)	**Sectores económicos productivos**			**Total**
	Primario	*Secundario*	*Terciario*	
Parte alta	*$33.606.090*	*$158.854.505*	*$317.925.737*	*$510.386.332*
Parte baja	*$4.140.071*	*$10.978.585*	*$26.961.423*	*$42.080.078*
Total	*$37.746.161*	*$169.833.090*	*$344.887.159*	***$552.466.411***

Cuadro 3.10 Producto Interior Bruto (PIB) en la CRS [*pesos mexicanos*], desglosado por sector económico y por zona de la CRS. El total equivale a **~30 millones de euros** (con información de: INEGI, 2010a; CONAGUA, 2010)

Según la *Confederation of Danish Industry* (2014), México es el país más competitivo del mundo en términos de costos e impuestos, ya que presenta un bajo nivel de gasto por mano de obra, a la par que una carga tributaria baja e impuestos favorables para las empresas. McCulligh (2014) se ha señalado que esto se traduce en un importante desarrollo industrial en el área de estudio, especialmente en la producción en serie y en actividades agrícolas

En 1935 *Nestlé* construyó su primera fábrica en la cuenca del río Santiago (Delgado *et al*, 2014), localizada en Ocotlán (véase figura 3.42). El corredor industrial de Jalisco experimentó un crecimiento más acelerado durante la década de 1970, especialmente en El Salto (véase mapa de situación –Anexo I-), donde grandes corporaciones trasnacionales iniciaron su actividad. Guadalajara es conocida como el "*Mexican Silicon Valley*" por su gran impulso en la fabricación de componentes de electrónica y *software*. En esta zona conurbada se han instalado plantas de manufactura para diversas compañías multinacionales, entre ellas las siguientes: *GE*, *IBM*, *Kodak*, *Intel*, *HP*, *Flextronics*, *Jabil Circuit*, *Sanmina-SCI*, *Gateway*, *Dell*, *Blackberry*, *Texas Instruments, Solectron* (CONAGUA, 2010; INEGI, 2012a). Después de la Ciudad de México, la capital jalisciense juega el papel más importante en la industria farmacéutica y de joyería, y está entre las principales en producción de calzado. Del mismo modo, desde 1980, la industria de Aguascalientes se distingue por tener una gran producción en el sector textil (CANAIVE, 2010) y en el automotriz, modalidad en la que destaca la planta de *Nissan Mexicana*. En todos los sectores industriales mencionados, se utilizan sustancias potencialmente contaminantes de las aguas superficiales y subterráneas. Buena parte de la población de escasos recursos económicos en las ciudades de la CRS se dedica a las actividades de manufactura. El número de mujeres obreras en el área de estudio (42%) está por encima de la media nacional; sólo el 11% de las mujeres ocupa un cargo de alto rango (INEGI, 2010a; CONAGUA, 2010).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En términos de producción agrícola, la CRS abarca la zona de mayor cultivo de agave en el mundo. Simultáneamente, la región denominada Altos de Jalisco, localizada entre Tepatitlán y Lagos de Moreno (Figura 3.42), tiene una gran actividad ganadera (Figura 3.43). Este último territorio está entre los primeros lugares en elaboración y exportación de productos pecuarios a nivel nacional, i.e.: huevo, carne de cerdo, carne de ave, carne de bovino y lácteos (Casillas y González, 2009; INEGI, 2012). De acuerdo con el Programa Hídrico de Jalisco (CONAGUA, 2009a), el 88% del sector ganadero en los alrededores de San Juan de Los Lagos depende de la extracción de ~13 hm^3/año de agua subterránea. Los sondeos en dicha región tienen más de 400 m de profundidad media y el nivel piezométrico desciende a razón de 0,4 m/año (Casillas y González, 2009).



Figura 3.43 Actividad ganadera en la parte alta de la CRS, en el municipio de San Juan de Los Lagos, Jalisco –véase mapa de situación en el anexo I-

En contraste con las zonas urbanas, una parte considerable de los habitantes de la zona baja de la cuenca pertenece a los pueblos prehispánicos Wixáritari y Nayeeri (también llamados *Huicholes* y *Coras*), que se encuentran sobre todo en el norte de Jalisco, sur de Zacatecas, SE del estado de Durango y parte occidental de Nayarit. La mayoría de ellos se encuentran en situación de alta y muy alta marginación (Ochoa, 2001; CONEVAL, 2014; INEGI, 2010; CONAGUA; 2014). Tres de los once factores condicionantes de esta situación están relacionados con el acceso al servicio de abastecimiento y saneamiento de agua (Sámano-Romero *et al.*, 2016). Según la CONAGUA (2010), más del 25% de la población rural de la CRS no tiene infraestructura para dotación de agua potable (Figura 3.44), esto equivale a ~245.630 personas, mientras que ~341.606 campesinos (35% de la población rural) carecen de servicios de saneamiento.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA



Figura 3.44 Fotografía de una mujer de la comunidad wixárika que recoge agua de un pozo en San Andrés Cohamiata (Municipio de Mezquitic), en la subcuenca del río Huaynamota, en el norte de Jalisco –véase mapa de situación en el anexo I- (Fotografía de Dinah Cuevas S.)

3.2.4 *Oferta y demanda de agua en la cuenca*

Con el aumento de la población durante el último siglo, la disminución de la disponibilidad per cápita de agua sobre el territorio mexicano se ha acelerado de forma exponencial (Figura 3.45). Según los censos y estimaciones del INEGI, mientras que en 1910 se contaba con 31.000 m³/habitante/año, para el año 1950 había disminuido hasta poco menos de 18.000 m³/habitante/año. En 1970, esta disponibilidad se situó por debajo de 10.000 m³/habitante/año y siguió reduciéndose, hasta que en 2005 era de 4.573 m³/habitante/año. Finalmente, en el censo nacional realizado en 2010, esta relación había caído hasta 4.230 m³/habitante/año para la toda la población del país y se estima que descienda a 3.700 m³/habitante/año en 2020 (INEGI, 2010; CONAGUA, 2014a). No se detallan las variables consideradas para determinar dichas proyecciones a futuro.

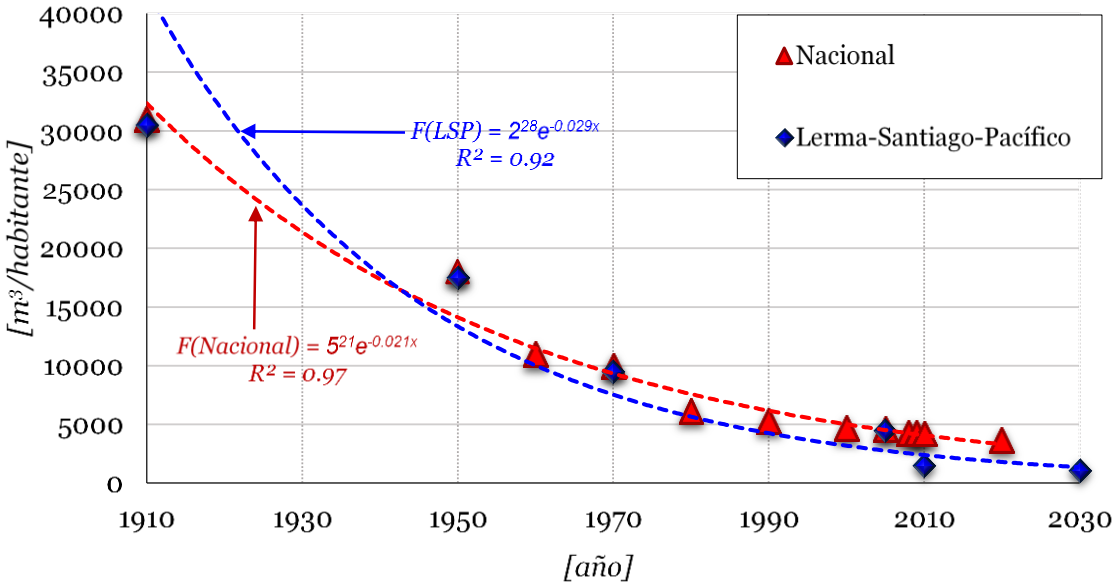


Figura 3.45 Gráfico de la disminución exponencial de la disponibilidad de agua (1910-2030) en México y en la región administrativa Lerma-Santiago-Pacífico (con información de INEGI, 2010; CONAGUA, 2014a; Navarro-García *et al.*, 2014; Delgado *et al.*, 2014)

Actualmente, en la Región Hidrológica Administrativa "Lerma-Santiago-Pacífico" (Figura 1.2), la relación de disponibilidad de agua para la población se ha estimado como muy baja, valorada entre 1.300 y 2.000 m³/habitante/año para toda la demarcación (CONAGUA, 2014). De acuerdo con las proyecciones estimadas por la CONAGUA (Figura 3.46), esta disponibilidad disminuirá hasta 1.109 m³/habitante/año desde 2006 a 2030 (Cotler y Caire, 2009; INEGI, 2010; CONAGUA, 2013; Navarro-García *et al.*, 2014). La reducción de la dotación se atribuye, principalmente, al evidente aumento de la población, a la par que la explotación desmedida de los recursos hídricos, precipitada desde el comienzo de las actividades industriales intensivas en los años cincuenta del siglo XX (UNESCO, 1963;

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Rodríguez y Cota, 2005; Durán y Torres, 2006; Cervantes *et al.*, 2014). Otro factor que interviene en esta proyección desfavorable es el incremento previsible de la temperatura sobre la región, disminución de las lluvia, con el consiguiente aumento de las tasas de evaporación y evapotranspiración (Gratiot *et al.,* 2010; OECD, 2013). Además, cabe resaltar que los cálculos oficiales de agua disponible, únicamente estiman el volumen y no consideran su estado químico. Es decir, puede suceder que el agua "disponible" no necesariamente cumpla con los parámetros de calidad adecuada para su utilización, lo cual debe ser considerado como un factor limitante durante la cuantificación de los recursos hídricos aprovechables (Jiménez Cisneros *et al.*, 2010).

Según la CONAGUA (2006), la oferta de agua superficial y subterránea para la parte alta de la CRS había sido de 1.344 y 1.040 hm^3/año, respectivamente.

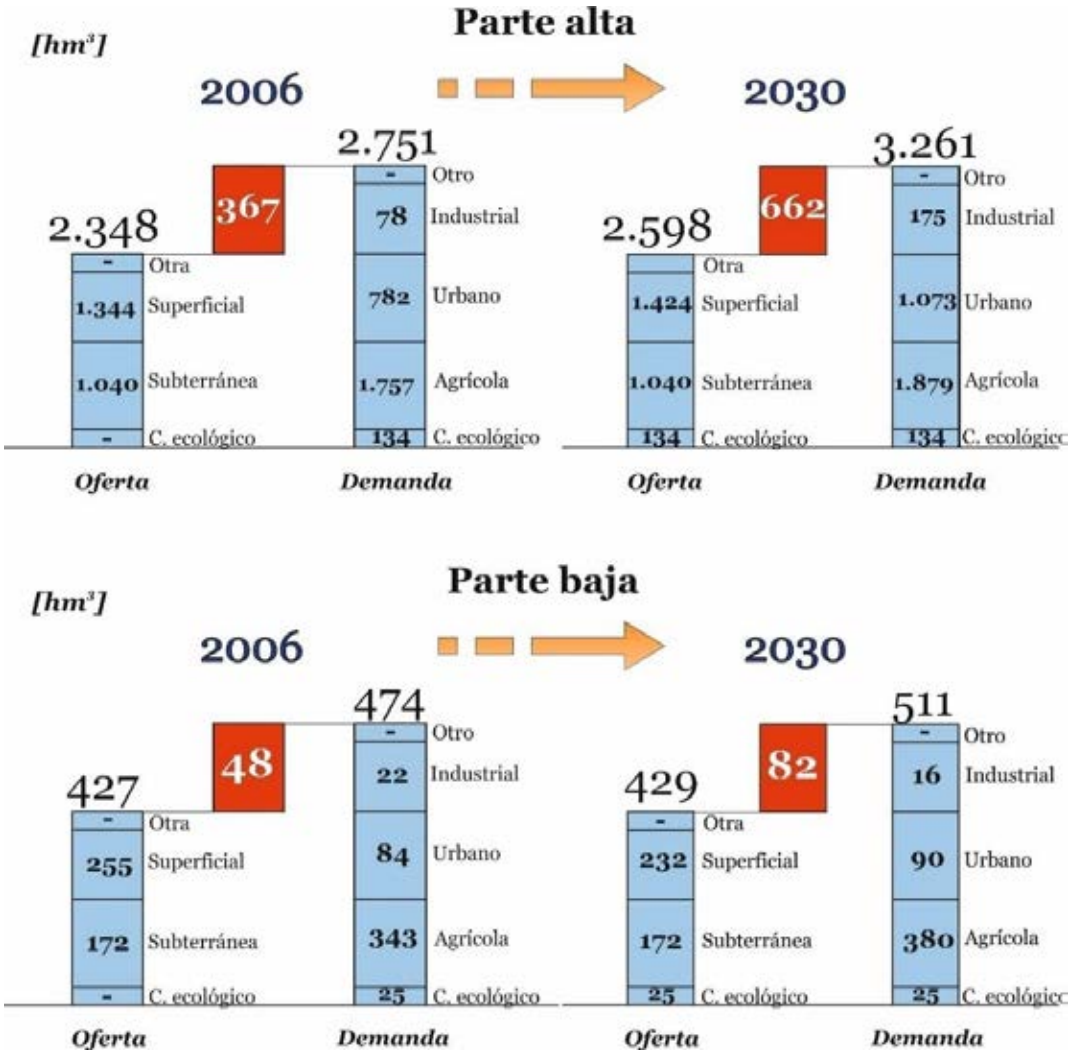


Figura 3.46 Esquema del análisis prospectivo de la CONAGUA en la cuenca del río Santiago, respecto al déficit entre oferta y demanda de agua, entre 2006 y 2030 (modificado de *Agenda del Agua 2030* -CONAGUA, 2006-)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Según la información de la figura 3.46, se espera que para el año 2030 el caudal de agua superficial se incremente hasta 1,424 hm^3/año, mediante la construcción de embalses. En el caso de los recursos hídricos subterráneos, se estima que la oferta se mantendrá igual, tanto para la zona baja como para la alta de la cuenca, hasta el año 2030 (1.040 y 172 hm^3/año, respectivamente). En la parte baja de la CRS, la oferta de agua superficial, en 2006, era de 255 hm^3/año y se considera una disminución en 23 hm^3/año en las proyecciones al año 2030. En la parte alta de la CRS, en 2006 existía un déficit de 367 hm^3/año y se proyecta que éste aumente hasta 662 hm^3/año para el año 2030. Concretamente se estima un aumento de 97 hm^3/año para la demanda industrial, 291 hm^3/año para uso público-urbano; 122 hm^3/año para uso agropecuario y no se consideran variaciones en el volumen asignado al caudal ecológico (Figura 3.46). En la zona baja de la cuenca, en el año 2006 se ha estimado que había un déficit de 48 hm^3 entre oferta y demanda, con una proyección de aumento a 82 hm^3/año para el 2030. En concreto, en el año 2030 se espera una reducción de 6 hm^3/año, tanto en la demanda de agua para uso industrial como en la de abastecimiento urbano, y un aumento de 37 hm^3/año en el sector agropecuario.

3.2.5 Gestión de los recursos hídricos y fuentes de abastecimiento

Según los registros del Programa Hídrico Regional y de otras fuentes de información consultadas (CONAGUA, 2009a, 2012; COCURS, 2013; Navarro-García *et al.*, 2014), entre 2010 y 2012, las extracciones de agua (superficial y subterránea) en la cuenca del río Santiago se estimaron en ~2.455 hm^3/año, de los que el 22,39% está asignado al abastecimiento urbano, 67,64% para agricultura, 2,85% para el uso industrial, 0,25% a uso pecuario y 6,87% a otros usos (CONAGUA, 2012). Cabe precisar que del total del volumen asignado a una concesión, el 43,3% se utiliza en usos consuntivos (Figura 3.47), es decir, casi la mitad del agua extraída no se devuelve al sistema hidrológico después de su utilización, sino que es consumida por tales actividades, exportada en forma de productos, trasvasada o evaporada. Considérese también que la mayor parte del agua destinada a usos no consuntivos corresponde al volumen asignado a la generación de energía hidroeléctrica.

Mahlknecht y Pastén (2013) han destacado que, de todo el país, la región Lerma-Santiago-Pacífico (Figura 2.2) es una de las que tiene más concesiones destinadas a usos consutivos. Como se muestra en el gráfico de la figura 3.47, de los 1.063 hm^3 que se estima cuentan con una concesión para usos consuntivos en la CRS, el 35% proviene de fuentes de agua superficial y el 65% de subterráneas. La mayor parte de este último volumen (73%) es utilizado en actividades de agricultura y el 21% para el abastecimiento público urbano (CONAGUA, 2012) –véase cuadro 3.11-.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

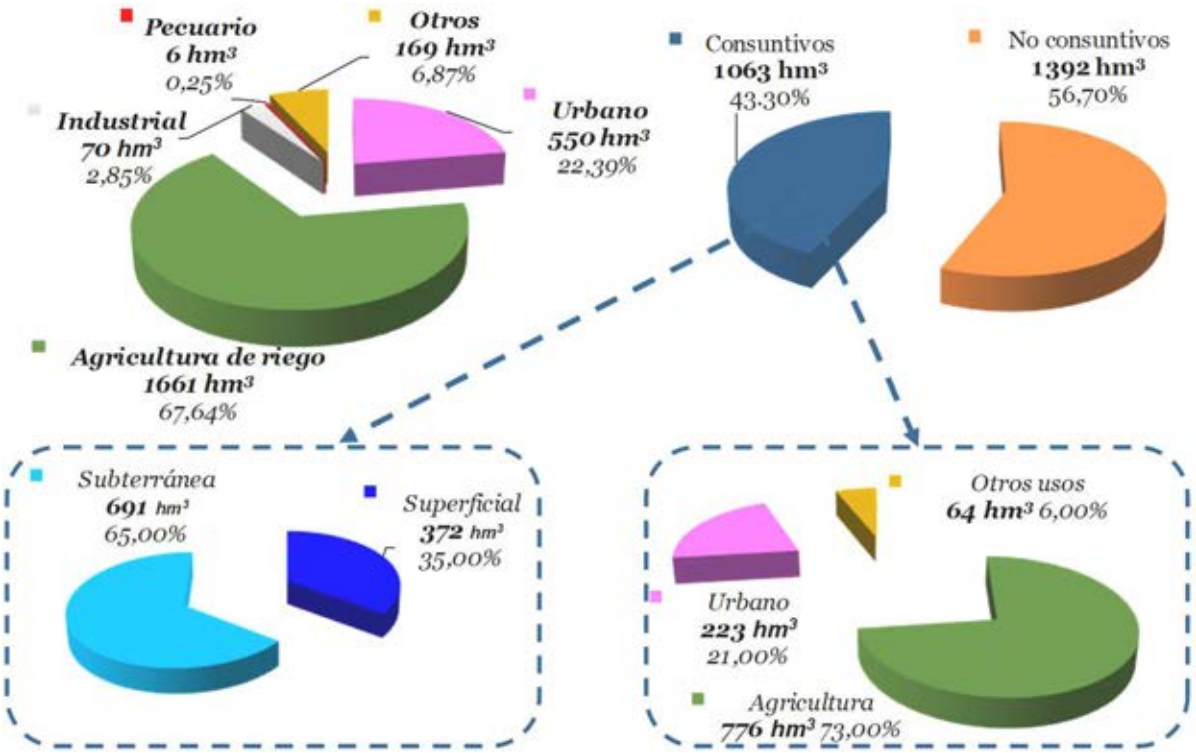


Figura 3.47 Gráficos de la proporción aproximada de volumen de agua, bajo distintas concesiones, en la cuenca del río Santiago (Elaborados a partir de CONAGUA, 2012, 2013, 2014; Navarro-García *et al.*, 2014)

Fuente	***Abastecimiento urbano***	***Agrícola***	***Industria***	***Total***
Subterránea	389	1.073	128	*1.59*
Superficial	124	724	17	*865*
Total	***513***	***1.797***	***145***	***2.455***

Cuadro 3.11 Volumen de agua [*hm³/año*] asignado en la CRS (CONAGUA, 2012)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En los gráficos de la figura 3.48 se presentan los porcentajes de aguas subterráneas y superficiales que han sido asignados a cada tipo de uso.

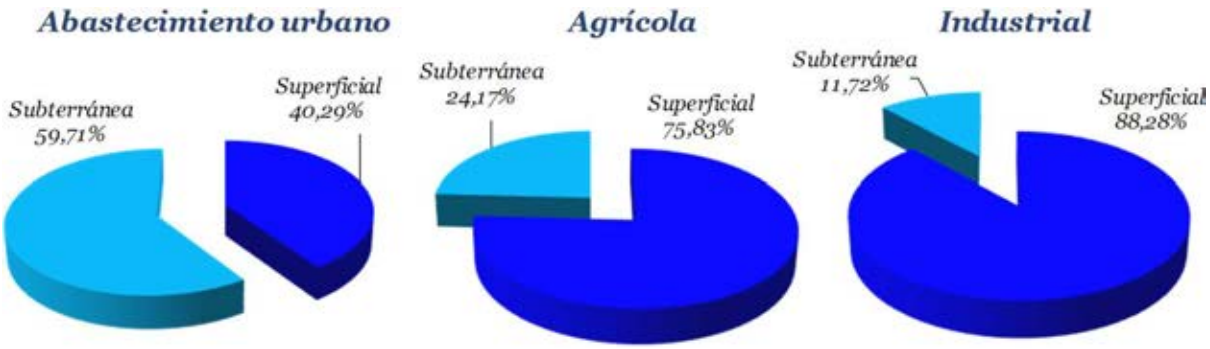


Figura 3.48 Gráficos de la proporción del agua subterránea y superficial, por tipo de concesión, en la cuenca del río Santiago (con información de CONAGUA, 2012)

Del total aproximado de 2.455 hm^3 anuales asignados a un determinado uso (i.e. concesión) en el ámbito de la cuenca, la mayor parte es agua subterránea y el uso agrícola es el que más volumen requiere (Cuadro 3.11 y figura 3.47). Cabe precisar que la mayor parte de la agricultura de regadío que se lleva a cabo en el área de estudio está directamente relacionada con las actividades de ganadería a gran escala (CONAGUA, 2010). Las obras de abastecimiento de agua son dedicadas casi exclusivamente a grandes empresas de producción. Además, de acuerdo con Morales-Hernández y Bernardo (2011), los proyectos de abastecimiento, mediante la construcción de infraestructura hidráulica en la cuenca, no suelen considerar las necesidades de dotación de agua que requieren los pequeños agricultores, quienes conforman la mayoría de la población rural.

3.2.6 Infraestructura hidráulica

La Comisión Mundial de Presas –WCD- (2000), al igual que otras organizaciones civiles y gubernamentales a escala global (e.g. DMA, BM, ONU), han documentado la gran magnitud de los impactos ambientales causados por la construcción de grandes embalses (Arrojo, 2006; Jiao *et al.*, 2007; Heath y Plater, 2010; Torabi *et al.*, 2014; Seliger *et al.*, 2015). Han concluido que dichas obras suponen proyectos poco sustentables. Sin embargo, históricamente, el proceso de planificación hídrica en México, ha estado asociado a la construcción de embalses (Castelán, 1999). Se han construido grandes presas, planificadas desde el gobierno nacional, desde tiempos de la Comisión de Irrigación a principios del siglo XX (véase apartado *3.2.2.2*). Actualmente, la construcción de estas infraestructuras está a cargo de la CONAGUA y la Comisión Federal de Electricidad.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En México, el 67% de la lluvia ocurre durante 4 meses al año; por ello se ha justificado el almacenamiento mediante embalses como una reserva estratégica, para abastecimiento urbano y agrícola, así como para la generación de energía eléctrica.

Hace más de 40 años, Nace (1973) y Llamas (1975) utilizaron el término "hidroesquizofrenia" para describir la actitud mental de los funcionarios (en Estados Unidos y España, respectivamente) encargados de la gestión de los recursos hídricos, quienes, por un lado, prestaban escasa atención a la gestión de las aguas subterráneas, mientras que, por otro, se empeñaban en satisfacer cualquier demanda mediante la regulación de las aguas superficiales. Actualmente, en la gestión pública del agua en México, y especialmente en la CRS, se observa dicha separación radical entre los proyectos relacionados con las aguas superficiales y los relativos a las aguas subterráneas. Además, en el área de estudio se ha gobernado a través de una "hidrocracia" desde la década de 1970. Es un término que Wester (2008) utiliza en su tesis doctoral sobre la gobernanza del agua en la cuenca Lerma-Chapala

(al sur de la CRS –Anexo I-), y lo define como la burocracia mexicana que impulsa la continua misión de *aprovechar* los recursos hídricos mediante obras de ingeniería. Este mismo planteamiento considera, además, que si el agua no sirve para producir un bien económico está siendo *desperdiciada* (Wester *et al*, 2009; Von Bertrab *et al.*, 2011). Von Bertrab (2015) indicó que este tipo de gestión está invariablemente acompañada de la impulsión de vistosas obras civiles, sin considerar la alteración del ciclo hidrológico como una limitante para su ejecución.

Wester (2008) subrayó que los acuerdos para las grandes obras de infraestructura se desarrollan con el denominado "*triángulo de hierro*" (McCool, 1994), conformado por la alianza entre políticos, la hidrocracia y las empresas constructoras con las que se celebran importantes contratos para llevar a cabo obras públicas. Estos proyectos generalmente son gestionados con poca información pública de la planificación, y son descritos ante la opinión pública como fundamentales para el desarrollo.

El gobierno mexicano promueve y coordina el financiamiento de la infraestructura en el sector de agua potable y saneamiento enfocando la mayor parte de sus esfuerzos a la realización de grandes obras, como una acción prioritaria. Durante el 2010, las inversiones de CONAGUA fueron de alrededor de 765 millones de dólares para agua potable y de 1.270 millones para saneamiento. En el año 2011 la inversión alcanzó 754 millones en agua potable y 1.805 millones en saneamiento. En el 2012, 906 y 1.942 millones respectivamente, lo que muestra una tendencia ascendente la financiación de estas obras. Las mayores inversiones en saneamiento de los años 2011 y 2012 se explican por un aumento sustancial en la construcción de plantas depuradoras de aguas residuales de gran tamaño. Para el periodo 2014-2018, se prevé una inversión por encima de los 20 mil millones de dólares, muy significativa en comparación con el registro histórico a escala nacional (CEPAL, 2104; CONAGUA, 2015a).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Sobre el río Santiago se han construido varios embalses de gran volumen. Dadas sus características topográficas (véase apartado *3.1.1*), es factible la captación de un volumen considerable de agua mediante presas y disponer de buenas condiciones para instalar obras hidroeléctricas. Por ello, el río Santiago tiene un papel importante como fuente de generación de energía a nivel nacional. De acuerdo con la Secretaría de Energía de México –SENER- (2015), el sistema de producción de energía en la CRS tiene una capacidad instalada de 2.530 MW, mediante cuatro importantes embalses: Santa Rosa (70 MW) en Jalisco y La Yesca (750 MW), El Cajón (750 MW) y Aguamilpa (960 MW) en Nayarit. Además, existen otras centrales de generación hidroeléctrica en la zona de estudio, así como embalses destinados al abastecimiento de agua para uso urbano y riego (cuadro 3.12).

Nombre común	Río	Municipio	Año de construcción	Volumen medio	Capacidad de generación de energía eléctrica
				[hm^3]	[MW]
Aguamilpa	Santiago	Tepic	1993	5540	960,0
El Cajón		Santa María del Oro	2006	2282	750,0
Santa Rosa		Amatitán	1964	258	61,0
La Yesca		La Yesca	2012	1392	750,0
El Jileño		Santiago Ixcuintla	1972	-	-
San Rafael		El Nayar	1994	26	28,8
Colimilla		Tonalá	1950	ND	51,2
Intermedia			1963	-	5,32
Puente Grande			1912		9,0
Calderón	Calderón	Zapotlanejo	1991	100	-
El Chique	Juchipila	Tabasco	1959	140	-

Cuadro 3.12 Principales embalses en la cuenca del río Santiago (CONAGUA, 2014; SENER, 2015)

En el mapa de la figura 3.49 se localizan los proyectos de infraestructura considerados en el programa hídrico del estado de Jalisco (CEA, 2015), planificados para aumentar el abastecimiento de agua en la parte alta de la CRS y en la ciudad de León (Guanajuato), donde se han registrado problemas debidos a la sobreexplotación y contaminación de acuíferos (Lerner, 2004).

Desde 2011, el proyecto del embalse El Zapotillo se encuentra en fase de construcción. Dicho proyecto supone la inundación de tres pequeñas comunidades (Temacapulín, Acasico y Palmarejo); se pretende almacenar 271 hm^3 de agua del río Verde, en el estado de Jalisco, para realizar un trasvase destinado al abastecimiento de León (véase mapa de la figura 3.49), con casi de 2 millones de habitantes y una importante actividad industrial. En un segundo término, el proyecto contempla contribuir a la dotación de Guadalajara y asistir al abastecimiento de los núcleos urbanos más importantes en la región de Altos de Jalisco (San Juan de los Lagos, Lagos de Moreno, Jalostotitlán, Unión de San Antonio, San Julián, San Miguel El Alto, Nochistlán, Yahualica y Teocaltiche) -Figura 3.49-, mediante un ramal en el acueducto proyectado. En definitiva, el embalse de El Zapotillo pretende aumentar la oferta de dotación de agua aunque ésta se establezca por encima de la capacidad natural de los ecosistemas hídricos del territorio.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

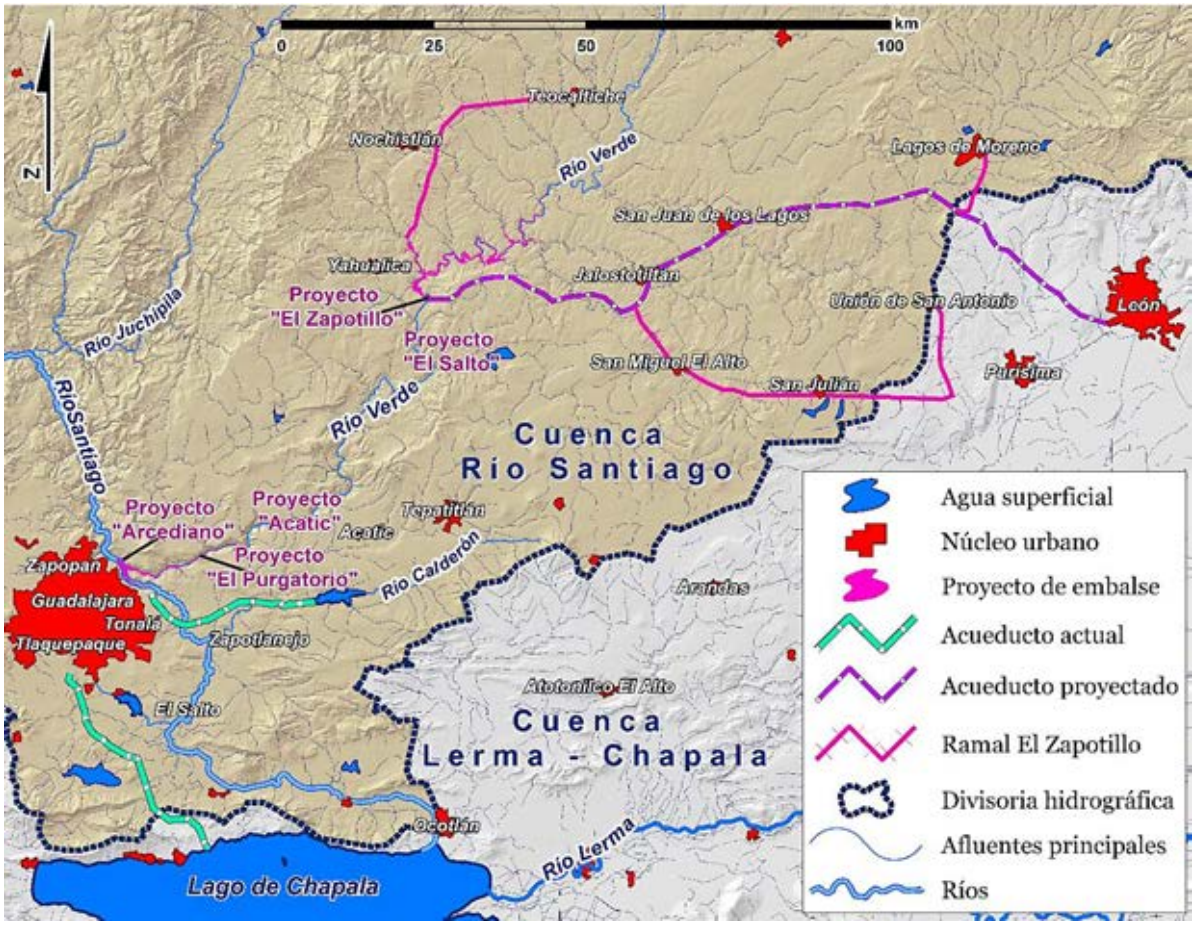


Figura 3.49 Localización de los proyectos hidráulicos para abastecimiento de las poblaciones de León (Guanajuato), Altos de Jalisco y Guadalajara (elaborado a partir de la información del programa hídrico 2013-2018 del estado de Jalisco)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Otro proyecto que actualmente está en construcción es el del embalse denominado El Purgatorio, sobre el río Verde (Figura 3.49). Se prevé que dicha obra tenga una capacidad de 3,5 hm^3. Se proyecta que el embalse sea concluido en 2017 y su tiempo de vida útil terminaría en 2047 (Casillas y González, 2009; CEA, 2015).

El proyecto del embalse de Arcediano (Figuras 3.49 y 3.50) fue propuesto por la CONAGUA y el gobierno estatal de Jalisco como la solución a los problemas de abastecimiento en Guadalajara, en el año 2002. Dicha obra, preveía almacenar un volumen de 404 hm^3 y se localizaría en la confluencia de los ríos Verde y Santiago, en la Barranca de Huentitán. El proyecto planteaba, además, la construcción de una gran estación depuradora de aguas residuales, con capacidad para tratar un caudal de 11 m^3/s de aguas del río Santiago mezcladas con las del río Verde. El efluente tratado sería bombeado a una altura de 500 m, para dotar a la población de Guadalajara (CEAS, 2002; Palerm, 2005; Hansen y González-Márquez, 2010). El proyecto de Arcediano resultaba poco viable, dado su coste de construcción, requerimiento energético y dificultad de alcanzar las condiciones adecuadas de calidad del

agua para el abastecimiento urbano (Universidad de Guadalajara, 2004); por ello fue retirado de la agenda pública en 2005. Sin embargo, una década después, la administración pública ha considerado su puesta en marcha nuevamente sin cambios relevantes al proyecto inicial, aunque no se refiere a éste con el mismo nombre, se describe la misma localización. En 2015, se reformó y aprobó un decreto de la Ley Estatal mediante el que se especifica la premura de aprovechar las aguas en un embalse que se construiría en la confluencia de los ríos Santiago y Verde para el abastecimiento de Guadalajara.

3.2.7 Consideraciones sobre el abastecimiento de agua en la Ciudad de Guadalajara

"*Cuando se fundó esta ciudad en la orilla derecha del riachuelo que nace al sur, se creyó que sus aguas serían suficientes para abastecer la población*", así comienza el documento titulado *Historia de la introducción del agua en Guadalajara desde su fundación* (Recio, 2014), elaborado por López Cotilla (1842).

Las obras para entubar los manantiales de Los Colomos se iniciaron en 1597. En 1731, se realizó un estudio sobre la disponibilidad de agua y se desarrollaron numerosos proyectos de captación por galerías para solucionar los problemas de abastecimiento de la población en la ciudad de Guadalajara (Torres-Rodríguez, 2009; Recio, 2014, 2016). Ello solucionó el problema para los 8.000 habitantes de la ciudad en aquel tiempo, con un caudal de 28 l/s y una dotación de 30 l/día/habitante (~0,9 hm^3/año). En 1893, Guadalajara contaba con 100.000 habitantes y nuevamente sufría de desabasto. Se utilizó el diseño de 1731 para construir obras similares en el Cerro El Coli (véase también el mapa de la figura 6.6), ello sumado al aprovechamiento de galerías en el área de Los Colomos, cuyo acueducto, que llevaba agua hasta el centro de la ciudad, funcionó hasta principios del siglo XX (Rendón y Rendón, 2012; Recio, 2014, 2016).

En la década de 1970, Guadalajara recibía una dotación de 53 hm^3/año del lago de Chapala, a través del río Santiago (Cervantes *et al.*, 2014). Como se presenta en la figura 3.50, actualmente, el 60% del agua para abastecimiento de la zona conurbada de Guadalajara se extrae del lago de Chapala (173,45 hm^3/año), mediante un acueducto que está activo desde 1991, localizado en la cuenca hidrográfica Lerma-Chapala, al sur del área de estudio (Figura 3.48). El 30% proviene del sistema hidrogeológico Atemajac-Toluquilla (94,6 hm^3/año, por medio de sondeos con profundidades de hasta 350 m –véase punto *6.3.3.2*-), y el 10% restante (31,5 hm^3/año) del embalse en el río Calderón ("*Presa La Zurda-Calderón*"). El SIAPA (2014) ha estimado que Guadalajara requiere 236,52 hm^3/año.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

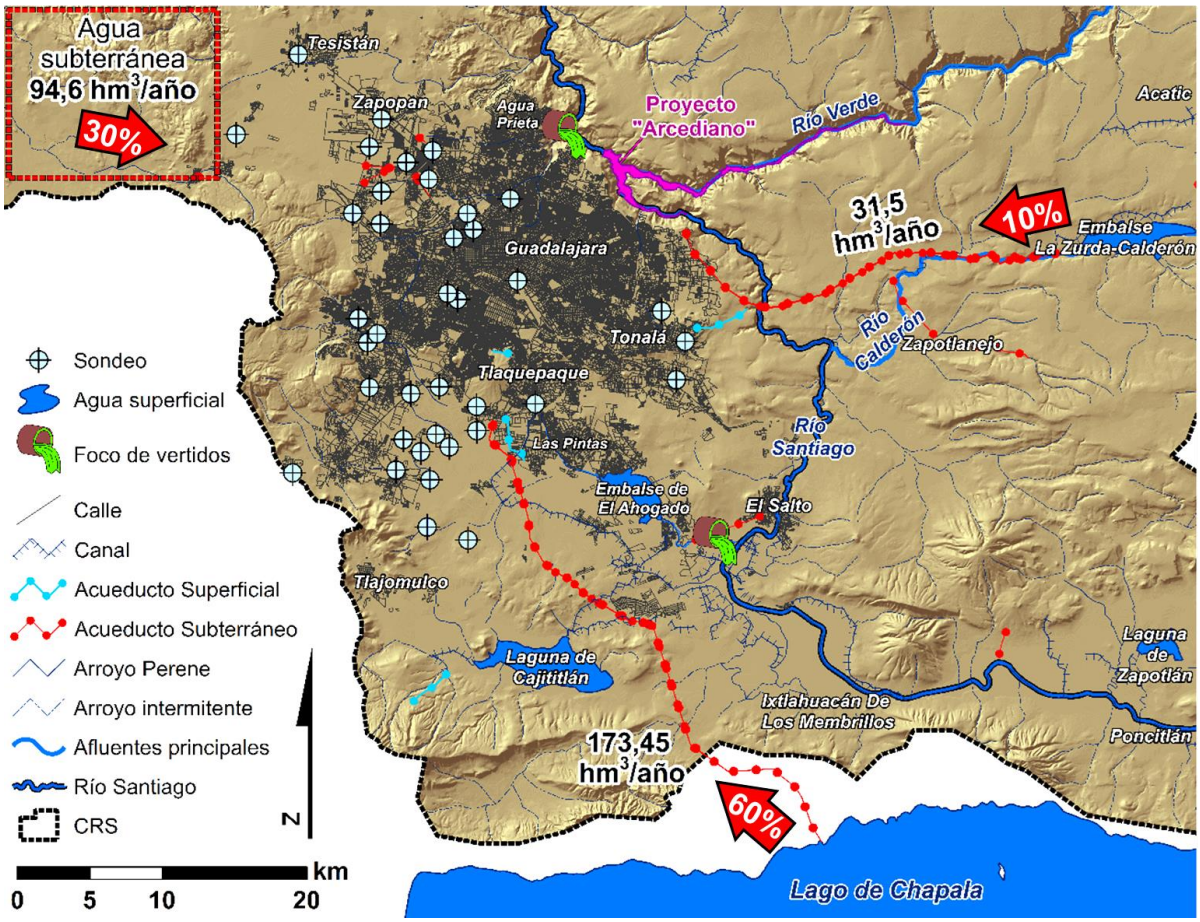


Figura 3.50 Mapa esquemático de gestión del agua en la Ciudad de Guadalajara

En el barrio de Las Pintas, cerca del arroyo de El Ahogado (Figura 3.50), en la periferia de Guadalajara, la mayor parte de la población carece de servicios básicos de abastecimiento y saneamiento, además de estar en contacto directo con los vertidos de aguas residuales urbanas e industriales que recibe dicho cauce (véase capítulo *IV* de la presente memoria). Cerca de 500.000 personas en la ciudad carecen del servicio de agua potable y otro tanto sufre de racionalización sistemática, es decir, sólo cuenta con el servicio algunos días cada semana (CEA, 2014; Santana, 2015). Según informes oficiales, el déficit de agua en Guadalajara es de 112,26 hm³/año. La capital de Jalisco *demanda* entre 250 y 300 hm³/año (SIAPA, 2016). Sin embargo, de acuerdo con numerosos académicos (Von Bertrab y Wester, 2005; Gleason, 2010; Ochoa y Bürkner, 2012, Ochoa *et al*, 2015), no existe una carencia de agua en la ciudad, tal como se plantea por parte de la administración pública, sino que los problemas de abastecimiento urbano son una consecuencia de la incorrecta planificación e inequidad en su distribución. Dichos investigadores coinciden en que no se han implementado programas efectivos para el control de pérdidas por tuberías, reutilización de aguas residuales, protección de acuíferos y manantiales o el aprovechamiento del agua de lluvia.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Capítulo IV Caracterización de la calidad del agua del río Santiago

Presentación

En este apartado se desarrolla un análisis preliminar de la calidad del agua a lo largo del río Santiago, desde su nacimiento en el lago de Chapala hasta su desembocadura en el océano Pacífico (véase mapa de situación en el anexo I). Para ello se ha tratado el abundante conjunto de datos provenientes de distintas fuentes de información. Parte de los resultados y observaciones más sobresalientes referidas a lo largo de este capítulo ya han sido discutidas en el artículo titulado: "*Water quality assessment of the Santiago River and attenuation capacity of pollutants downstream Guadalajara City, Mexico*" (Rizo-Decelis y Andreo, 2016a), realizado en el marco de la presente tesis doctoral, y que ha sido publicado por la revista indexada *River Research and Applications* (boletín oficial de la *International Society for River Science* –ISRS-). Dicha publicación se adjunta a la presente memoria (Anexo III).

4.1 Consideraciones previas sobre la calidad del agua en el área de estudio

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La calidad del agua influye en su posible uso y en la salud de los ecosistemas (Paredes, 2004). Las variables hidroquímicas medidas en régimen natural pueden ser alteradas como consecuencia de las actividades antrópicas u otras condiciones, con efectos adversos para el aprovechamiento deseado. El concepto de calidad del agua depende de su uso (Jiménez-Cisneros, 2001). En el presente apartado, se considera que un contaminante es toda aquella sustancia presente en el agua que puede resultar adversa para llevar a cabo un uso determinado y/o para el equilibrio ecológico (LGEEPA, 1988; DMA, 2000; Jiménez-Cisneros, 2001; USEPA, 2013a).

Desde finales del siglo XIX, se ha estudiado cómo el agua de mejor calidad proveniente de afluentes tributarios permite diluir la contaminación del agua en los ríos (Naylor, 1893; Manzack, 1968; Prati y Richardson, 1971; Ajayi y Osinbajo, 1984; Ávila-Pérez *et al.* 1999; Wang *et al.*, 2011). Esto provoca la mejora de sus capacidades de auto-depuración y la relativamente rápida eliminación de la turbidez y otras características indicativas de calidad inadecuada. La notable capacidad de resiliencia de algunos cauces, debido a la aportación de

agua de buena calidad de sus afluentes, permite reducir la concentración de ciertos contaminantes. Esto sucede mediante distintos mecanismos, entre los que destaca la dilución, aunque también ocurren procesos de biodegradación, sorción, difusión, volatilización y/u otras reacciones químicas (USEPA, 1997). Esta atenuación natural de la contaminación se produce cuando las condiciones biológicas, físicas y químicas se combinan para reducir la masa, toxicidad y movilidad de ciertas sustancias. Ello se traduce en la disminución del riesgo para la salud humana y para el medio ambiente, hasta alcanzar niveles aceptables de concentración de algunos componentes hidroquímicos, incluso aguas abajo de la localización de vertidos de agua contaminada (USEPA, 1999).

Jiménez-Cisneros *et al.* (1998) evaluaron los problemas de calidad del agua en las Regiones Hidrológicas Administrativas de México (véase figura 1.2). Localizaron las principales dificultades y conflictos derivados de la escasez y contaminación del agua, a escala nacional, a partir de la aplicación de índices de disponibilidad y de uso potencial. Dicho estudio iba más allá de los balances regionales y los mapas de concentración media de DQO y DBO_5, ofrecidos por la administración hasta finales del siglo XX. Concluyeron que era urgente implementar tecnologías, de bajo costo, para tratar el agua contaminada con microorganismos y así reducir los crecientes problemas de salud. También indicaron la importancia de mejorar el control sobre la reutilización de agua residual para riego y de asegurar el agua de mejor calidad para el abastecimiento público. Las recomendaciones planteadas no fueron atendidas.

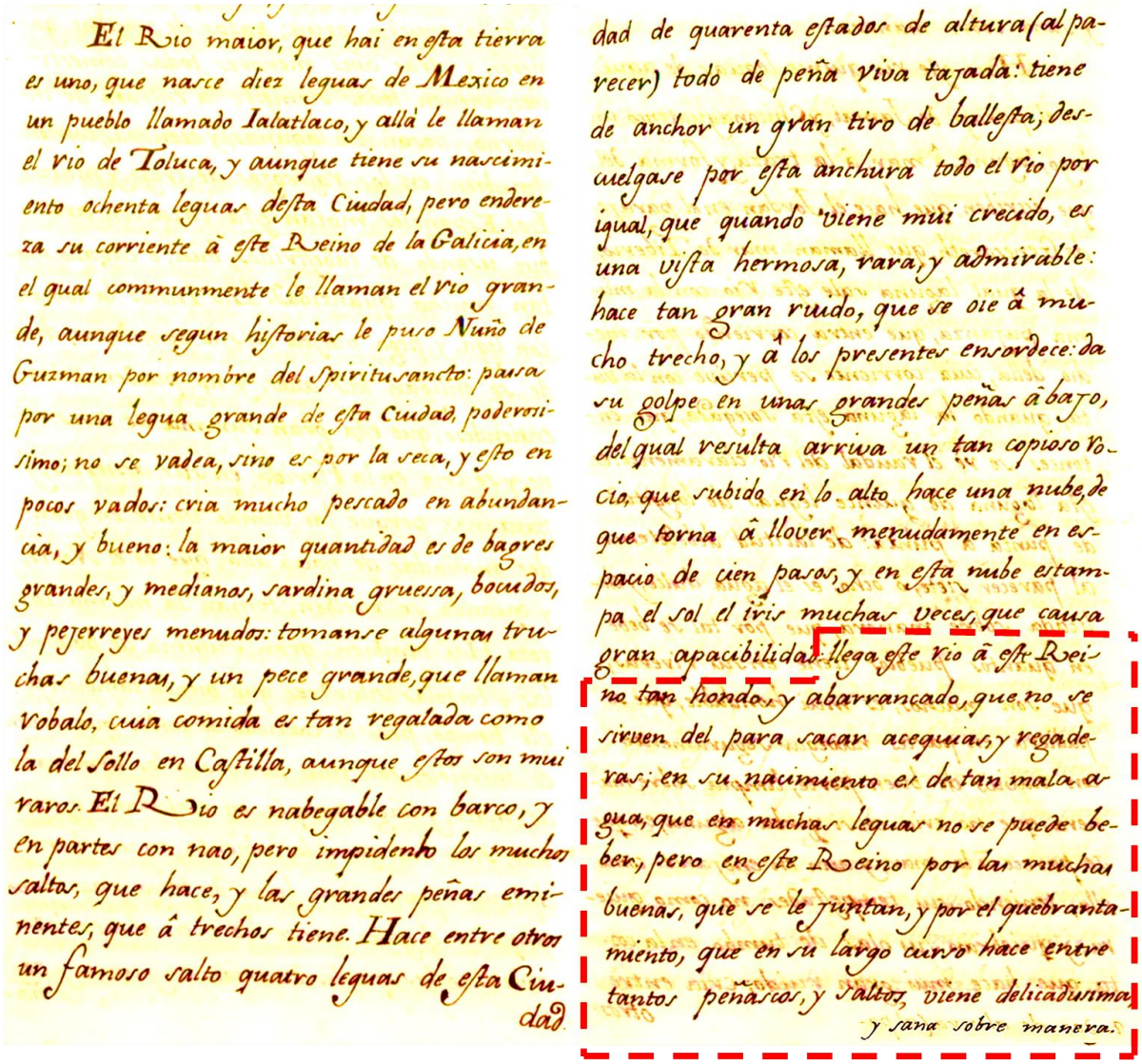
En la actualidad, la Región Lerma-Santiago-Pacífico (Figura 1.2) es la que cuenta con el mayor porcentaje (26%) de los ríos clasificados como *fuertemente contaminados* de todo el país (CONAGUA, 2014). Las condiciones de calidad naturales han sido alteradas conforme han avanzado las actividades de urbanización e industrialización, sobre todo en Guadalajara y Aguascalientes. Según información oficial (CEA-IMTA, 2011), la contaminación de los ríos en la parte alta de la cuenca afecta de forma directa a una población estimada en ~1 millón de habitantes, localizada a menos a 1 km de los cauces principales (McCulligh *et al.*, 2013).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

4.2 Antecedentes

Las primeras evaluaciones de la calidad del agua en el río Santiago, de acuerdo con la documentación más antigua consultada, están basadas en características organolépticas. De la Mota (1605) resaltó las bondades del agua del el río Santiago en su cercanía a la ciudad de Guadalajara: la abundante y diversa pesca, así como sus vistosas cascadas y paisajes. Llama la atención que desde la elaboración de dicha descripción, a principios del siglo XVII, se percibían variaciones notables en la calidad del agua a lo largo de su cauce: [...] "*llega este río*

â este Reino tan hondo y abarrancado, que no se sirven del [*sic*] *para sacar acequias y regaderas; en su nacimiento es de tan mala agua, que en muchas leguas no se puede beber, pero en este Reino por las muchas buenas, que se le juntan, y por el quebramiento, que en su largo curso hace entre tantos peñascos y saltos, viene delicadísima, y sana sobre manera*" (véase figura 4.1).



El Rio maior, que hai en esta tierra es uno, que nasce diez leguas de Mexico en un pueblo llamado Ialatlaco, y allà le llaman el rio de Toluca, y aunque tiene su nascimiento ochenta leguas desta Ciudad, pero endereza su corriente à este Reino de la Galicia, en el qual communmente le llaman el rio grande, aunque segun historias le puso Nuño de Guzman por nombre del Spiritusancto: pasa por una legua grande de esta Ciudad, poderosissimo; no se vadea, sino es por la seca, y esto en pocos vados: cria mucho pescado en abundancia, y bueno: la maior quantidad es de bagres grandes, y medianos, sardina gruessa, bocudos, y pejerreyes menudos: tomanse algunas truchas buenas, y un pece grande, que llaman Vobalo, cuia comida es tan regalada como la del Sollo en Castilla, aunque estos son mui raros. El Rio es nabegable con barco, y en partes con nao, pero impidenlo los muchos saltos, que hace, y las grandes peñas eminentes, que à trechos tiene. Hace entre otros un famoso salto quatro leguas de esta Ciudad de quarenta estados de altura (al parecer) todo de peña viva tajada: tiene de anchor un gran tiro de ballesta; desuelgase por esta anchura todo el rio por igual, que quando viene mui crecido, es una vista hermosa, rara, y admirable: hace tan gran ruido, que se oie à mucho trecho, y à los presentes ensordece: da su golpe en unas grandes peñas à bajo, del qual resulta arriba un tan copioso rocio, que subido en lo alto hace una nube, de que torna à llover menudamente en espacio de cien pasos, y en esta nube estampa el sol el iris muchas veces, que causa gran apacibilidad: llega este rio à este Reino tan hondo, y abarrancado, que no se sirven del para sacar acequias, y regaderas; en su nacimiento es de tan mala agua, que en muchas leguas no se puede beber, pero en este Reino por las muchas buenas, que se le juntan, y por el quebrantamiento, que en su largo curso hace entre tantos peñascos, y saltos, viene delicadisima y sana sobre manera.

Figura 4.1 Fragmento de: *Descripción Geográfica de los Reinos de Galicia, Vizcaya y León en la Nueva España*, documentado por Alonso De la Mota y Escobar, en 1605 (Tomado de la Biblioteca Virtual del Patrimonio Histórico Español)

Hasta la primera mitad del siglo XX, las aguas en el río Santiago y en toda su cuenca hidrográfica conservaban buena parte de las características de régimen natural, que las hacían favorables para prácticamente cualquier uso. La atención sobre la calidad del agua en dicho río se inició con el aumento de la contaminación, que desde finales de la década de los ochenta

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

del pasado siglo se ha identificado como un problema severo (McCulligh *et al.*, 2007; Wester, 2008; Ochoa y Bürkner, 2012).

En la figura 4.2 se muestra una fotografía, fechada en 1909, de la caída de agua de El Salto en Juanacatlán, Jalisco (véase mapa de situación del anexo I), conocida como "*The Niagara of Mexico*" en dicha época. En contraste, la fotografía tomada 80 años más tarde (Figura 4.3) muestra que, después de una intensa actividad industrial y aumento de la población (véase *3.2*), esta catarata había sido visiblemente deteriorada. En la fotografía de la figura 4.4, tomada en 2014, se observa que, aparentemente, la situación no ha mejorado. Se destaca con un círculo el vertido de aguas residuales, situado aguas abajo de la caída, por una tubería de ~50 cm de diámetro.



Figura 4.2 Fotografía de la cascada de El Salto, Jalisco (en 1909)
-Tomada de Enock (1909)-

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA



Figura 4.3 Fotografía de la cascada de El Salto, Jalisco (en 1989)
-Tomada de Burton (2013)-



Figura 4.4 Fotografía de la cascada de El Salto, Jalisco (en 2014)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

A partir de 1973, en el marco de la denominada *Red Nacional de Monitoreo de Calidad del Agua* (RNMCA), se han llevado a cabo muestreos esporádicos en las principales masas de agua superficial de México. En 1993, se instaló el Laboratorio de Análisis de Calidad del Agua en la Dirección Local de la CONAGUA en Zacatecas. Aparentemente, a partir de la promulgación de la Ley de Aguas Nacionales (1992) y desde la creación de la CONAGUA (en 1989) el interés por el control de la calidad del agua en México ha ido en aumento. Sin embargo, distintos trabajos (García, 2006; Jiménez-Cisneros, 2007; Aboites *et al*., 2008; Jiménez-Cisneros *et al.,* 2010) han señalado que la información proveniente de instituciones gubernamentales es insuficiente o inadecuada para tomar decisiones que mejoren el control de la calidad del agua, a escala nacional, entre otras razones debido a la falta de interpretación, tratamiento y control sistemático de los datos hidroquímicos y microbiológicos.

A continuación se mencionan algunos de los trabajos más sobresalientes sobre la calidad del agua superficial en la cuenca del río Santiago.

El Instituto Nacional de Ecología –INE- (1979) realizó una caracterización de la contaminación en el embalse de El Niágara, situado sobre el río Verde, en Aguascalientes (véase el mapa hidrográfico del anexo I). El informe correspondiente recoge valores medios de DBO_5 en torno a 533 mg/l (el valor máximo permitido actualmente es 30 mg/l, véase cuadro 4.1).

Los datos más antiguos sobre la composición química del agua del río Santiago, que han sido consultados y tratados para el presente capítulo, pertenecen a la CONAGUA y datan desde 1999. Fueron obtenidos por medio del Instituto Federal de Acceso a la Información Pública de México (IFAI). Desde 2005, la CONAGUA controla, además, ciertos parámetros biológicos en varios puntos de control, con el fin de evaluar el índice de biodiversidad en los cauces de la CRS (CONAGUA, 2014).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La Comisión Estatal de Agua y Saneamiento de Jalisco (CEAS) contrató a la empresa de consultoría AyMA para llevar a cabo el trabajo titulado "Identificación y caracterización de fuentes de contaminación del río Santiago y del río Zula, entre los municipios de Ocotlán y Tonalá" (CEAS y AyMA, 2006). En el informe correspondiente se describe que las aguas superficiales de la parte alta de la CRS presentan una calidad similar a la de un efluente de aguas residuales, muy distinta a la de los sistemas hidrológicos naturales. Identificaron, por cromatografía, la presencia de 81 compuestos orgánicos volátiles, además de ftalatos (en concentraciones medias de 9,4 µg/l) y cloroformo (30 µg/l). Determinaron que algunas plantas industriales (i.e. *Nestlé*, *Ciba* y *CyDSA*) vertían sus aguas residuales directamente al río Santiago, sin depuración previa (CEAS y AyMA, 2006). Recomendaron a las instituciones

competentes vigilar el cumplimiento de la normativa. Actualmente, la CONAGUA cuenta únicamente con cuatro inspectores acreditados (CONAGUA, 2017) en toda la extensión de la Región-Lerma-Santiago-Pacífico (véase mapa de la figura 1.2).

Barlow y Obregón (2007) comenzaron una simulación, mediante el modelo *CE-QUAL-W2,* para evaluar la calidad del agua en el embalse de El Cajón, considerando la acumulación de sedimentos y biomasa en la subcuenca Santiago-Aguamilpa (véase mapa hidrográfico en el anexo I). Años después, en el libro "*Calidad del agua en la Presa de Aguamilpa",* De Anda y González (2012) propusieron algunas aproximaciones metodológicas para la caracterización hidroquímica en el embalse de Aguamilpa (véase anexo I). Esta última obra incluye un interesante álbum fotográfico de la cuenca del río Santiago y un compendio de comunicaciones centradas en el estudio de dicho embalse hidroeléctrico. Asimismo, se han publicado otros trabajos en revistas indexadas respecto a la caracterización del medio físico del embalse de Aguamilpa (Rangel-Peraza *et al.*, 2009a, 2009b, 2012, 2015).

Desde el 2009 hasta la actualidad, el denominado *Sistema de Calidad del Agua de Cuerpos Superficiales* de la Comisión Estatal del Agua de Jalisco (CEA) registra datos hidroquímicos de 38 variables, medidas de forma mensual, en los siguientes sistemas hidrológicos: Santiago, Verde y Zula, arroyo de El Ahogado; lagunas de Cajititlán y Zapotlán (véase el mapa de situación geográfica -Anexo I-). Sin embargo, no se han encontrado informes con un análisis de dichos datos que vaya más allá de presentar los resultados de manera puntual en cada muestreo; sólo se describe si alguna muestra cumple (o no) con los valores máximos de concentración de ciertos componentes hidroquímicos y microbiológicos, considerados por la normativa para las aguas en los ríos en México. Hasta principios del año 2016, era posible consultar y descargar los resultados analíticos desde la página *web* de esta institución, por cada estación de control o por campaña de muestreo, en formato de hojas de cálculo. Actualmente, sólo se muestra la representación gráfica de los datos hidroquímicos (CEA, 2017).

Torres (2009), en su tesis doctoral, estudió la toxicidad del agua y los sedimentos en la cabecera del río Verde, en el estado de Aguascalientes. Encontró valores altos de concentración de metales (Hg, Mn, Cu, Al, Zn, Fe) en la mayor parte de sus afluentes, así como en las descargas de las estaciones depuradoras y en los sedimentos del cauce.

D'Urquiza-Díaz *et al.* (2009), utilizó información temporal de la evolución del oxígeno disuelto en la presa de Aguamilpa para hacer una revisión de los modelos de balance de agua en embalses tropicales.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Hansen y González-Márquez (2010) estimaron el riesgo de contaminación del agua superficial debido a la presencia de metales pesados en los sedimentos del río Santiago, en el tramo comprendido entre El Salto y la entrada del río Verde, enmarcado en el proyecto de la Presa de Arcediano (véase figura 3.50). Encontraron concentraciones de Al, Cr, Zn y Fe que excedían hasta por diez veces el límite fijado por los estándares legales.

El Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) llevó acabo el estudio "*Actualización de la calidad del agua del río Santiago (desde su nacimiento en el lago de Chapala, hasta la presa Santa Rosa)*" (véase figura 4.5) -CEA-IMTA, 2011-, como continuación del proyecto de CEAS y AyMA (2006) referido previamente. En el informe, elaborado a partir de los resultados de dos campañas de muestreo, con 134 estaciones de control, se documentó la presencia de 1.090 sustancias de origen industrial en el río Santiago (e.g. ftalatos, fenoles, tolueno, compuestos orgánicos volátiles y retardantes de fuego), cuyos valores de concentración suponen un riesgo para la salud de la población contigua a este cauce.

Guzmán-Colis *et al.* (2011) realizaron una evaluación espacio-temporal de 26 variables de la calidad del agua en el río Verde, dentro del estado de Aguascalientes (véase mapa de situación -Anexo I-). Dicha contribución indica el deterioro de este afluente debido a los vertidos sin depuración (industrial, agrícola y urbano) que recibe continuamente. Destacan altos niveles de concentración de DBO_5, NTK, SAAM y CF.

Arellano-Aguilar *et al.* (2012) correlacionaron, de forma preliminar, los índices de contaminación y la salud pública en la cabecera de la CRS. Estos autores subrayan que, aunque la literatura sobre la problemática de la contaminación en la parte alta de la cuenca es abundante, se carece de un análisis científico más completo y que integre los numerosos problemas de salud locales. Durante los últimos años, se han publicado trabajos relacionados con la problemática social, derivada de la contaminación de las aguas superficiales en la parte alta de la cuenca del río Santiago. Buena parte de las contribuciones más destacas en este aspecto se recogen en el apartado *3.2* de esta memoria de tesis doctoral.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

4.3 Información disponible de calidad del agua

En el mapa de la figura 4.5 se muestra la localización de las estaciones de muestreo que han sido consideradas para el presente capítulo, utilizadas por dos instituciones públicas para el control de calidad del agua a lo del río Santiago. Cabe precisar que además de la información hidroquímica también se cuenta con información microbiológica (i.e. contenido de coliformes totales y fecales).

Como se explica en el apartado *2.3.3*, los datos de calidad del agua han sido normalizados (con valores entre *0* y *1*) para comparar sus cambios de magnitud, sin considerar sus unidades de medida. Asimismo, los valores claramente erráticos han sido suprimidos de la evaluación (datos sin sentido, tales como pH = 25; T = 88 ºC, etc.); atribuidos a equivocaciones en el registro de la información o a fallos en el método analítico. Los datos completos de las campañas de muestreo en las que se ha observado este tipo de inconsistencias también han sido descartados del tratamiento.

Los datos sobre calidad del agua que han sido estudiados no presentan una distribución normal (excepto los valores de dureza total), de acuerdo con la prueba de *Shapiro-Wilk*. Se ha utilizado el análisis de la varianza (con un intervalo de confianza del 95%) para estimar las diferencias y similitudes entre las estaciones de muestreo y entre los periodos (seco o húmedo), así como entre las variables consideradas. En general, según la prueba *Wilcoxon–Mann–Whitney*, se ha encontrado que no hay diferencias estadísticamente significativas entre las estaciones de muestreo de la CEA y la CONAGUA localizadas en el mismo punto, según se ha constatado con las variables que ambas fuentes de información tienen en común.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

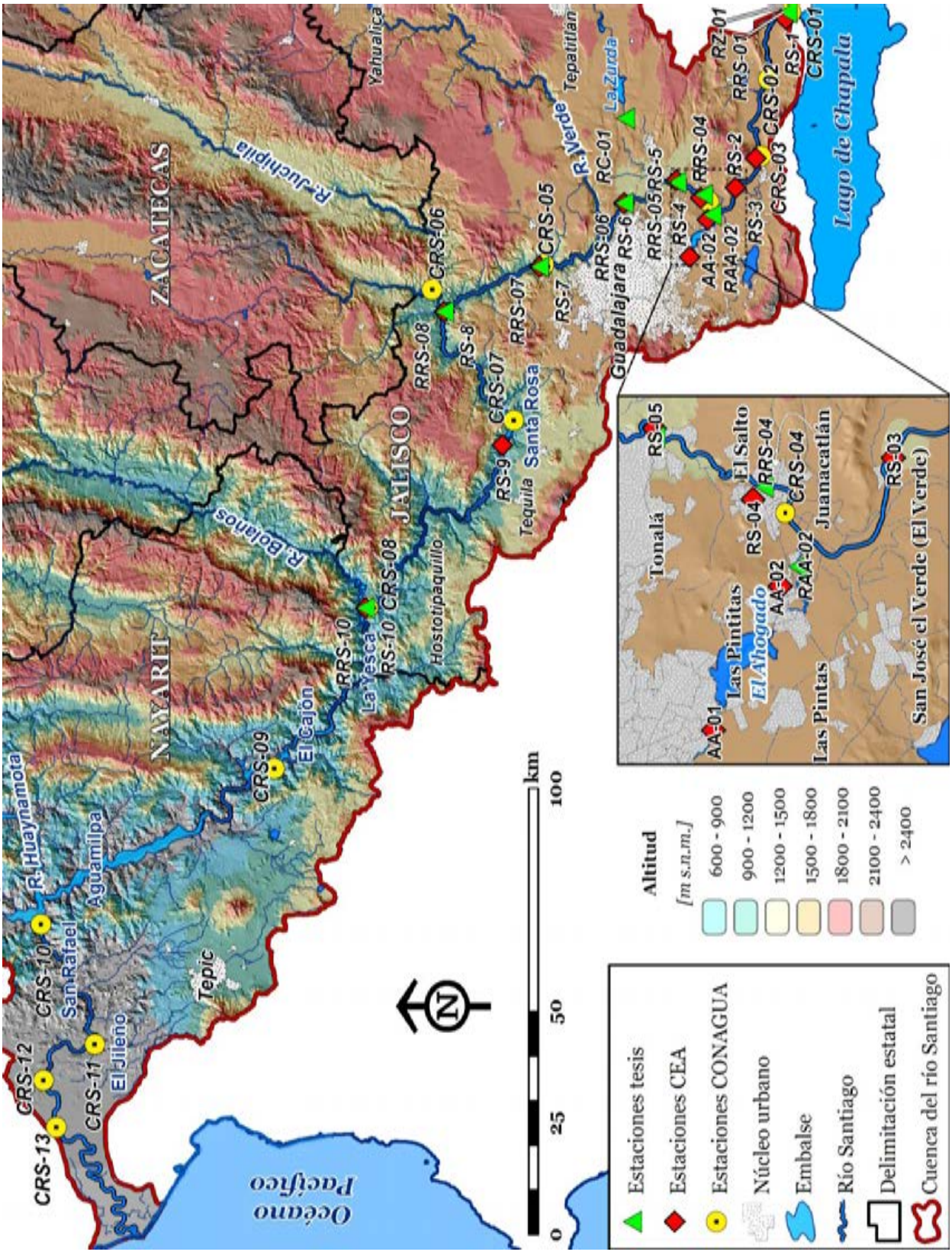


Figura 4.5 Distribución de las estaciones de muestreo consideradas

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

4.3.1 Información de la CEA

El control de la calidad del agua del río Santiago llevado a cabo por la CEA se realiza mensualmente en todo el tramo localizado dentro del estado de Jalisco (véase punto *2.3.4*). Ello comprende 262,5 km de la parte alta del río, desde su nacimiento aguas abajo del lago de Chapala hasta el embalse de La Yesca en la frontera con el estado de Nayarit ("Estaciones CEA", *RS-01* a *RS-10* en la figura 4.5). Las estaciones de muestreo están distribuidas de manera más o menos uniforme a lo largo de este tramo del río. Existe una diferencia significativa en altitud entre los puntos de control, con más de 1.000 m entre las cotas de la estación más alta y la más baja. Cerca de los núcleos urbanos se reduce la distancia entre dichos puntos.

Se ha analizado la información hidroquímica en dos afluentes del río Santiago, igualmente recogida por la CEA. Se ha contado con datos de dos estaciones de muestreo en el denominado arroyo de El Ahogado ("Estaciones CEA" códigos *AA-01* y *AA-02*), cuya localización se ha incluido en el mapa de la figura 4.5. Asimismo, se ha contado con datos del río Zula (estación *RZ-01*), que desemboca en el río Santiago, 5 km aguas abajo del lago de Chapala (véase mapa de situación en el anexo I), muy cerca de la estación *RS-01* (Figura 4.5). Según información previa (CEAS, 2004; CEA-IMTA, 2011), el río Zula (véase mapa hidrográfico -Anexo I-) recibe aguas residuales urbanas, además de las provenientes de numerosas empresas tequileras y de manufactura, todas ellas localizadas en los municipios de Arandas, Atotonilco y Ocotlán, y después desemboca en el río Santiago por su margen derecha. Por otra parte, el deterioro del cauce denominado El Ahogado (también afluente del río Santiago, por su margen izquierda) ha sido más intenso que en el río Zula. Su cercanía a una zona intensamente urbanizada e industrializada ha conllevado su transformación en un canal para verter aguas residuales. Ambos afluentes descargan al río Santiago cerca de su cabecera.

En el cuadro 4.1 se presentan los valores estadísticos de los resultados analíticos de casi 60 campañas de muestreo sobre el cauce del río Santiago. Se observa que existe un amplio rango de concentración de contaminantes encontrados en el agua del río entre el lago de Chapala y el embalse de Santa Rosa (Figura 4.5). La legislación de referencia utilizada generalmente es el valor de concentración tolerado por normativa mexicana en materia de la calidad del agua en ríos (i.e. *NOM-01-SEMARNAT-1996*) o Ley Federal de Derechos en materia de aguas nacionales (CONAGUA, 2016b).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Variable medida	Media	Valor mínimo	Valor máximo	Desviación típica	Coeficiente de variación	Límite *
T [ºC]	23,44	13,6	32,6	3,55	0,14	15 - 25
pH	7,65	6,32	9,34	0,42	0,06	6,5 - 8,5
O_2 [mg/l]	2,83	0,05	12,71	2,45	0,87	5**
CE [µS/cm]	926,24	213	2280	387,97	0,42	-
Turbidez [NTU]	58,84	1,1	1400	98,58	1,68	10
Alcalinidad [$mgCaCO_3/l$]	321,89	63	756,88	134,1	0,42	400
Cl^- [mg/l]	60,5	4,7	191,99	32,16	0,53	250
DT [$mgCaCO_3/l$]	187,87	17,6	331,87	68,54	0,37	-
F^- [mg/l]	0,99	0,13	2,89	0,39	0,39	1,4
NO_3^- [mg/l]	1,06	0,01	14,9	1,59	1,5	5
NO_2^- [mg/l]	0,32	0,01	12,69	0,84	2,64	0,05
NH_3 [mg/l]	5,56	0,01	54,1	6,94	1,25	0,06
NTK [mg/l]	11,12	0,28	66,9	11,06	1	40
SO_4^{-2} [mg/l]	79,02	0,1	606,78	49,36	0,63	250
SAAM [mg/l]	3,42	0,01	448	24,62	7,2	0,5
DBO_5 [mg/l]	32,43	0,63	499,93	50,75	1,57	30
DQO [mg/l]	107,38	8	794,83	97,82	0,91	40
G&A [mg/l]	11,29	0,5	137,49	12,88	1,14	10
P [mg/l]	2,9	0,12	17,32	2,35	0,81	0,1
TSS [mg/l]	72,91	0,98	2220	143,05	1,96	50
TSD [mg/l]	612,67	109	1636	233,09	0,38	500
SS [mg/l]	5,49	0,01	950	49,22	8,97	2
S^- [mg/l]	5,24	0,05	252	16,46	3,14	0,2
Al [mg/l]	1,76	0,05	20,28	2,56	1,45	0,02
As [mg/l]	0,02	0,05	2,14	0,14	6,34	0,05
Ba [mg/l]	0,09	0,05	0,5	0,09	0,99	1
Cd [mg/l]	0,01	0,05	2,71	0,12	8,31	0,01
Cu [mg/l]	1,04	0,05	89,59	6,93	6,65	1
Cr [mg/l]	0,05	0,05	1,62	0,07	1,31	0,05
Fe [mg/l]	1,6	0,02	49,08	3,44	2,14	0,3
Mn [mg/l]	0,7	0,05	68,32	4,18	5,96	0,05
Hg [mg/l]	0,01	0,05	0,45	0,05	4,71	0,001
Ni [mg/l]	0,1	0,05	0,48	0,03	0,3	0,01
Pb [mg/l]	0,08	0,05	12,72	0,69	8,2	0,05
Na^+ [mg/l]	87,49	0,05	230,4	48,09	0,55	-
Zn [mg/l]	2,02	0,05	163,1	13,56	6,73	5
$Log_{10}CT$ [NMP/100 ml]	7,09	1,5	9,38	8,15	11,74	3
$Log_{10}CF$ [NMP/100 ml]	6,93	1,5	9,38	8,04	13,14	3

Cuadro 4.1 Valores estadísticos generales de las series de datos hidroquímicos de la CEA Jalisco (2009-2013)

(*) Según la normativa NOM-001-SEMARNAT (SEMARNAT, 2017, CONAGUA, 2016b)

(**) Valor mínimo requerido, según NOM-001-SEMARNAT; (-) Valor no definido

La periodicidad de los muestreos ha sido casi mensual por parte de la CEA, con algunos desfases durante la temporada vacacional (Cuadro 4.2).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

2009	2010	2011
X	28 de enero	X
11 de febrero	17 de febrero	X
X	16 de marzo	2 de marzo
20 de abril	27 de abril	5 de abril
25 de mayo	26 de mayo	4 de mayo
30 de junio	16 de junio	21 de junio
29 de julio	22 de julio	19 de julio
12 de agosto	18 de agosto	23 de agosto
9 de septiembre	29 de septiembre	28 de septiembre
20 de octubre	27 de octubre	X
11 de noviembre	17 de noviembre	16 de noviembre

2012	2013	2014
26 de enero	29 de enero	14 de enero
21 de febrero	26 de febrero	11 de febrero
24 de abril	9 de abril	
29 de mayo	14 de mayo	
26 de junio	12 de junio	
24 de julio	18 de julio	
29 de agosto	14 de agosto	
24 de septiembre	9 de septiembre	
23 de octubre	10 de octubre	

Cuadro 4.2 Cobertura temporal de los muestreos llevados a cabo por la CEA (entre 2009 y 2014) (X) = *No se llevó a cabo el muestreo*

4.3.2 Información de la CONAGUA

La información proveniente de la CONAGUA (Cuadro 4.3) tiene mayores *lagunas* que la de la CEA. Algunas variables no son medidas durante las campañas, ni se muestrea siempre en todas las estaciones (espacios en blanco <25%). En general, se han analizado menos componentes del agua; sin embargo, los datos hidroquímicos de la CONAGUA presentan una cobertura mayor en el tiempo (entre 1999 y 2013 –véase punto *3.3.4*–). Las series de datos contienen información de una media de 70 muestras en cada una de las trece estaciones de control situadas a lo largo del río Santiago ("Estaciones CONAGUA" *CRS-01* a *CRS-13*, en la figura 4.5), la mayoría de éstas se localizan cerca de la entrada de los principales afluentes y embalses.

Las campañas de muestreo llevadas a cabo por la CONAGUA se han hecho con periodicidad más o menos mensual (Cuadro 4.4).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Variable medida	*Media*	*Valor mínimo*	*Valor máximo*	*Desviación típica*	*Coeficiente de variación*	*Límite máximo permisible**
***T** [°C]*	25,05	13	27,5	3,84	0,15	15 - 25
pH	7,35	6,3	9,31	0,78	0,11	6,5 - 8,5
***O_2^-** [mg/l]*	5,33	0,05	12,65	3,2	0,6	> 5
***CE** [µS/cm]*	555,5	1,15	2430	421,25	0,76	-
***DBO_5** [mg/l]*	17,05	0,17	480	44,65	2,62	30
***DQO** [mg/l]*	63,67	0,05	887	93,61	1,47	40
*Log_{10} **CF** [NMP/100 ml]*	5,81	2,18	8,38	7,13	13,39	3
***Turbidez** [NTU]*	1,01	0,19	2,30	0,36	0,36	-
***Cl^-** [mg/l]*	32,96	0,50	823,00	38,57	1,17	250
***Alcalinidad** [$mgCaCO_3/l$]*	4,55	0,05	252	19,19	4,22	400
***DT** [$mgCaCO_3/l$]*	81,97	11,05	246,15	33,07	0,4	-
***F^-** [mg/l]*	1,51	0,01	14,9	2,5	1,65	1,4
***NO_3^-** [mg/l]*	1,14	0,01	14,9	1,68	1,46	5
***NO_2^-** [mg/l]*	0,33	0	7,73	0,7	2,16	0,05
***NH_3** [mg/l]*	5,18	0,05	34,78	5,76	1,11	0,06
***NTK** [mg/l]*	10,23	0,5	46,49	9,08	0,89	15
***GYA** [mg/l]*	6,79	0,01	950	62,3	9,17	10
***P** [mg/l]*	328,1	118,6	641	0,05	0,15	5

Cuadro 4.3 Valores estadísticos generales de las series de datos hidroquímicos de la CONAGUA (1999-2013)

(*) Según la normativa NOM-001-SEMARNAT (SEMARNAT, 2017) o la Ley Federal de Derechos en materia de aguas nacionales (CONAGUA, 2016b)); (-) No definido

1999	2000	2001	2002	2003
enero	enero	enero	X	X
X	febrero	febrero	febrero	febrero
marzo	marzo	marzo	marzo	marzo
X	abril	abril	abril	abril
mayo	mayo	mayo	mayo	mayo
X	junio	junio	junio	junio
julio	julio	julio	julio	julio
X	agosto	agosto	agosto	agosto
septiembre	septiembre	septiembre	septiembre	septiembre
X	octubre	octubre	octubre	octubre
X	noviembre	noviembre	noviembre	noviembre
X	diciembre	X	diciembre	X
2004	**2005**	**2006**	**2007**	**2008**
X	X	X	X	X
febrero	febrero	febrero	febrero	febrero
marzo	marzo	marzo	marzo	marzo
abril	abril	abril	abril	abril
mayo	mayo	mayo	mayo	mayo
junio	junio	junio	junio	junio
julio	julio	julio	julio	julio
agosto	agosto	agosto	agosto	agosto
septiembre	septiembre	septiembre	septiembre	septiembre
octubre	octubre	octubre	octubre	octubre
noviembre	noviembre	noviembre	noviembre	noviembre
diciembre	X	X	diciembre	diciembre
2009	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**
X	enero	enero	enero	X
febrero	febrero	febrero	febrero	febrero
marzo	marzo	marzo	marzo	marzo
abril	abril	abril	abril	abril
mayo	mayo	mayo	mayo	mayo
junio	junio	junio	junio	junio
julio	Julio	julio	julio	julio
agosto	agosto	agosto	agosto	agosto
septiembre	septiembre	septiembre	septiembre	septiembre
octubre	octubre	octubre	octubre	octubre
noviembre	noviembre	noviembre	noviembre	noviembre
X	diciembre	diciembre	diciembre	diciembre

Cuadro 4.4 Cobertura temporal de los muestreos llevados a cabo por la CONAGUA, durante el periodo 1999 – 2013. (X) = *No se llevó a cabo el muestreo*

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

4.3.3 Resultados de las campañas de muestreo de la presente investigación

Antes de definir la localización de las estaciones de muestreo para la presente tesis doctoral, se han considerado las variaciones observadas entre las ya existentes o a lo largo del tiempo. Con objeto de contrastar la información de la CEA y la CONAGUA, se han seleccionado nueve tramos del río Santiago en cada uno se los cuales se han tomado cuatro muestras. Dichos tramos están localizados en los mismos sectores en los que muestrean las dos instituciones antes mencionadas. Los puntos de control han sido denominados "Estaciones tesis" (triángulos color verde con el código *RAA*, *RRS*, *RC*) en el mapa de la figura 4.5. En algunos casos, durante las campañas se ha contado con la presencia del personal de la CEA que se encarga de llevar a cabo el muestreo de manera periódica, para tener acceso al sitio preciso de la toma de muestras y para conocer las condiciones en las cuales se lleva a cabo la toma de datos en campo. Las campañas de muestreo se han hecho durante los meses de noviembre y diciembre de 2014 (Figura 4.6). Una vez tomadas, las muestras han sido transportadas a la Universidad de Málaga para su análisis en laboratorio (véase apartados *2.1* y *2.2*).

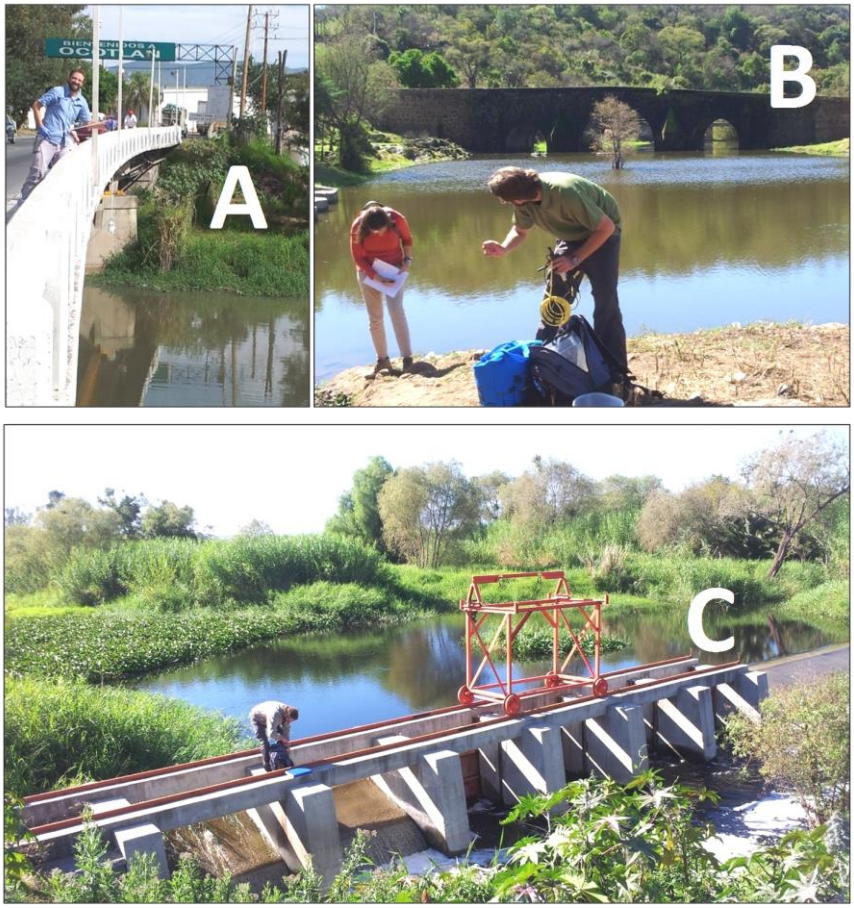


Figura 4.6 Actividades de muestreo en Jalisco (noviembre de 2014): (***A***) Punto de muestreo en el río Santiago (estación *RRS-1*), en Ocotlán; (***B***) río Calderón en Zapotlanejo (*RC-01*) –al fondo, el histórico puente Calderón-; y (***C***) arroyo de El Ahogado (*RAA-002*)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Los resultados hidroquímicos obtenidos durante la presente tesis han sido comparados con los proporcionados por la CEA y la CONAGUA. Asimismo, se han determinado otros componentes (e.g. *U, V, Tl, Mo, Ag, Sb, Cs, K^+, Ca^+, Ma^+*) que no suelen ser medidos habitualmente por dichas instituciones. En total, se han medido 22 variables. Los valores estadísticos de los resultados obtenidos se presentan en el cuadro 4.5.

Variable medida		**Media**	***Valor mínimo***	***Valor máximo***	***Desviación típica***	***Coeficiente de variación***	***Límite máximo legal***
Na^+	[*mg/l*]	123,9	35,7	190,2	57,8	0,5	-
P^+	[*mg/l*]	4,5	0,1	19,1	5,9	1,3	10
S^-	[*mg/l*]	37,3	5,6	55,2	18,6	0,5	0,2
Mo	[*µg/l*]	4,3	1,4	6,8	1,4	0,3	-
Ag	[*µg/l*]	0,4	0,4	0,4	0,0	0,0	-
Cd	[*µg/l*]	0,4	0,3	1,3	0,3	0,9	10
Sb	[*µg/l*]	0,9	0,7	1,1	0,1	0,1	-
Cs	[*µg/l*]	0,8	0,5	1,1	0,2	0,3	-
Ba	[*µg/l*]	56,2	32,9	82,7	16,2	0,3	-
Tl	[*µg/l*]	0,3	0,3	0,3	0,0	0,0	-
Pb	[*µg/l*]	0,9	0,7	1,7	0,3	0,3	400
Be	[*µg/l*]	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	-
Al	[*µg/l*]	105,4	68,3	155,5	33,1	0,3	20
V	[*µg/l*]	6,0	1,4	15,0	4,0	0,7	-
Cr	[*µg/l*]	3,4	1,4	13,0	3,6	1,1	50
Mn	[*µg/l*]	23,9	1,5	196,3	64,6	2,7	-
Fe^+	[*µg/l*]	53,0	26,6	81,9	22,4	0,4	-
Co	[*µg/l*]	0,4	0,1	0,7	0,2	0,5	-
Ni	[*µg/l*]	8,0	2,8	13,3	3,7	0,5	2
Cu	[*µg/l*]	10,8	3,2	56,9	17,3	1,6	4
Zn	[*µg/l*]	11,7	1,7	34,1	11,0	0,9	10000
U	[*µg/l*]	2,8	1,1	3,8	1,0	0,4	-
As	[*µg/l*]	7,2	0,8	10,9	3,0	0,4	200
F^-	[*mg/l*]	0,8	0,2	1,5	0,4	0,4	1,4
Cl^-	[*mg/l*]	72 7	26,8	103,1	26,8	0,4	250
Br^-	[*mg/l*]	0,1	0,1	0,2	0,0	0,3	-
NO_3^-	[*mg/l*]	20,9	1,0	62,9	21,8	1,0	-
PO_4^-	[*mg/l*]	12,3	0,7	55,8	17,1	1,4	-
SO_4^{-2}	[*mg/l*]	99,1	12,9	149,6	50,0	0,5	250
Na^+	[*mg/l*]	136,0	44,4	203,4	58,4	0,4	-
NH_3^+	[*mg/l*]	8,3	0,5	20,2	7,5	0,9	1,25
K^+	[*mg/l*]	28,8	13,8	41,9	8,9	0,3	-
Mg^{+2}	[*mg/l*]	24,1	7,2	36,6	9,0	0,4	-
Ca^{+2}	[*mg/l*]	43,6	27,1	52,8	9,8	0,2	-
pH		7,66	7,1	0,2596	7,35	0,04	-
Alc.	[$mgCaCO_3/l$]	678,5	169,3	154480	375,5	411,40	-
CE	[*µS/cm*]	1.090	597	1700	464,3	0,43	-
TSS	[*mg/l*]	85	50	25024	148	1,74	50
TDS	[*mg/l*]	750	154	1882	458	0,61	500

Cuadro 4.5 Valores estadísticos generales de las muestras de agua recogidas en campo
(-) Valor no definido

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

No se han detectado concentraciones de Hg ni Li en las muestras tomadas. Por otra parte, no ha sido posible distinguir el cromo hexavalente de entre otros estados de oxidación de dicho metal; los valores registrados de esta variable corresponden a Cr total en el agua.

El valor más bajo de conductividad eléctrica registrado en el campo es 597 µS/cm (en el río Calderón –estación *RC-01*-) y el máximo de 1.200 µS/cm (en El Ahogado, estación *RAA-02*). No se ha detectado O_2 en concentraciones superiores a 2,1 mg/l, excepto en la estación *RRS-10* (en el embalse de La Yesca -véase figura 4.5-), donde se han registrado 5,2 mg/l de O_2. Los contenidos de TSS y TSD, medidos en campo, han resultado cercanos a los valores medios en las bases de datos de la CEA y la CONAGUA, en los mismos puntos de muestreo (Cuadros 4.1 y 4.5).

Según los resultados analíticos obtenidos, en general, las muestras de agua tomadas en el río Santiago tienen un bajo contenido de metales (Cuadro 4.5). Sin embargo, se ha detectado U en las nueve estaciones de muestreo, en bajas concentraciones (entre 1,1 y 3,8 µg/l, mientras la USEPA -2006- define el límite máximo permisible en 30 µg/l en el agua potable) así como trazas de Br^- (entre 0,1 y 0,2 mg/l). También se ha registrado la presencia de otros metales (Se, Tl, Cs, Sb, Mo, V, Mn) que no están considerados por la legislación mexicana y, por ello, no son incluidos en las determinaciones mensuales llevadas a cabo por la CEA y la CONAGUA (véase figura 4.7).

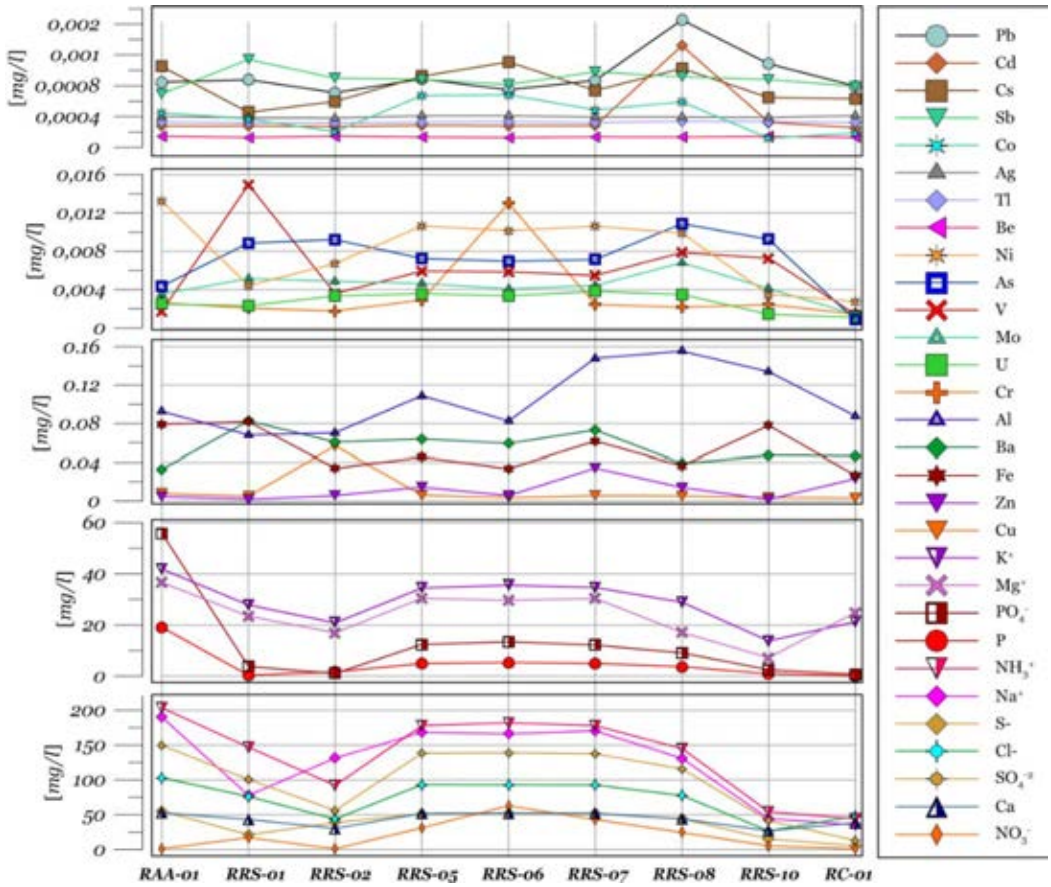


Figura 4.7 Gráficos de las determinaciones analíticas realizadas en la presente tesis

Las concentraciones de NO_3^- determinadas en las muestras tomadas en campo durante la presente tesis doctoral presentan valores medios de casi 21 mg/l, más altos que los resultados de la CEA y CONAGUA (Cuadros 4.1 y 4.3). Asimismo, el contenido de NH_3 alcanza concentraciones superiores a 200 mg/l en el arroyo de El Ahogado, mientras que los valores en las bases de datos de CEA y CONAGUA no superan los 55 mg/l en dicho sector.

4.4 Análisis de Componentes Principales

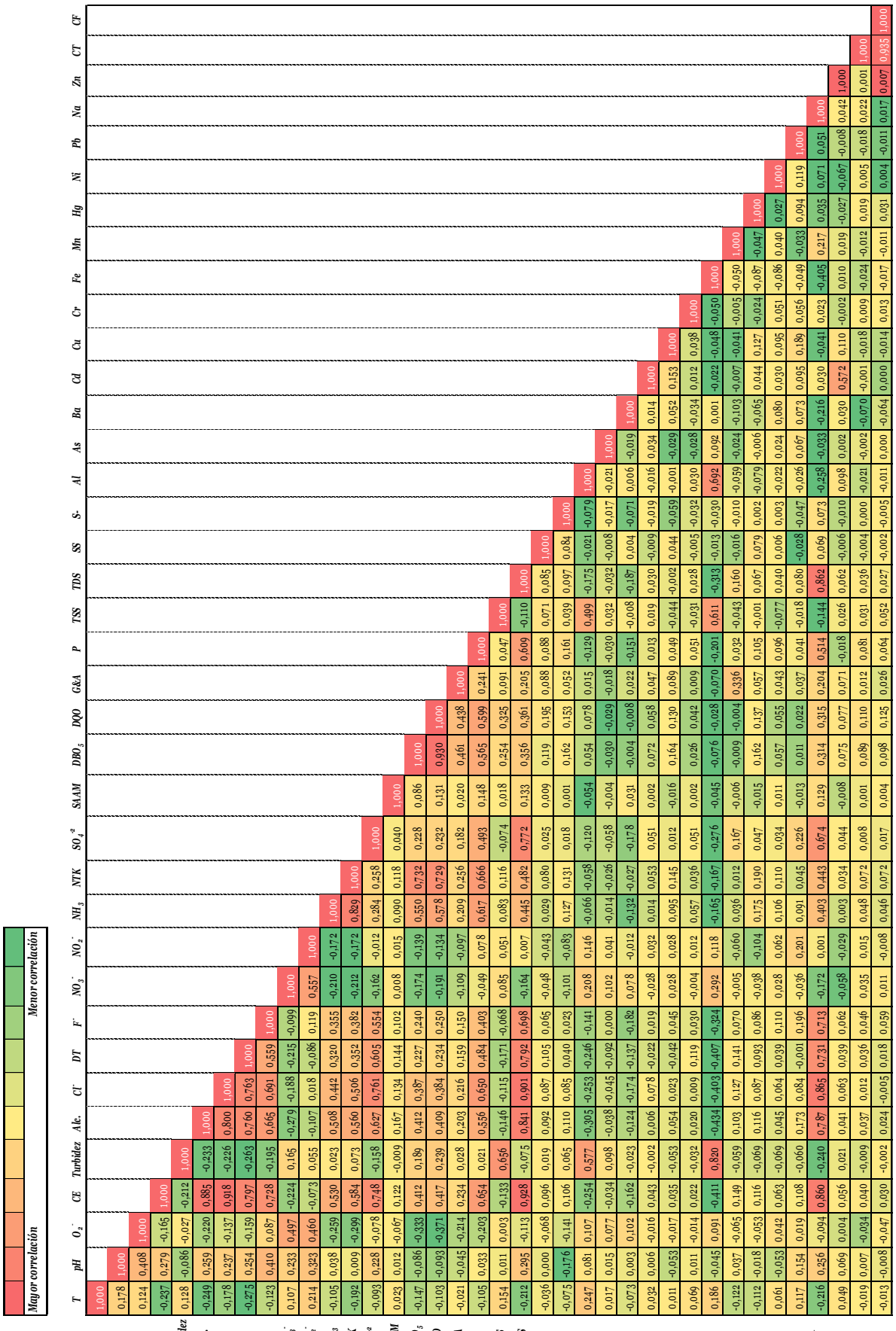
Dada la extensión territorial del área de estudio, el periodo de tiempo disponible de datos y la cantidad de variables medidas de calidad del agua, se ha considerado que el Análisis de Componentes Principales (ACP) es un método de estadística multivariable conveniente para tratar la información comprendida por series de datos largas.

Durante las últimas décadas, el ACP ha sido de gran aplicación en estudios de calidad del agua (Prygiel y Coste, 1993; Morell *et al.*, 1996; Ouyang, 2005; Astel *et al.*, 2007; Passerat *et al.*, 2011; Olsen *et al.*, 2012). Dicha técnica utiliza la correlación entre las variables para explicar la varianza del conjunto en pocos componentes, que en este caso representan a un gran número de parámetros de calidad del agua relacionados entre sí.

Se han realizado distintos ACP que han permitido estimar el grado de importancia de cada una de las variables analizadas, además de poder establecer grupos, de acuerdo con la afinidad entre ellas. El cuadro 4.6 muestra la matriz de correlación lineal existente entre la mayor parte de las variables consideradas. Los datos de dicha matriz corresponden a las determinaciones analíticas de la CEA, porque es la información más completa; contiene más variables de calidad del agua, que han sido medidas durante numerosas campañas de muestreo.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Se observa que gran parte de las variables en la matriz de Pearson (véase cuadro 4.6) están asociadas de acuerdo con el grado de mineralización de las aguas. La conductividad eléctrica (CE) está altamente correlacionada, de forma positiva, con los valores de alcalinidad, TSD, Na^+, F^-, Cl^- y dureza, y, en menor medida, con los contenidos de P, NH_3^+, NTK y SO_4^{2-}. Por otro lado, estas últimas variables muestran una ligera correlación negativa con la concentración de Fe.



Cuadro 4.6 Matriz de correlación de Pearson de 38 variables de calidad del agua analizadas

En general, no se ha observado correlación entre la concentración de los metales (Ba, Cd, Cu, Cr, Mn, Hg, Ni, Zn, U, V, Sb, Tl, Cs) –o de As- y otras variables hidroquímicas. Sin embargo, en las aguas con Zn y Cd se observa cierta correlación (*0,6*) entre ambas. Asimismo, los contenidos de Al muestran afinidad (*0,6*) con la turbidez, y esta última variable se correlaciona con TSS, contenidos en Fe y Al (Cuadro 4.6).

T y pH no han mostrado correlación con otras variables. Lo mismo ha ocurrido con la presencia de sustancias activas al azul de metileno –SAAM- (indicador de la presencia detergentes utilizados en procesos industriales), SS (sólidos sedimentables) y el contenido de S^{-2}. En cuanto a los coliformes (CF y CT), únicamente se observa correlación muy alta y positiva entre ambas medidas (*0,9*). El O_2 disuelto en el agua tiene un coeficiente de correlación de *0,5* con NO_2^- y NO_3^-. Por otra parte, la demanda de oxígeno (DQO, DBO_5) presenta una correlación positiva con otros componentes nitrogenados (NTK, NH_3^+), así como con P y con el contenido de grasas y aceites -*G&A*- (Cuadro 4.6).

Se ha pretendido hacer un ACP que explicara el mayor porcentaje de la varianza, sin tener que prescindir de información importante. No obstante, dicho porcentaje tiende a disminuir conforme aumenta el número de variables consideradas. Por ello, en el ACP efectuado con el conjunto de datos, los dos factores principales explicaron un porcentaje bajo (<20%) de varianza. Posteriormente, se ha suprimido del análisis la información considerada como menos representativa de la calidad del agua (e.g. algunos de los metales) y/o con escasa importancia para la presente caracterización (i.e. T, pH, SS, contenido de grasas y aceites), así como las variables que proporcionan información redundante. Es decir, se ha elegido, por ejemplo, entre TSD o la conductividad eléctrica; TSS o la turbidez; los coliformes fecales o los totales; la demanda química o biológica de oxígeno, etc. Además, los datos fueron clasificados de acuerdo con los dos periodos identificados en el área de estudio: húmedo o seco (véase apartado *3.1.2*). En la figura 4.8 se muestra un gráfico de ACP en el que sus dos principales factores explican un mayor porcentaje de la varianza (65% en el periodo seco y 42% durante el periodo húmedo), utilizando 30 variables, con mayor relevancia, según la información de los autovalores y comunalidades.

La separación de la información por periodos y la omisión de algunas variables han permitido, además, diferenciar de forma más nítida los grupos de agua encontrados entre cada estación de muestreo, como se presenta en la figura 4.9. Los datos registrados durante el periodo seco muestran una correlación entre las variables mayor que durante el periodo húmedo. Lo anterior posiblemente se deba a la dilución de los componentes con el agua de lluvia y al *"ruido"* estadístico que ello supone. Si se utiliza la información recabada durante el periodo húmedo, resulta imposible distinguir claramente los grupos de agua en algunas estaciones de

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

muestreo (e.g. *CRS-05*, *RS-04*, *RS-05*, etc.) ya que su distribuciones se encuentran diseminadas por todo el gráfico del ACP.

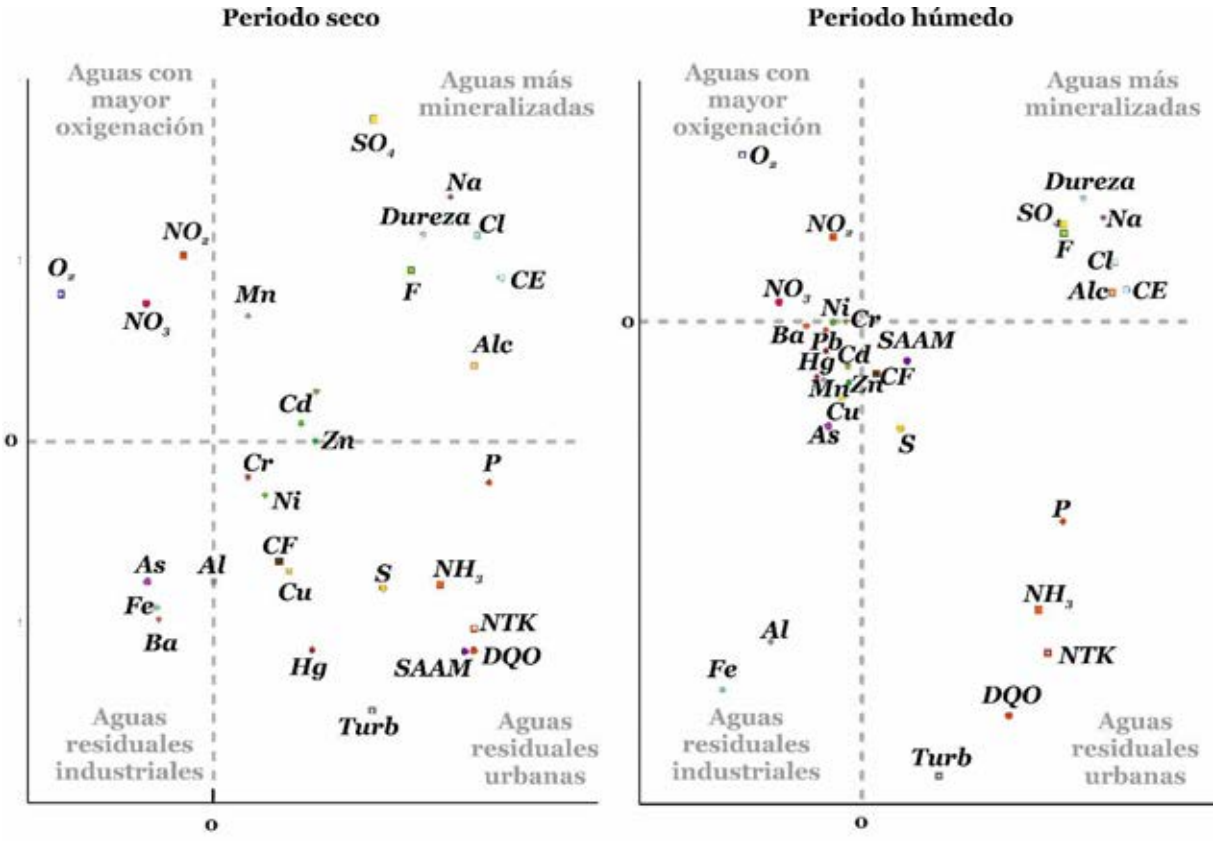


Figura 4.8 Gráfico del ACP de 30 variables de calidad del agua medias en el río Santiago

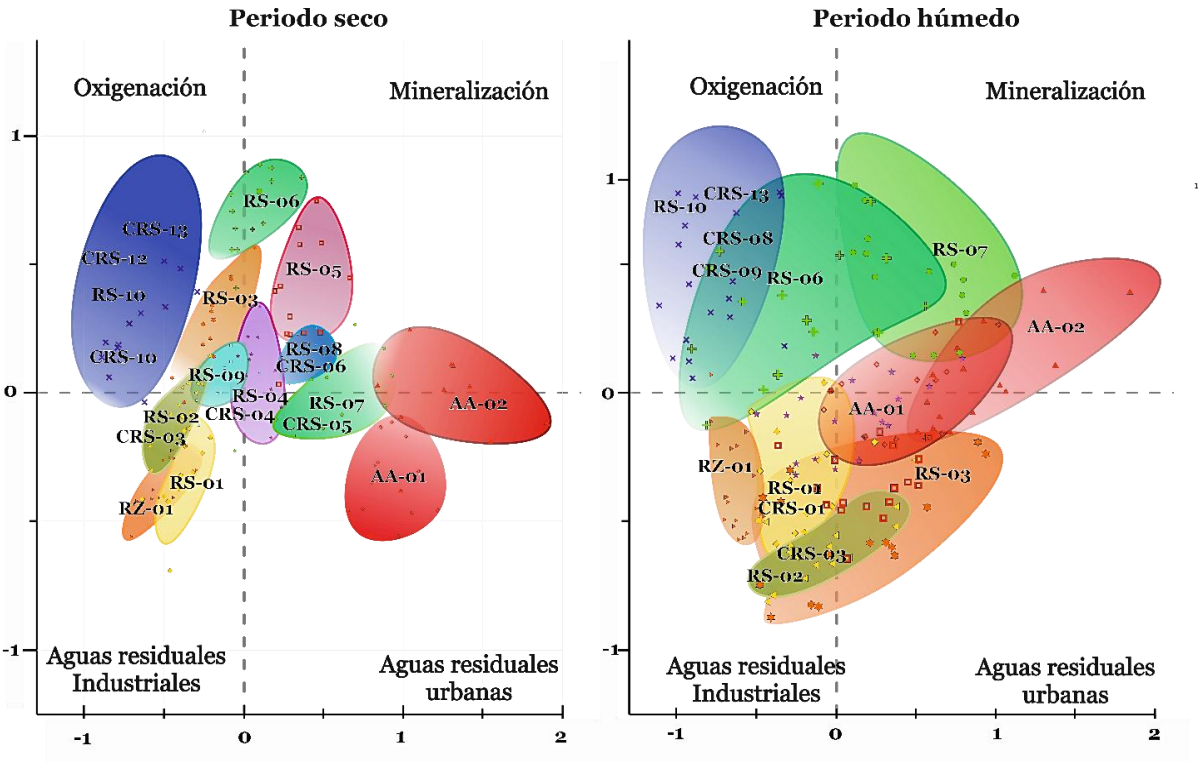


Figura 4.9 Gráfico del ACP de las estaciones de muestreo en el río Santiago

El gráfico de las unidades estadísticas del ACP (Figuras 4.8 y 4.9) evidencia la gran variabilidad existente en la composición química del agua en el río Santiago, lo que permite hacer una diferenciación general en cuatro grupos de aguas:

(1) El primer conjunto está localizado en el extremo negativo del factor *1*, representado por las estaciones de muestreo localizadas a aguas abajo del embalse de Santa Rosa (véase figura 4.5) con mayores valores detectados de O_2 disuelto (y en este caso particular, con presencia de NO_2^- y NO_3^-).

(2) El segundo grupo está formado por aguas más mineralizadas, relacionadas con altas concentraciones de Cl^-, DT, SO_4^{2-}, Na^+, F^-, alcalinidad y conductividad eléctrica.

(3) El tercer grupo está constituido por las aguas residuales urbanas, en las que se detecta una mayor concentración de DQO y turbidez, así como con altos contenidos de SAAM, NTK y NH_3^+. Éste es el caso de las estaciones en el arroyo de El Ahogado (*AA-01* y *AA-02*) y aguas abajo de la ciudad de Guadalajara (*CRS-05*, *RS-07* y *RRS-07*).

(4) El cuarto grupo está localizado en el extremo negativo del factor 2, formado por las aguas residuales con mayor concentración de metales y sólidos en suspensión (en la cabecera del río Santiago -*RS-01, RS-02 y* estación de muestreo en el río Zula –*RZ-01*-, 4 km aguas abajo). Está relacionado con la ocurrencia de vertidos de aguas residuales de tipo industrial.

4.5 Variación espacial y temporal de la calidad del agua

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Se ha representado la variación espacial de las determinaciones analíticas mediante diagramas de caja. De esta manera ha sido posible observar los rangos de valores registrados en todas las estaciones de muestreo a lo largo del río, utilizando las series completas de datos temporales disponibles en cada uno de los puntos de control.

El contenido de O_2 a lo largo del río Santiago se encuentra por debajo de 4 mg/l durante los 150 km situados aguas abajo del lago de Chapala (Figuras 4.5 y 4.10). Sin embargo, dicha variable presenta aumentos importantes, sobre todo en dos sectores: aguas arriba de la confluencia del río Santiago con el río Verde (entre las estaciones *RS-05* y *RS-06*) y aguas abajo del embalse de Santa Rosa (entre las estaciones *RS-09* y *RS-10*). Aguas abajo del embalse de La Yesca (*CRS-08/RS-10*), los valores medios de O_2 están entre 5 y 8 mg/l (Figuras 4.10 y 4.11). Por otro lado, los valores de concentración de F^- están en torno a 1 mg/l a lo largo de la parte media y baja del río (mientras el límite máximo es 1,4 mg/l), sin mostrar

grandes variaciones, únicamente se observan ligeros aumentos (de hasta 2,3 mg/l) aguas abajo del embalse de Santa Rosa (*RS-07* –véase la figura 4.10-). Los contenidos de Cl^- (Figura 4.10), así como los de conductividad eléctrica, TSD, Na^+, alcalinidad y dureza total (Figura 4.12) presentan una distribución similar, aunque estos últimos no rebasan el límite máximo.

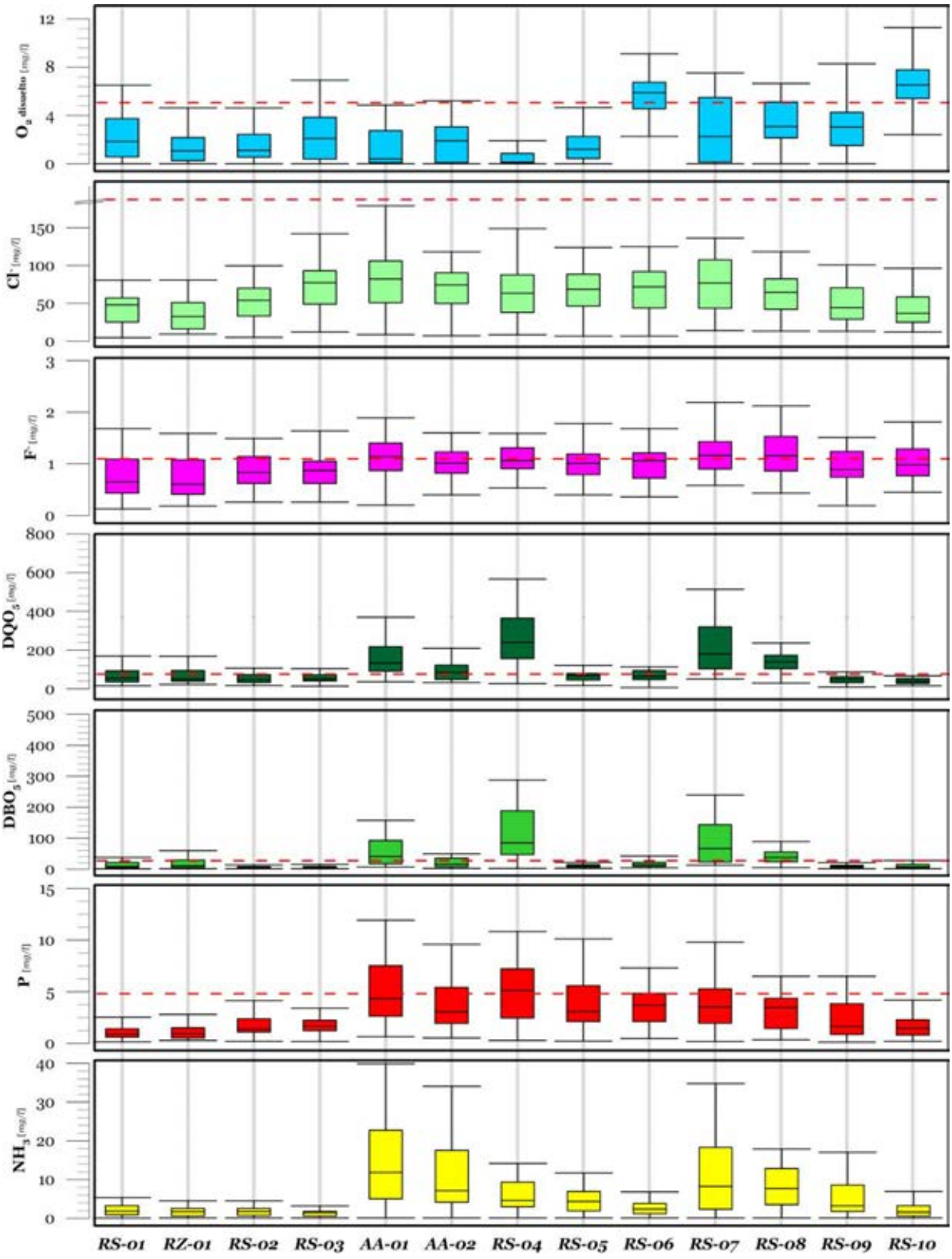


Figura 4.10 Gráficos de caja con información hidroquímica proveniente de la CEA. La línea discontinua en color rojo representa el límite máximo permitido por la legislación

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En las estaciones *RS-01*/*CRS-01*, situadas cerca del nacimiento del río Santiago (véase mapa de figura 4.5), se han registrado valores medios de DQO y DBO_5 de 60 y 20 mg/l, respectivamente (Figura 4.10). Sin embargo, aguas abajo de la entrada del arroyo de El Ahogado, cerca de la cascada de El Salto (Figura 4.4), ambas variables alcanzan concentraciones de hasta 400 y 150 mg/l (Estación *RS-04*). A pesar de esto último, en la estación *RS-05* se percibe una clara disminución de DQO y DBO_5. En la estación localizada aguas abajo de la confluencia entre los ríos Verde y Santiago (*RS-07*/*CRS-05*), los valores medios de demanda de oxígeno nuevamente alcanzan concentraciones altas (DQO de hasta 400 mg/l y DBO_5 en torno a 100 mg/l). En la estación de muestreo *RS-02*/*CRS-03* se observa cierta disminución de los contenidos O_2 respecto a las mediciones en la estación localizada aguas arriba; asimismo, se registra un aumento de P (con valores entre 1 y 5 mg/l) y de conductividad eléctrica (hasta 1100 µS/cm).

El contenido medio de P es inferior a 3 mg/l a lo largo del río Santiago, hasta la entrada del arroyo de El Ahogado (Figura 4.10). Aguas abajo de dicha confluencia, los valores medios de P están entre 8 y 4 mg/l y se mantienen en este rango hasta aguas abajo del embalse de Santa Rosa (estación *RS-09*); su concentración media no desciende hasta el embalse de La Yesca (localizado en la confluencia con el río Bolaños –véase figura 4.5-), donde se alcanzan valores medios de entre 1 y 4 mg/l.

En todos los puntos de control las muestras de agua presentan valores de NH_3 que sobrepasan el límite permitido por la legislación (fijado en 0,06 mg/l). El mayor aumento de esta variable se ha registrado en las estaciones situadas en el arroyo de El Ahogado (*AA-01* y *AA-02*), con valores entre 5 y 22 mg/l, así como aguas abajo de la ciudad de Guadalajara (*CRS-05*/*RS-07*) con hasta 18 mg/l. En contraste, la menor concentración media de NH_3 se ha detectado en la estación *RS-03* (en torno a 2 mg/l), localizada aguas arriba de la entrada del arroyo El Ahogado (véase figura 4.10).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En las determinaciones analíticas provenientes de la CONAGUA, se ha observado una clara diferencia en la concentración de los componentes medidos (véase figura 4.11) entre los puntos localizados en la parte baja del río y los situados en la parte alta (aguas abajo de *CRS-07*, en el embalse de Santa Rosa –de acuerdo con el mapa de la figura 4.5-). Ello ocurre, sobre todo, en los valores de CF, O_2 y DQO; los de CF y DQO inician una tendencia descendente desde aguas abajo del embalse de El Cajón (*CRS-09*), mientras que la tendencia de la concentración de O_2 en el agua es al contrario (véanse figuras 4.10 y 4.11).

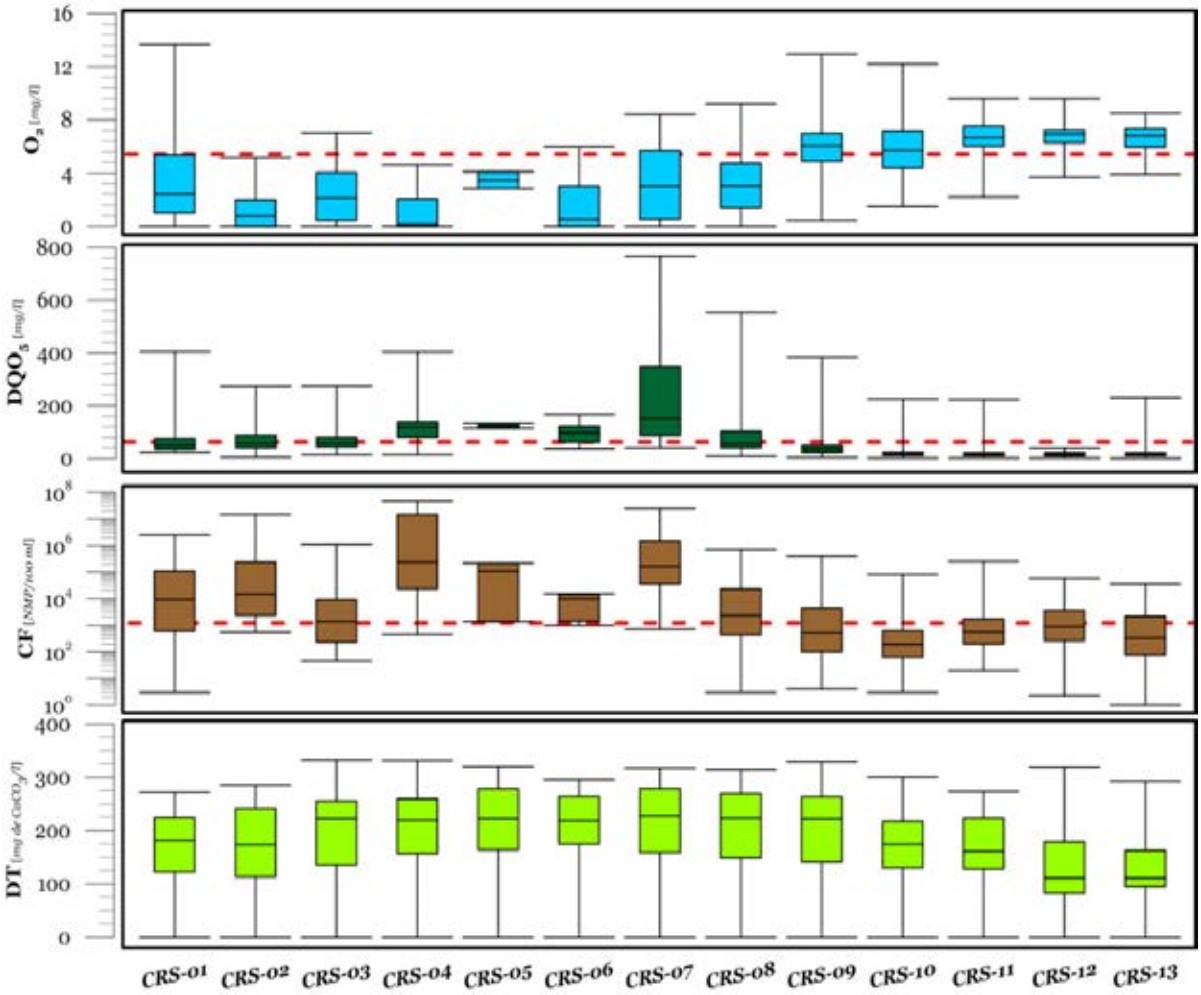


Figura 4.11 Gráficos de caja de los valores de O_2, DQO, CF y dureza total en las aguas del río Santiago, con datos provenientes de las estaciones de muestreo de la CONAGUA. La línea discontinua en color rojo representa el límite máximo permitido por la legislación (SE, 2017)

Cerca del lago de Chapala (estaciones *RS-01*/*CRS01*), los valores de CF y CT se encuentran por encima del límite máximo (definido en 1000 NMP/100 ml). El contenido de CF supera cien veces dicho límite y muestra cierta correlación con los valores S^{2-}, los cuales parecen aumentar siguiendo esta misma tendencia. El índice de correlación obtenido, por regresión lineal residual, entre las variables mencionadas (CT y CF, en relación con S^{2-}) es de *0,75* cerca de la cabecera del río Santiago. Los valores de TSD en la estación *RS-01*/*CRS-01* presentan valores de hasta 850 mg/l, mientras que el límite permitido es 500 mg/l (Figura 4.12).

En el tramo más próximo a la desembocadura del río Santiago en el océano Pacífico (estaciones *CRS-10* a *CRS-13* en la figura 4.5), los valores de CF y DQO_5 disminuyen sustancialmente y alcanzan valores aceptables. Ello ocurre aguas abajo de los embalses recorridos hasta dicho sector (i.e. Santa Rosa, La Yesca, El Cajón, Aguamilpa).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En el 95% de las muestras tomadas en el arroyo de El Ahogado (*AA-01* y *AA-02*), el contenido de O_2 se encuentra por debajo de 4 mg/l y los valores de concentración de P están entre 2,5 y 7,5 mg/l (mientras el valor máximo permitido es 0,1 mg/l); la concentración media de F^- en este tramo es 2,6 mg/l.

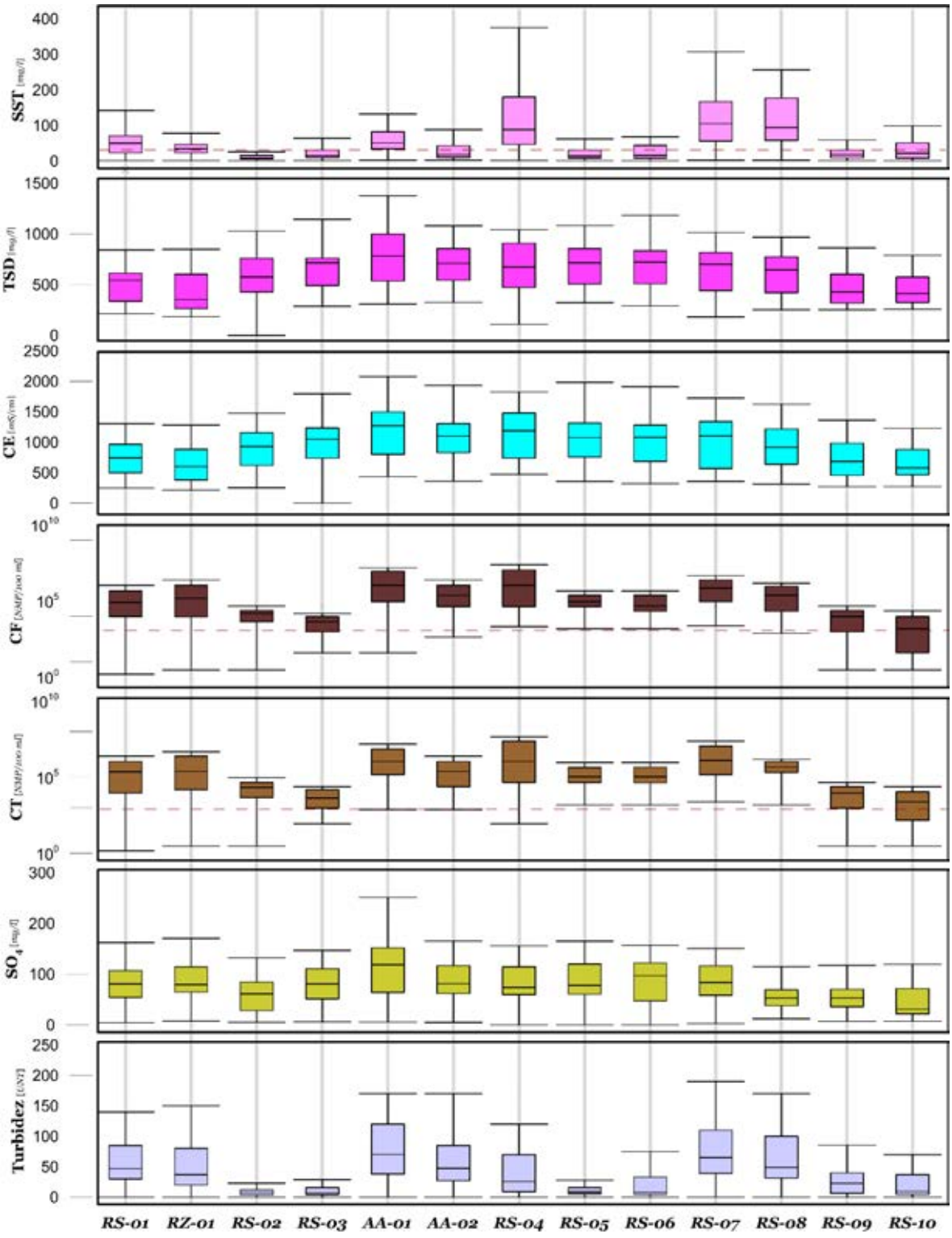


Figura 4.12 Gráficos de caja de algunas variables de calidad del agua con datos provenientes de la CEA. La línea discontinua en color rojo representa el límite máximo permitido por la legislacion

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Como se muestra en los gráficos de las figuras 4.10 y 4.11, las variables de calidad del agua del río Santiago que han sido medidas en Ocotlán (estación *CRS-01/RS-01/RRS-01*) son similares a los del río Zula (*RZ-01*), localizado en el mismo municipio (véase mapa de situación –Anexo I-). Aguas abajo de dicho sector, en la estación de muestreo *RS-02* se observa una ligera disminución del O_2, así como un aumento del contenido de P, DQO y DBO_5 (entre 1 y 5 mg/l).

Los valores medios de TSS en las estaciones de muestreo *RS-01* y *RS-02* están entre 40 mg/l y 100 mg/l (Figura 4.12). Sin embargo, aproximadamente 100 km aguas abajo, en la estación *RS-04,* en el municipio de El Salto (Figura 4.5), el TSS aumenta de forma significativa (hasta una media de 122 mg/l). Según los valores medidos en *RS-06* y *RS-07,* a lo largo de ~150 km, la concentración de TSS disminuye hasta alcanzar valores aceptables (<50 mg/l); aumenta de forma abrupta aguas abajo de la ciudad de Guadalajara (*RS-07* y *RS-08*) y vuelve a disminuir aguas abajo del embalse de Santa Rosa (*RS-09*). La variación espacial en el contenido de TSS es similar a lo ocurrido con valores de la turbidez y SS.

Los valores máximos de concentración de SO_4^{2-} son del orden de 150 mg/l (el límite máximo es 250 mg/l), y su concentración no fluctúa de forma significativa a lo largo del río (Figura 4.12); ello incluso aguas abajo de los embalses (véase mapa de la figura 4.5).

En la estación de muestreo *RS-04*, localizada en el municipio de El Salto (véase mapa de la figura 4.5), aguas arriba de la cascada con el mismo nombre (Figura 4.4) se observan los valores más bajos de O_2 (<1,5 mg/l) y la mayor concentración de DQO (200-400 m/l) y DBO_5 (hasta 200 mg/l); SAAM entre 60 y 250 mg/l (los más altos). Los valores medios de las tres variables mencionadas son muy similares a los registrados en las estaciones de muestreo situadas aguas arriba (Figura 4.10).

En la confluencia del río Juchipila con el río Santiago (estaciones *RRS-08/RS-08* y *CRS-06*), se presenta una disminución de SAAM (inferior a 2 mg/l), coliformes (en torno a 2500 NMP/100 ml), y P (con valores medios menores de 3 mg/l). Por otra parte, el 66% de las mediciones de S^{2-} superan el valor permitido (0,2 mg/l) a lo largo del río Santiago; la mayor parte se encuentra entre 0,5 y hasta 12 mg/l. Los valores más altos de S^{2-} se han medido en las estaciones situadas cerca del lago de Chapala (*RS-01*) y los menores en el sector de Atequiza (en la estación *RS-03* –véase figura 4.5-).

Según las mediciones llevadas a cabo por la CEA, el contenido As se encuentra generalmente por debajo del límite permitido por la legislación (0,05 mg/l) en la mayor parte de las estaciones de muestreo (Figuras 4.13 y 4.14), con un valor medio de 0,02 mg/l. Dichas

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

determinaciones presentan valores muy superiores a los resultados del análisis químico realizado en el marco de esta tesis (en torno a 0,007 mg/l –véase cuadro 4.5 y figura 4.7-).

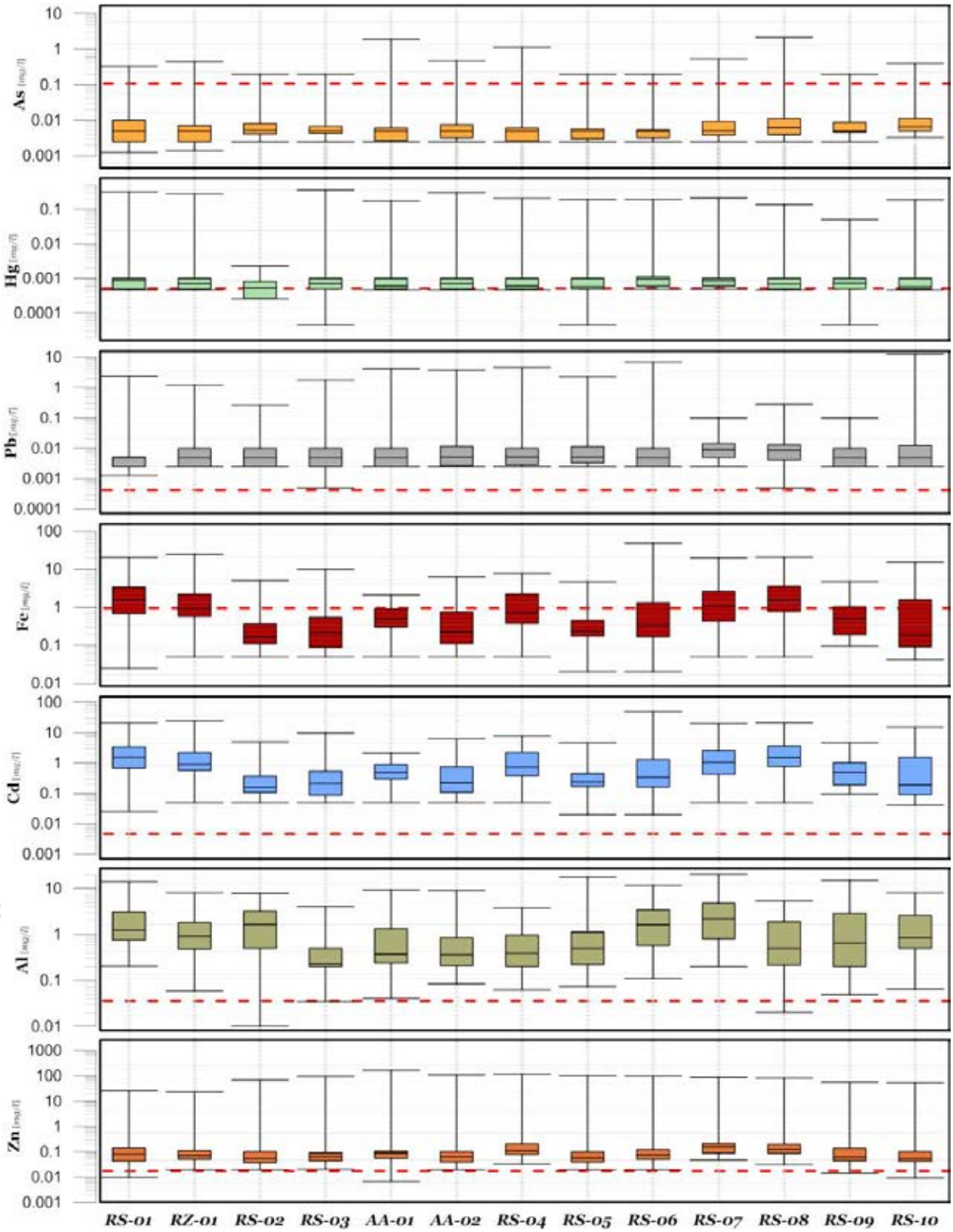


Figura 4.13 Gráficos de caja del contenido de metales en el agua registrado en las estaciones de muestreo con datos hidroquímicos de la CEA. La línea discontinua en color rojo representa el límite máximo permitido por la legislación

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

A lo largo del río Santiago, las concentraciones de Hg, Pb, Cd, Al, Zn y Pb suelen rebasar los estándares legales (Figura 4.13), en concreto, los contenidos de Pb superan dicho umbral prácticamente en todas las mediciones. En general, los contenidos de As, Hg, Pb y Zn no presentan grandes variaciones entre las estaciones de muestreo, a diferencia de los valores de Fe. Las mayores subidas del contenido de Fe se presenta en las estaciones *RS-01* y *RZ-01* (en la cabecera del río –véase figura 4.5-), en la estación *RS-04* (aguas abajo de la entrada del arroyo de El Ahogado), así como en *RS-08* (aguas abajo de la entrada del río Juchipila)

En las figuras 4.14 y 4.15 se muestran las evoluciones temporales de 20 variables hidroquímicas, correspondientes a las dos estaciones que han registrado mayores diferencias de concentración entre los componentes medidos: las estaciones *RS-04* (aguas abajo de la entrada de El Ahogado) y *RS-10* (en el embalse de La Yesca). En algunos de estos gráficos se ha utilizado un eje de ordenadas con escala logarítmica debido al amplio rango de concentraciones que existe en las muestras (Cuadro 4.1). Aunque ello atenúa algunas de las variaciones, es posible apreciar los cambios de concentración más significativos a lo largo del periodo de muestreo.

A finales del año 2009 se perciben algunos aumentos claros en los contenidos de As, Hg, y Fe, lo que puede atribuirse a una descarga puntual de vertidos con dichos componentes (Figuras 4.14 y 4.15). En comparación con las demás estaciones de muestreo, en la estación de muestreo *RS-10* generalmente se percibe una menor variabilidad en los componentes medidos, excepto por los valores de O_2, que van de 0,5 a 12 mg/l (entre abril y julio de 2012).

Durante el periodo húmedo (de junio a octubre -véase *3.1.2.4*-), en todas las estaciones de muestreo los descensos de los valores de TSD van acompañados por claras disminuciones de alcalinidad, conductividad eléctrica, dureza total y de los contenidos de Cl^-, Na^+, S^{2-}, F^-, P, NTK, NH_3 y SO_4^{2-}. En general, los valores de DQO, DBO_5 también evolucionan de forma similar a las variables relacionadas con la mineralización del agua y los contenidos de NTK y NH_3.

La concentración de buena parte de las variables medidas en el agua del río (e.g. SAAM, TSS, NO_2^-, NO_3^-, CT, CF, metales) no muestra respuestas a los cambios en la precipitación, excepto O_2, que tiende a aumentar ligeramente a principios del mes de julio, periodo en el cual la precipitación registrada en la CRS puede superar 300 mm (véase la figura 3.10).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

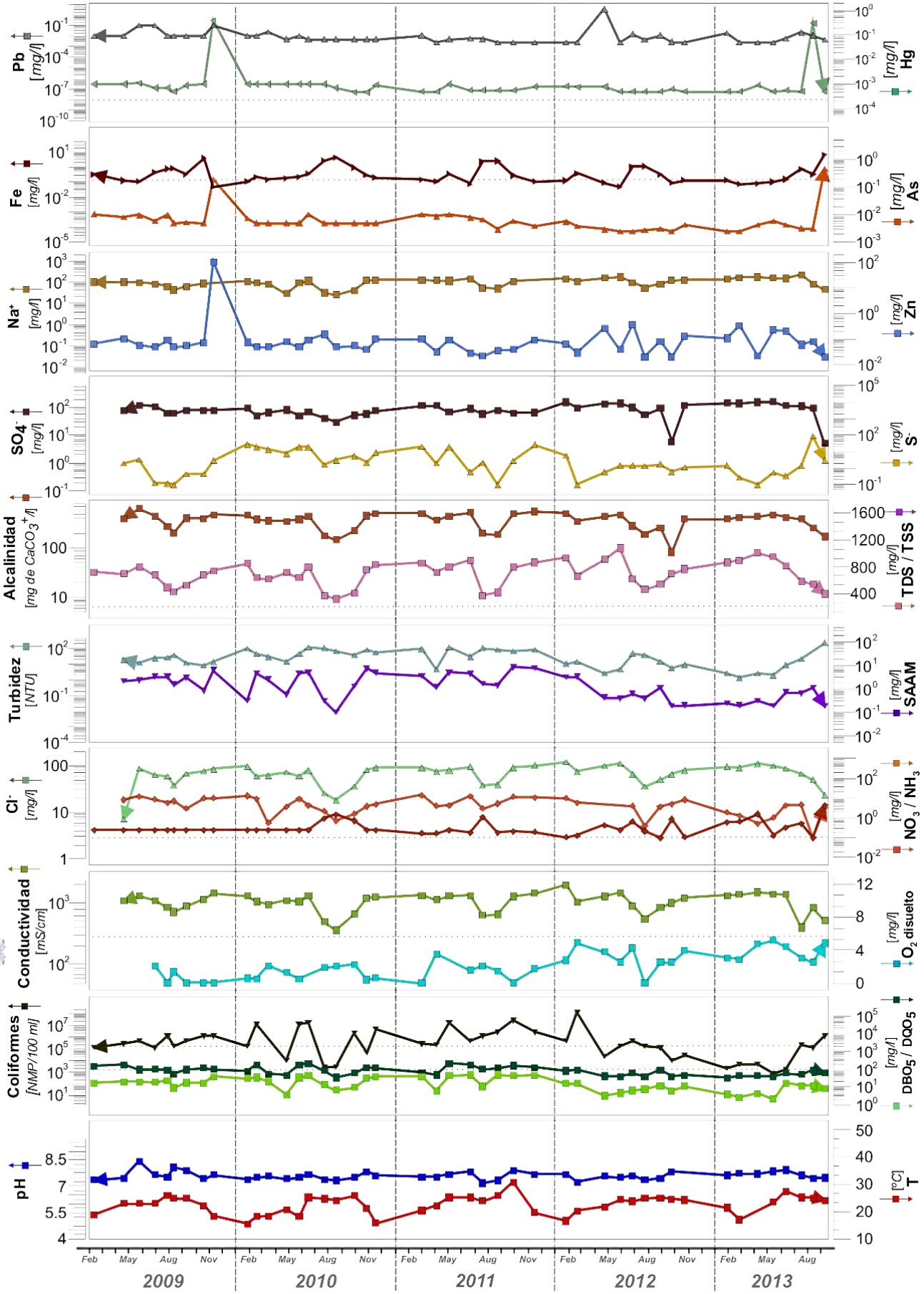


Figura 4.14 Variación temporal de los valores hidroquímicos en la estación *RS-04* (aguas abajo de la entrada del arroyo de El Ahogado)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

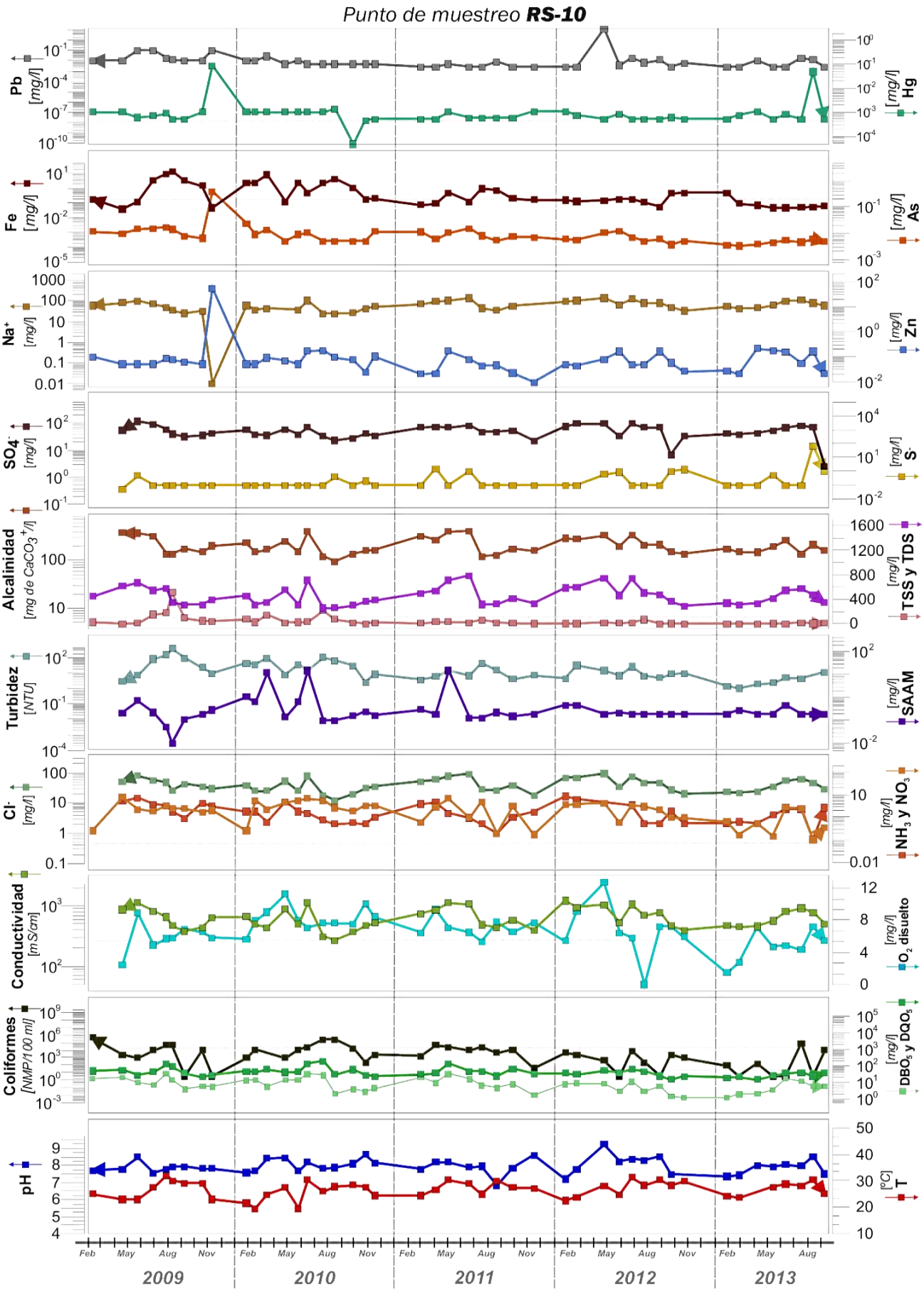


Figura 4.15 Variación temporal de los valores hidroquímicos en la estación *RS-10* (en el embalse de La Yesca)

4.6 Análisis preliminar de tendencias e identificación de los focos de contaminación

Con objeto de identificar los sectores donde más aumenta la contaminación del río Santiago se ha realizado una comparación estadística del comportamiento de las variables de calidad del agua en cada una de las estaciones y a lo largo del periodo de muestreo. Se ha decidido restringir dicho análisis al tramo del río Santiago que discurre por el estado de Jalisco, donde se han registrado las mayores variaciones y se cuenta con más información (entre las estaciones *RS-01* y *RS-10* –véase figura 4.5-). Se han utilizado 34 de las 38 variables disponibles –Cuadro 4.1- (las mediciones de T, pH, G&A, SS y Pb se han descartado por su escasa variación espacio-temporal).

Para reconocer la variabilidad temporal, las estaciones de muestreo se han ordenado de mayor a menor posición, en función de las variables medidas en cada una de las campañas, con el denominado análisis tipo *rank* (Sánchez-Peña, 1998). A cada estación se le ha asignado una puntuación entre *1* y *10*; se ha puntuado *1* si la variable medida en una estación registra el menor valor en relación con las demás y *10* si es el mayor.

Con objeto de identificar los mayores aumentos de las variables a lo largo del río, se ha jerarquizado cada estación de muestreo en función de su variabilidad espacial; análisis tipo *run* (Sánchez-Peña, 1998). Se ha asignado un valor de *1* cuando la variable hidroquímica aumenta con respecto a la estación localizada aguas arriba y de *-1* si disminuye.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Los dos procedimientos descritos se han aplicado en las 30 variables, de tres maneras: (*i*) con todas las mediciones disponibles, (*ii*) con las realizadas durante el periodo húmedo y (*iii*) sólo con los datos tomados durante el periodo seco. Posteriormente, se ha obtenido la media aritmética de las puntuaciones obtenidas en las campañas de muestreo consideradas en cada uno de los tres conjuntos (con valores entre *-1* y *1* para el análisis *run*; entre 1 y 10 para el análisis *rank*).

Los resultados del análisis explicado anteriormente se han representado en gráficos de cada variable, separados según los grupos identificados con el ACP (véase apartado *4.4*). En la figura 4.16 se presentan los resultados del análisis de cada estación respecto a las campañas de muestreo (*rank*) y en la figura 4.17 los del análisis entre cada estación (*run*), a lo largo del periodo considerado. Ambas figuras muestran los resultados de las comparaciones utilizando los valores medidos durante el periodo de estiaje (noviembre a mayo –véase apartado *3.1.2.3.4-*), puesto que es cuando se distinguen más claramente los distintos grupos de aguas.

El eje vertical representa la media de las puntuaciones asignadas a cada variable (entre *1* y *10* para *rank*; entre *1* y *-1* para *run*), en cada estación de muestreo.

En la figura 4.16 se observa que en las estaciones *RS-06* y *RS-10* ocurren los mayores aumentos del contenido de O_2 y, por el contrario, en las estaciones *RS-04*, *RS-07* y *RS-08* es donde se perciben claras subidas de DQO, DBO_5, CF, CT, turbidez y NTK. En lo que se refiere a la concentración de metales (relacionados con los vertidos industriales), no está claro en qué tramo del río se presenta una mayor tendencia al aumento, aunque en el estación *RS-08* (aguas arriba de la confluencia del río Juchipila con el Santiago) se han identificado los valores más altos de Fe, Cd y Zn respecto a las demás estaciones, y en la estaciones *RS-04* y *RS-05* suelen registrarse más concentraciones de Al. Además, se muestra que la mineralización del agua tiende a aumentar entre la estación *RS-04 y* la *RS-08*.

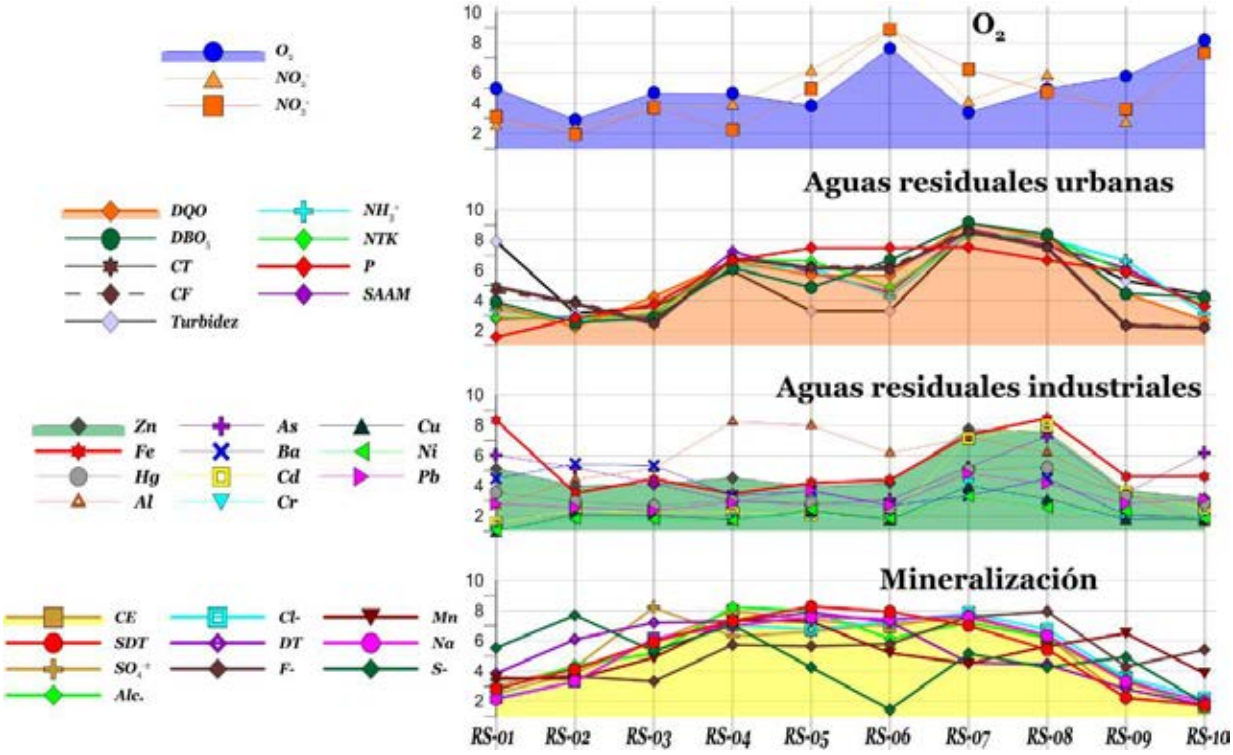


Figura 4.16 Gráficos de la jerarquización de aumentos ocurridos durante las campañas de muestreo (análisis *rank*) en cada estación

La figura 4.17 muestra que entre las estaciones *RS-05* y *RS-06* así como entre *RS-09* y *RS-10* se presentan los mayores aumentos de O_2, mientras que los mayores descensos de dicha variable ocurren entre *RS-06* y *RS-07*. Por otra parte, los componentes relacionados con los vertidos de aguas residuales urbanas (DQO, DBO_5, CT, CF, NH_3, turbidez, P, SAAM y NTK) tienden a aumentar entre las estaciones de muestreo *RS-03* y *RS-04*, y entre *RS-06* y *RS-07*; la mayor disminución de dichos vertidos sucede entre *RS-08* y *RS-09*. En general, la mineralización del agua tiende disminuir a lo largo del río en el tramo considerado, sobre

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

todo entre las estaciones *RS-08* y *RS-09*; sin embargo suele aumentar más frecuentemente entre *RS-02* y *RS-03*.

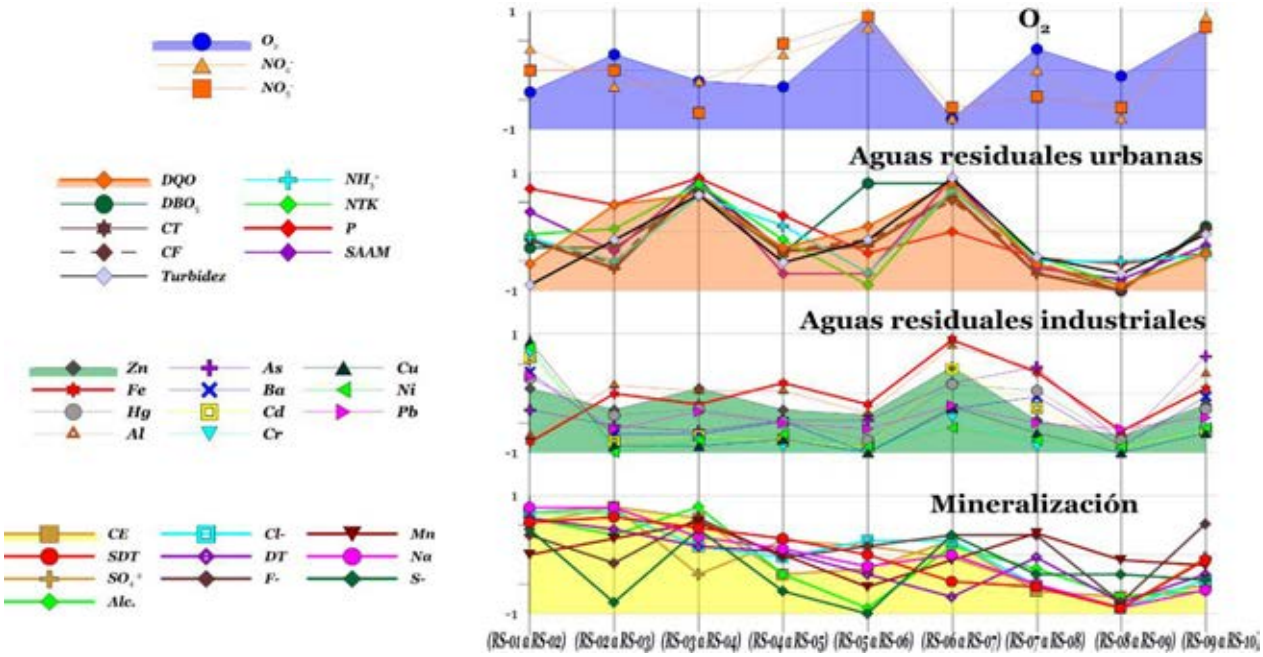


Figura 4.17 Gráficos del análisis de las tendencias entre las estaciones de muestreo (tipo *run*)

4.7 Discusión e interpretación de los resultados analizados sobre calidad del agua

Según la información analizada sobre la calidad del agua en el río Santiago, la mayor parte de los vertidos de aguas residuales se produce en la periferia de la ciudad de Guadalajara. Se han identificado dos sectores como los principales focos de contaminación: El Ahogado (aguas arriba del centro de la ciudad) -en las estaciones *AA-01* y *AA-02*-, así como en el sitio localizado aguas arriba de las estaciones *RS-07/CRS-05* (conocido como "Agua Prieta"), en el antiguo cauce del río San Juan de Dios, 3 km aguas abajo de la confluencia del río Verde con el río Santiago (véase figura 4.5).

El coeficiente DBO_5/DQO tiene un valor medio de 0,39 durante el periodo seco (0,21 durante el periodo húmedo), lo cual indica una mayor aportación de vertidos urbanos en comparación con los procedentes de las actividades industriales (Cossu *et al.*, 2012). De acuerdo con los resultados analíticos, los afluentes que proporcionan mayor concentración de contaminantes al agua del río Santiago son: el arroyo de El Ahogado, el cauce localizado en el sitio denominado Agua Prieta, el río Zula y el río Verde (por orden de importancia).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En las estaciones de muestreo localizadas en el arroyo de El Ahogado se registra una concentración de coliformes fecales y totales (CF y CT) casi diez mil veces superior al límite fijado por la legislación de referencia; siete veces por encima en el caso de P; alrededor de veinticinco veces para NH_3 y quintuplica DQO y DBO_5 (Figura 4.18).

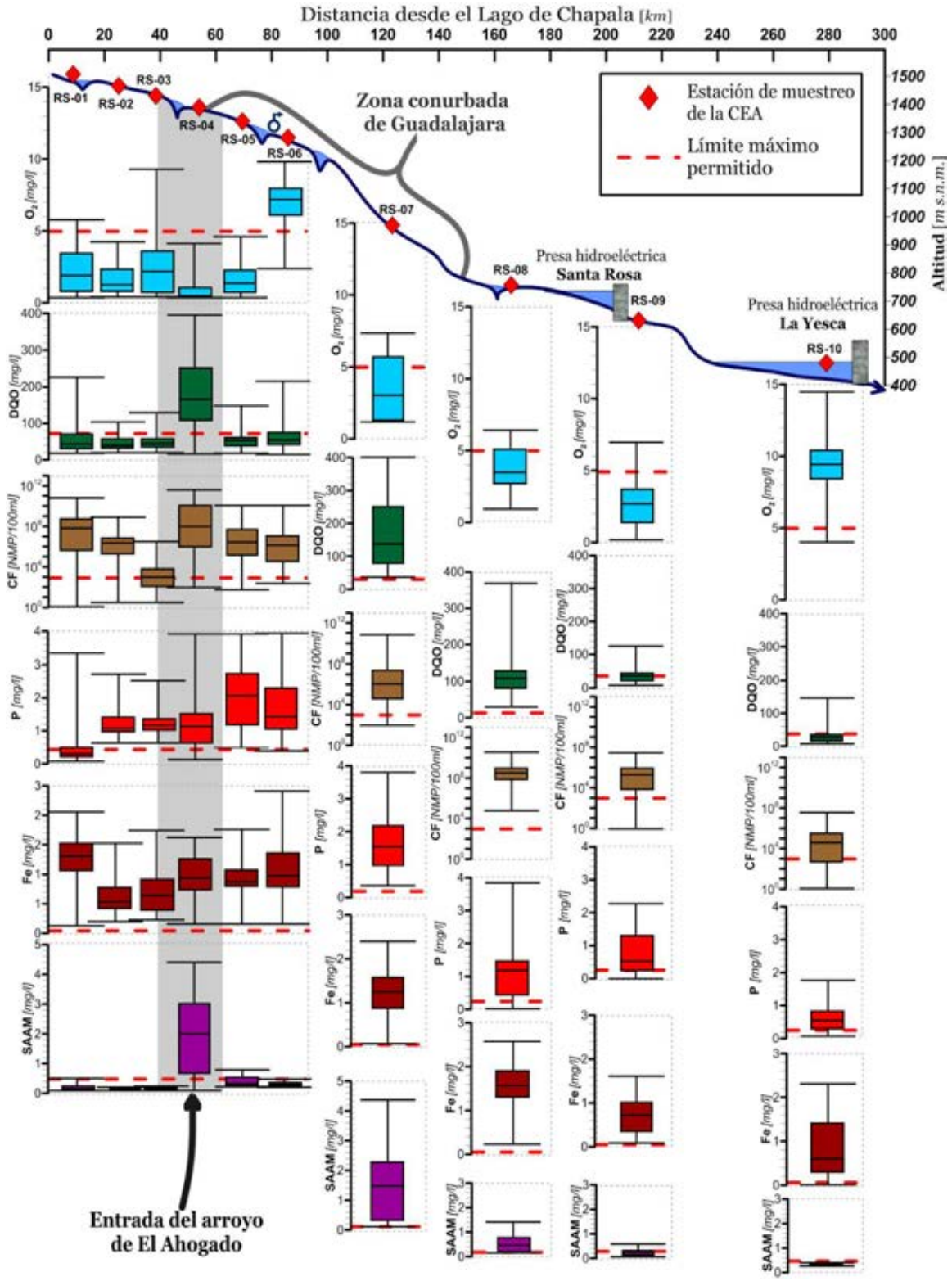


Figura 4.18 Perfil esquemático de la evolución de O_2, DQO, CF, P, Fe y SAAM a lo largo del río Santiago, entre 2008 y 2013, según el control de la CEA Jalisco

Se han observado diferencias significativas en la cantidad de O_2 del agua del río entre los puntos de muestreo situados aguas arriba y aguas abajo del embalse de Santa Rosa. En general, se ha constatado que el contenido de O_2 aumenta conforme se aleja de la ciudad de Guadalajara. En las figuras 4.18 y 4.19 se presentan los tramos del río Santiago en los cuales se ha producido una reducción significativa de la concentración de algunos componentes. En las estaciones de muestreo localizadas en el embalse de La Yesca (*RS-10* y *CRS-08*), se percibe una mejoría sistemática de los valores de calidad del agua en el río, en cuanto al O_2 (por encima de 5 mg/l). El contenido de Na^+ es del orden de 50 mg/l y la presencia de coliformes fecales es de 800 NMP/100 ml. Sin embargo, el 85% de los valores de DBO_5, P, NH_3^+ se encuentran por encima de las concentraciones permitidas por la legislación mexicana. A pesar de ello, en dicho embalse se desarrollan actividades de pesca.

De forma general, a ~200 km aguas abajo de la ciudad de Guadalajara se registran niveles aceptables de algunos parámetros fijados por la legislación de referencia, en cuanto a la concentración de O_2, DQO y CF (véase figura 4.19). El contenido medio de O_2 es de 6 mg/l aguas abajo del embalse de Aguamilpa. A partir de la confluencia con el río Huaynamota (Figura 4.19), los valores de ciertos indicadores de contaminación se encuentran dentro de los rangos aceptables, según la mayor parte de los estándares de calidad considerados por la legislación de referencia (CF = 1000 NMP/100 ml; DQO = 40 mg/l). Esto puede tener varias explicaciones: la entrada de afluentes con agua de mejor calidad, el aumento de la precipitación en la zonas más bajas de la cuenca y con clima predominantemente cálido subhúmedo, y la presencia de las grandes presas hidroeléctricas a lo largo del cauce (véase apartado *3.1.2*). Es posible que los embalses hidroeléctricos construidos a lo largo del río estén influyendo positivamente en la retención de sustancias contaminantes en sus sedimentos. Ghrefat y Yusuf (2006) indicaron que la influencia de estas infraestructuras en la retención de componentes del agua puede implicar procesos complejos (de tipo físico, biológico y químico), según la composición de los sedimentos y las propiedades del contaminante. Este aspecto debe ser investigado en el futuro.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La presencia de coliformes (CT y CF) parece no tener una afinidad clara con otras variables, a pesar de su conocida relación con los vertidos de aguas residuales urbanas, lo que puede ser atribuido a los grandes cambios de concentración debido a los vertidos en los focos de contaminación identificados (i.e. El Ahogado, Agua Prieta); ello a pesar de haber normalizado la información, según ecuación *2.1*. Por otra parte, la medición de T y pH no presenta grandes variaciones, no muestran correlación con otras variables ni parecen aportar información relevante para evaluar la calidad del agua a lo largo del río Santiago.

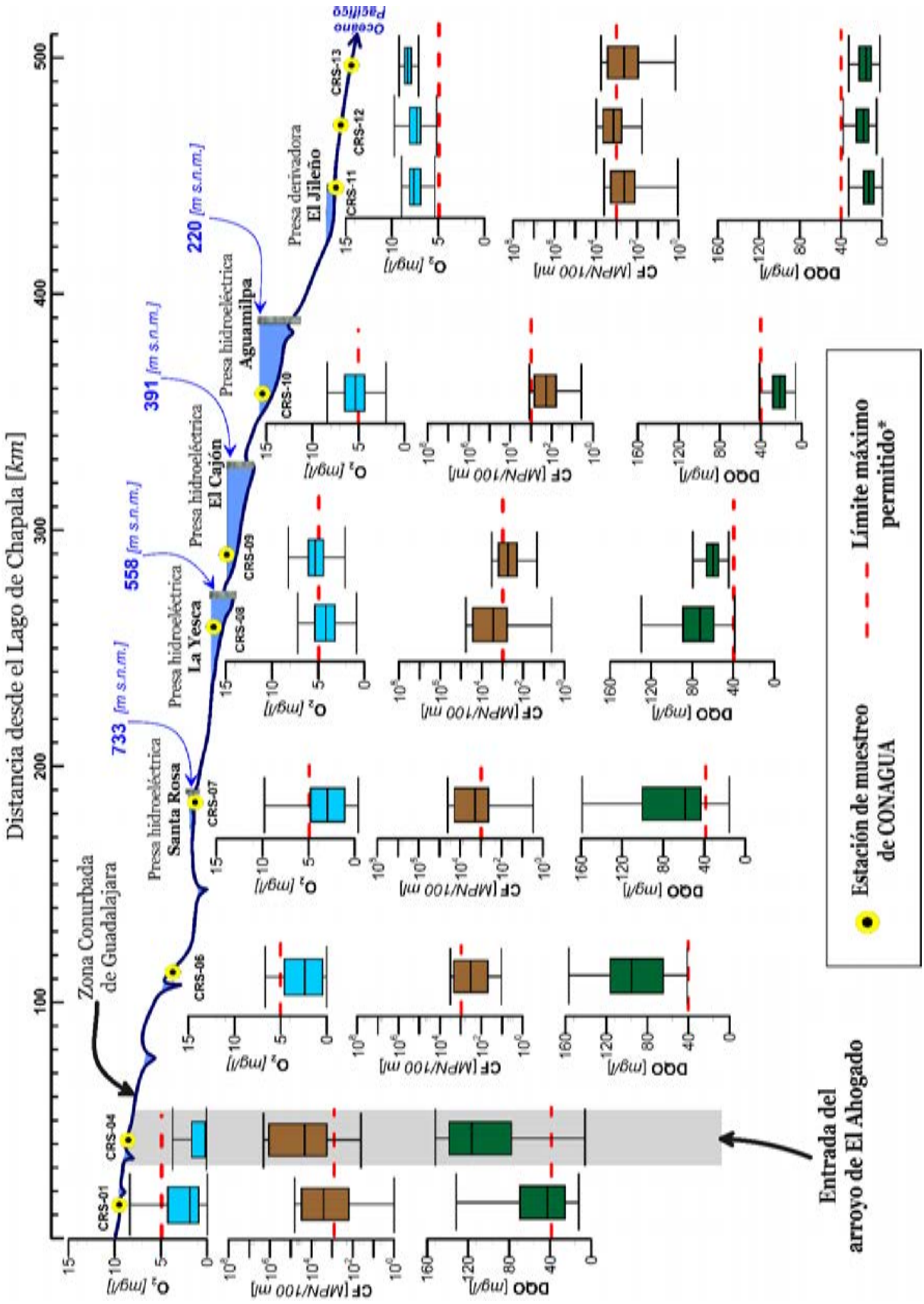


Figura 4.19 Gráficos de caja con los valores de concentración de O_2, CF, y DQO, localizados en un perfil topográfico a lo largo del río Santiago, según información de CONAGUA (elaborado a partir de muestras tomadas entre 1999 y 2013). (*) el valor umbral de O_2 corresponde a la concentración mínima recomendada en ríos (i.e. 5 mg/l)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Los valores de concentración de los componentes que indican contaminación del agua en el río Santiago, medidos en las estaciones *RS-04*, se atribuyen a las aguas residuales (industriales y urbanas) vertidas en el arroyo de El Ahogado. Por otra parte, las variables medidas en *CRS-05*/*RS-07*, posiblemente reflejan los vertidos de aguas residuales provenientes de la ciudad de Guadalajara (niveles bajos de O_2; DQO con valores de hasta 350 mg/l; DBO_5 de 150 mg/l; TSS de entre 100 y 200 mg/l; turbidez de 40 y hasta 100 NTU, SAAM de 7 mg/l y NH_3 de hasta 20 mg/l) y la mezcla con el agua del río Verde, puesto que éste recibe vertidos de aguas residuales sin depuración previa (urbanas, agrícolas e industriales) que ocurren aguas arriba (Guzmán-Colis *et al.*, 2011), en el estado de Aguascalientes y en el NO de Jalisco (véase mapa situación en el anexo I), donde se desarrollan actividades agrícolas e industriales de forma intensiva (véase apartado *3.2.4*).

Los altos contenidos de Fe, Zn, Cd y Al que han sido determinados por la CEA podrían ser atribuidas a los vertidos de aguas residuales industriales, cuyos valores máximos han sido medidos aguas abajo de El Salto (en las estaciones de muestreo *RS-04 y RS-05*, véase figura 4.5) y en el denominado arroyo de El Ahogado (estaciones *AA-01* y *AA-02*).

En los análisis químicos efectuados durante la presente tesis doctoral se han determinado valores inferiores que los de la CEA en algunos componentes (véase cuadro 4.5 y figura 4.7), tales como Al, As, Fe y Zn (más de diez veces menores) en las muestras de agua tomadas en mismos puntos de control. Esta diferencia posiblemente se deba a la pérdida de algunos contenidos metálicos por procesos de precipitación química. Ello puede haber ocurrido debido al tiempo transcurrido entre la toma de la muestra, la acidificación y el análisis en el laboratorio, además del aumento de la temperatura durante el transporte a la Universidad de Málaga. Posiblemente, por dicha razón no se detectaron valores de los contenidos de Hg o Li. Del mismo modo, se considera que los contenidos de NO_3^- y NH_3 difieren notablemente de los resultados determinados por las instituciones oficiales debido a un posible proceso de nitrificación durante el traslado de las muestras. No obstante, se ha detectado la presencia de otros componentes con mayor interés, por el posible riesgo que suponen (e.g. U, V), en todas las estaciones de muestreo consideradas.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En la estación *RS-05,* localizada aguas arriba de El Salto (Figura 4.5), los valores de distintos componentes (CF, CT, DQO, DBO_5, P, CE, S^{2-}, SAAM y TSD) son similares a los registrados en la estación *RS-06*, localizada aguas abajo, a excepción del aumento significativo de O_2 medido en *RS-06* (con diferencias medias de 4 mg/l entre una estación y otra) -véase figura 4.18-. En un primer momento se consideró que el aumento del contenido de O_2 en este sector podría deberse a la entrada de flujos de escorrentía superficial localizados en la subcuenca del río Calderón (Rizo-Decelis y Andreo, 2016a), dada su localización (-véase mapa de la figura

4.5-). Las aguas del río Calderón proporcionan parte del abastecimiento de la ciudad de Guadalajara (alrededor de un 10% de la dotación urbana –véase apartado *3.2.6*-), a través de un acueducto proveniente del embalse de La Zurda. Por otra parte, el manantial localizado en el SE del municipio de Tonalá (véase figura 6.3) da lugar un arroyo perene, que finalmente descarga al río Santiago por su margen izquierda, aguas abajo de la entrada de El Ahogado, entre las estaciones de muestreo *RS-05* y *RS-06*. No se cuenta con aforos ni determinaciones analíticas del agua de dicho manantial; sin embargo, en un trabajo más reciente, publicado por Hernández-Antonio *et al.* (2015), se han registrado aguas poco mineralizadas (conductividad eléctrica en torno a 272 μs/cm) y contenidos de O_2 de hasta 5,4 mg/l en dos sondeos contiguos (*AT-31* y *AT-33* -véase la figura 6.8-), que podrían considerarse representativos de la calidad del agua registrada en el manantial. Por lo tanto, es posible que las aportaciones de agua subterránea descargadas al río Santiago por su margen izquierda también contribuyan al aumento del O_2 observado entre la estación *RS-06* (Figura 4.18).

En la parte más baja del río, los contenidos de O_2 se encuentran por encima de los niveles aceptables (hasta 5 mg/l) y la mayor parte de los indicadores de contaminación considerados muestran valores inferiores a los parámetros establecidos por la legislación local. Ello sucede a pesar de los elevados índices de contaminación identificados aguas abajo de Guadalajara.

Trabajos previos en otros ríos del mundo han mostrado resultados similares a lo que ocurre en el río Santiago. Tal es el caso de los llevados cabo por Vagnetti *et al.* (2003) en Italia, Karrasch *et al.* (2006) en Chile, Cukrov *et al.* (2008) en Croacia, Tian *et al.* (2011) en China o Tsuzuki (2013) en Japón. En todos los casos antes referidos, se ha documentado una considerable atenuación natural de los contaminantes evaluados, debido a las características naturales de cada sitio (e.g. tipos de suelo y vegetación, régimen de lluvias, etc.) y a la dilución del agua de los afluentes que descargan en el río principal, lo cual resulta en una considerable mejoría de la calidad, aguas abajo de los focos de contaminación.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

De acuerdo con los resultados obtenidos con el ACP, en el sector más próximo al nacimiento del río Santiago los componentes medidos en el agua se relacionan con la presencia de vertidos de aguas residuales industriales y, aguas abajo, con vertidos de tipo urbano. La mezcla de agua de escorrentía superficial en la parte baja de la cuenca del río Verde (subcuenca del río Calderón) y las posibles aportaciones de agua subterránea permiten que los valores de O_2 aumenten notablemente. Aguas abajo, el río Santiago recibe la mezcla de aguas residuales urbanas de la ciudad de Guadalajara y del agua del río Verde. En el mismo sentido de flujo del río Santiago, la entrada de agua menos mineralizada, proveniente del río Juchipila, así como la posible retención de algunos contaminantes en el agua del embalse de Santa Rosa, produce un aumento de O_2 a la altura del embalse de La Yesca, en la confluencia

de los ríos Santiago y Bolaños. En las estaciones de muestreo más próximas a la desembocadura del río Santiago, aguas abajo de la entrada del río Huaynamota (embalse de Aguamilpa) los valores de concentración de O_2 medidos son superiores a 5 mg/l y la DQO está por debajo de 20 mg/l (véase figura 4.20).

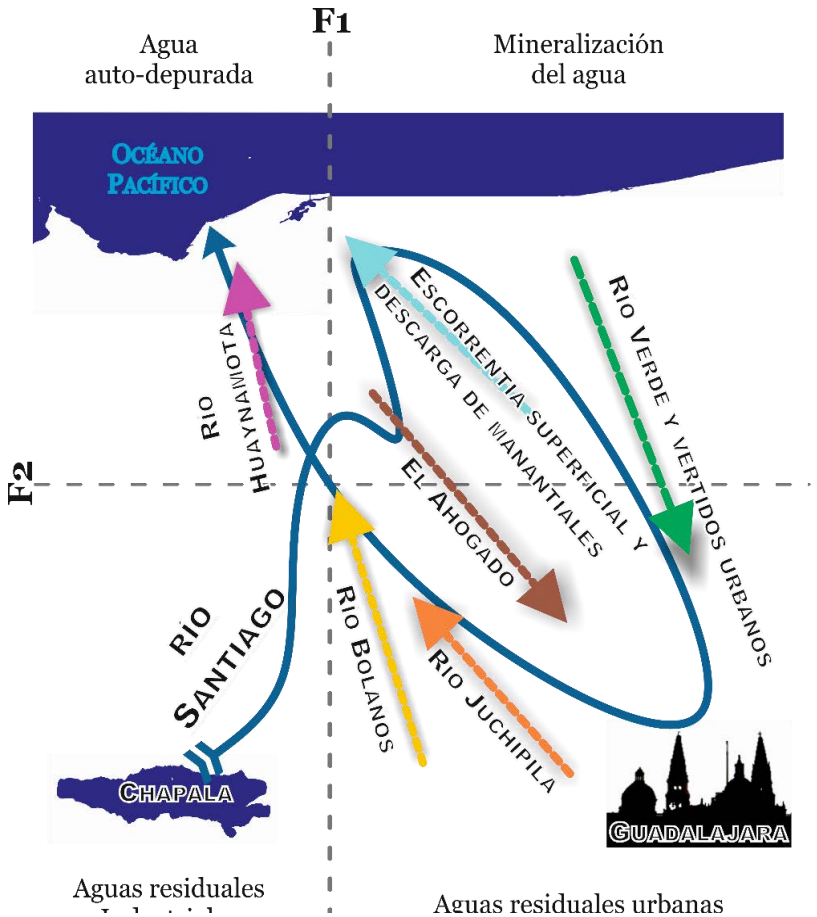


Figura 4.20 Representación esquemática de la interacción del río Santiago con sus principales afluentes, en los factores del gráfico del ACP

Por último, se ha utilizado un índice de calidad del agua (ICA –también llamado *WQI-)* a modo de complemento de la presente caracterización. La utilidad de un índice de calidad del agua está en poder traducir una gran cantidad de información, procedente de la caracterización hidroquímica, en una sola puntuación (Terrado *et al.*, 2010). Se ha decido utilizar el índice del Ministerio de Medio Ambiente de Canadá (CWQI, por sus siglas en inglés) porque es el más utilizado en México y otros países (CWQI, 2001; Lumb *et al.*, 2011). Dicho índice se calcula mediante distintas puntuaciones asignadas a la medición de nueve variables: DBO5, O_2, FC, NO_3^-, pH, T, TSD, P y turbidez. Según el CWQI aplicado al río Santiago con la información de los valores medios de los datos hidroquímicos, determinados durante el periodo de estiaje, la evaluación de dicho cauce puntúa un promedio global menor de 44 unidades, lo que lo coloca en la clasificación de un río con calidad general *muy pobre*, a pesar de los descensos de las variables de contaminación ocurridos en la parte baja de la cuenca.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Capítulo V Propuesta metodológica para la predicción de la calidad del agua superficial en ríos, mediante técnicas de Geoestadística. Aplicación a la cuenca del río Santiago

"*Todos los modelos están equivocados, pero algunos son útiles*"
(George E.P. Box, 1979)

Presentación

La estimación de la calidad del agua es un aspecto que frecuentemente se aborda en los estudios de hidrología superficial. En este capítulo se presenta el caso del río Santiago, a partir de los tratamientos geoestadísticos aplicados a la información disponible de calidad del agua. Se ha considerado que cada estación de muestreo se encuentra dentro de una cuenca hidrográfica y representa el punto de confluencia del drenaje de dicha extensión. Así, la información medida en el punto de muestreo está influenciada por todas las cuencas donde se encuentran los puntos de muestreo localizados aguas arriba. Por ello se ha utilizado un soporte denominado de imbricación (i.e. *nested*).

El método de predicción llamado *Top-kriging* (Skøien *et al.*, 2006) ha sido ampliado para ser aplicado en el río Santiago, al considerar el efecto de soporte imbricado y la distancia entre el punto en el que se estima la calidad del agua y los focos de contaminación (situados aguas arriba) más cercanos al mismo, mediante una "deriva externa" (i.e. *external drift*). Esta modificación ha sido estudiada con 28 de las variables de calidad del agua analizadas en el capítulo *IV* de la presente memoria. Los resultados obtenidos mediante la técnica de validación cruzada, con cinco métodos de estimación distintos, han sido comparados para verificar si el nuevo enfoque metodológico ofrece mayor precisión al predecir la calidad del agua en el río Santiago, esencialmente, a partir de tres criterios: (*1*) datos de calidad del agua, (*2*) localización de los focos de contaminación identificados y (*3*) delimitación de las cuencas hidrográficas vertientes a cada estación de muestreo.

El presente capítulo de la tesis doctoral ha sido objeto de un artículo científico, titulado ¨*Spatial prediction of water quality variables along a main river channel, in presence of pollution hotspots*" (Anexo III), aceptado para su publicación en la revista *Science of the Total Environment* (Rizo-Decelis *et al.,* 2017).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

5.1 Consideraciones previas sobre la información hidroquímica en ríos y las técnicas geoestadísticas

El deterioro de la calidad del agua en los ríos, debido a las actividades humanas, es un tema crítico en la actualidad (Namour *et al.*, 2015). No obstante, aún son muy limitados los procedimientos para la conservación y gestión integral de los ríos (Isaac *et al.*, 2014).

En la mayoría de las grandes cuencas hidrográficas existe una disponibilidad insuficiente de datos (e.g. hidroquímicos, microbiológicos) para caracterizar rigurosamente la calidad del agua superficial. La información generada por las administraciones públicas suele limitarse a medir la concentración de los contaminantes legislados. Sólo se determinan algunas de las variables importantes para tener una caracterización hidroquímica adecuada y/o se cuenta con pocas estaciones de muestreo (Ani *et al.*, 2011). Por ello, la estimación de la calidad del agua a lo largo de ríos de grandes dimensiones constituye un reto a considerar para la gestión integral de los recursos hídricos en todo el mundo (Altenburger *et al.,* 2015; Zhou *et al.*, 2016).

Es esencial desarrollar metodologías más eficaces para tratar y evaluar los datos disponibles de calidad del agua (Isaac *et al.*, 2014). En este sentido, la investigación sobre técnicas de estadística espacial, aplicadas en hidrología superficial y protección del medio ambiente, ha cobrado gran interés durante la última década (Ver Hoef *et al.*, 2006; Isaac *et al.*, 2014). Uno de sus propósitos es aprovechar los datos disponibles con objeto de complementar la información faltante mediante técnicas de predicción, para finalmente aproximarse a una solución más óptima de los problemas que se plantean durante la planeación de las campañas muestreo y la interpretación de resultados. Así, la mejora de datos provenientes de las tareas de control de la calidad del agua permite tomar mejores decisiones sobre la evaluación y gestión de las aguas superficiales, ayuda a identificar y acotar las fuentes de contaminación y proporciona información para optimizar el diseño de las campañas de muestreo (Yang y Jin, 2010). En definitiva, resulta crucial identificar las variaciones fisicoquímicas y biológicas en el agua de los ríos (e.g. focos de contaminación, zonas de dilución, etc.), es decir, conocer su funcionamiento hidroquímico y microbiológico y, a partir de ello, mejorar el control e inferir las condiciones de calidad del agua en las zonas no muestreadas.

Durante los últimos años, la Geoestadística se ha convertido en una rama de la ciencias utilizada con frecuencia para predecir la variabilidad espacio-temporal de la calidad del agua (Goovaerts, 1997; Garreta *et al.*, 2010; Morio *et al.*, 2010; Pardo-Igúzquiza *et al.*, 2014), así como para identificar los puntos débiles en los mecanismos de vigilancia, de cara al cumplimiento de la legislación (Meyer *et al.*, 2015).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La interpolación de datos es una de las aplicaciones más utilizadas en la Geoestadística (Goovaerts, 1999), con especial aplicación en mejorar los muestreos (Pardo-Igúzquiza, 1998). Dichas soluciones suelen estar basadas en la distancia euclidiana medida entre los datos observados y los puntos no muestreados. Según Müller y Thompson (2015), es posible que la estimación del caudal de escorrentía sea la variable más evidente a correlacionar con los cambios en los contenidos en el agua (variables fisicoquímicas, concentración de iones e indicadores microbiológicos, etc.), pero existen otras variables que podrían estar estrechamente relacionadas con la extensión del área vertiente de los cauces superficiales, las cuales podrían ser abordadas desde esta perspectiva.

En general, las herramientas de interpolación basadas en métodos determinísticos permiten asignar valores a los puntos no medidos de acuerdo con los valores observados circundantes y según ecuaciones específicas. Las aplicaciones de Geoestadística en relación con los cauces de agua superficial pueden considerar uno o más de los siguientes seis aspectos topológicos:

1. Utilizar distancias a lo largo del cauce (*stream distance*) en lugar de distancias euclidianas (Ver Hoef *et al.*, 2006).
2. Tener en cuenta que el valor de cada estación de muestreo en el río está condicionado por el tamaño de la cuenca vertiente hasta dicho punto (Skøien *et al.*, 2014).
3. Considerar que existe una estructura jerárquica y con carácter imbricado en las cuencas hidrográficas (Isaak *et al.*, 2014; Müller y Thompson, 2015).
4. Utilizar los modelos de covarianza que han sido validados para cauces superficiales (Skøien *et al.*, 2006).
5. Considerar las definiciones de conectividad y de direccionalidad de las distancias entre dos puntos de una red topológica (Pardo-Igúzquiza *et al.*, 2014).
6. Tener en cuenta los focos de contaminación (Chang, 2008; Tsuzuki, 2015).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En el caso de hacer predicciones en zonas prístinas de una cuenca, el denominado *krigeage topológico* (TK), propuesto por primera vez por Skøien *et al.* (2006) -también conocido como *Topological kriging* o *Top-kriging*-, ha demostrado ser la metodología óptima para la estimación de variables que están directamente relacionadas con la configuración de los cauces de agua superficial (Laaha *et al.*, 2012, 2013, 2014). La medición del caudal medio anual, concentración de solutos y temperatura del agua son algunos ejemplos de tales variables. No obstante, por lo general, las condiciones prístinas se han perdido y las actividades humanas han introducido contaminación difusa en los ríos y arroyos, cuyos valores de concentración pueden ser estimados mediante TK. Por otra parte, a diferencia de la contaminación difusa, las fuentes puntuales (i.e. focos de contaminación) tienen un evidente carácter localizado que interviene de manera directa en el aumento de la

concentración de contaminantes medida aguas abajo. La influencia de dichos factores no se contempla plenamente al utilizar TK y, por tanto, dicho método debe ser modificado en consecuencia.

Conviene aclarar que existen dos maneras de abordar el concepto de área de soporte al efectuar el análisis geoestadístico. La primera es considerar que el valor medio de un área (en 2D) está representado por una medición puntual y el área se divide en sub-áreas que no se superponen (e.g. las celdas de un archivo ráster) –véase figura 5.1*A*-, así, el punto medio representa el valor de las celdas que forman el área total. La segunda manera es el efecto de soporte imbricado (*nested*), en el que la zona de estudio se divide en áreas superpuestas, cuya superficie incluye el resto en una secuencia creciente (Figura 5.1*B*).

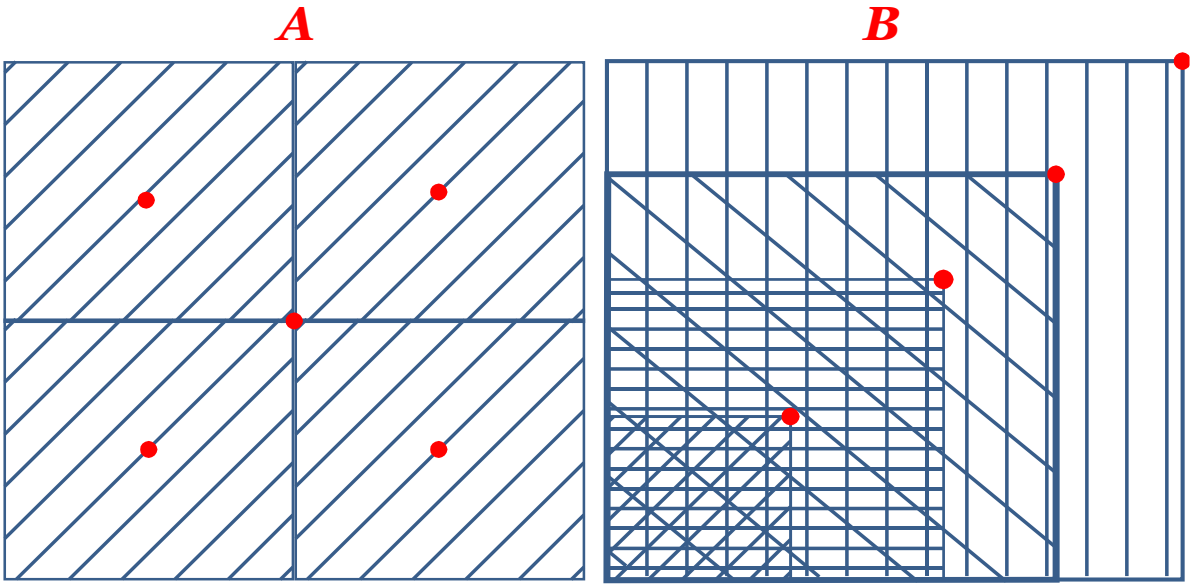


Figura 5.1 Representación del valor medio del área de soporte: (*A*) soporte de una determinada extensión subdividida; (*B*) soporte imbricado

El concepto de imbricación en este caso se refiere a que cada cuenca contiene a otras subcuencas de menor extensión, las cuales tienen, a su vez, otras cuencas dentro de ellas, y así sucesivamente. El cauce principal cruza dichas cuencas por su punto vertiente más bajo, por lo que un dato medido en el río puede ser representativo de las subcuencas localizadas aguas arriba, incluyendo sus afluentes. Un enfoque similar ha sido utilizado en trabajos previos, para la definición de unidades territoriales en la gestión del agua a nivel europeo (Johnson, 2012) y en estudios científicos de distintas áreas de conocimiento (Eijsackers y Zehnder, 1990; Mengistu *et al.*, 2013; Bot *et al.*, 2014). En el caso de estudio, se trata de algo parecido a la analogía utilizada por las comunicaciones referidas, donde se menciona el "modelo tipo *Matryoshka*". No obstante, a diferencia de dichas muñecas rusas, en este caso,

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

cada cuenca hidrográfica tiene una forma diferente a las demás. Por ello se considera que "imbricación" es un término más adecuado para las áreas de soporte en el ámbito hidrológico.

5.2 *Definición de las áreas de soporte de las cuencas hidrográficas*

El área de estudio para este apartado ha sido acotada al río Santiago, a lo largo del tramo comprendido entre el lago de Chapala y el embalse de La Yesca (Figuras 5.2A y 5.2B), únicamente dentro del estado de Jalisco. Asimismo, dicha porción ha sido dividida en diez sub-cuencas (conforme al número de las estaciones de muestreo de la CEA que están situadas a lo largo del río Santiago –véase *Capitulo IV*-), que a su vez comprenden diez puntos de drenaje. Es decir, las áreas de soporte para el modelo están representadas por el valor medido en el punto de control de calidad del agua, que constituye la parte más baja de la cuenca delimitada y de toda la superficie vertiente aguas arriba. El valor medido en dicho punto (e.g. valor de concentración) se asume como representativo de la superficie de la subcuenca.

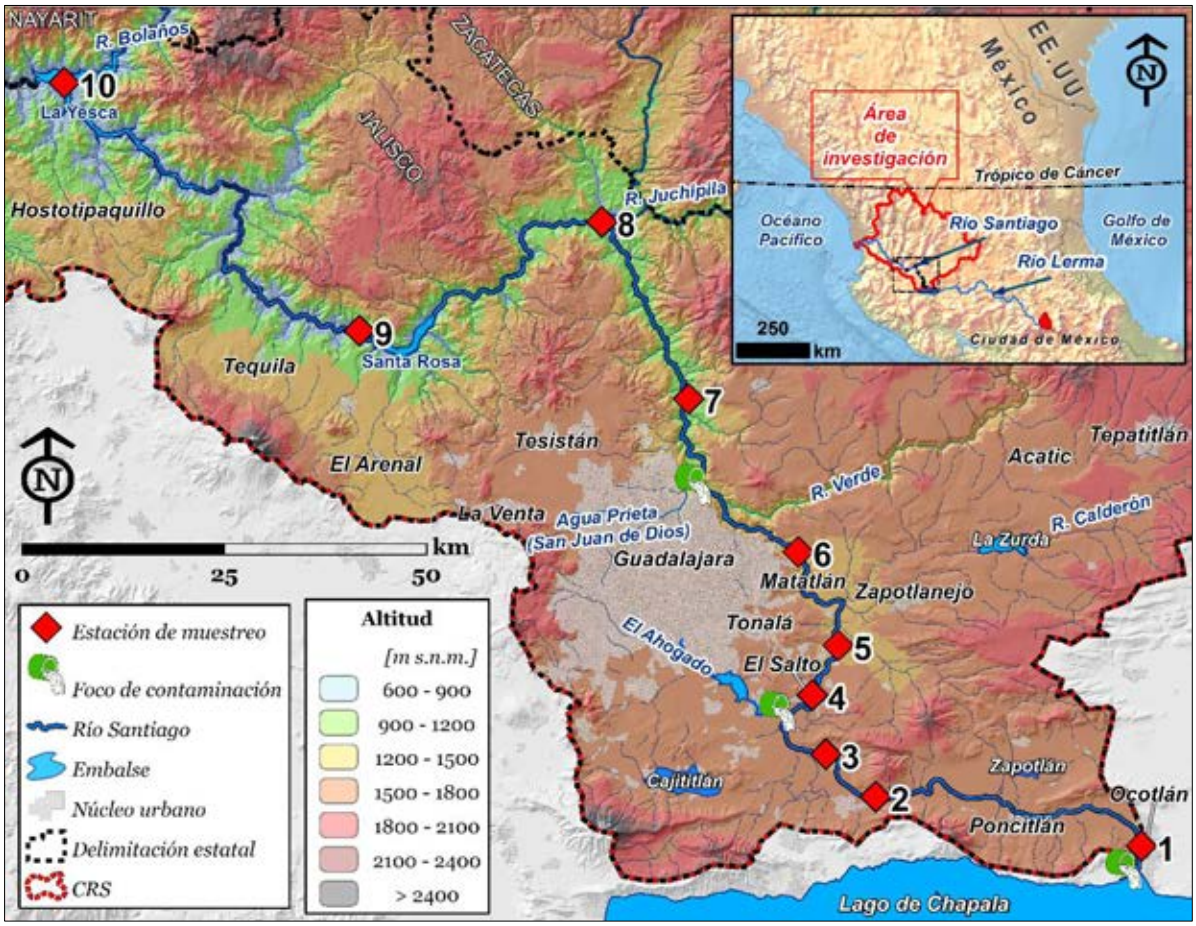


Figura 5.2A Mapa del tramo del río Santiago utilizado para el análisis geoestadístico

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

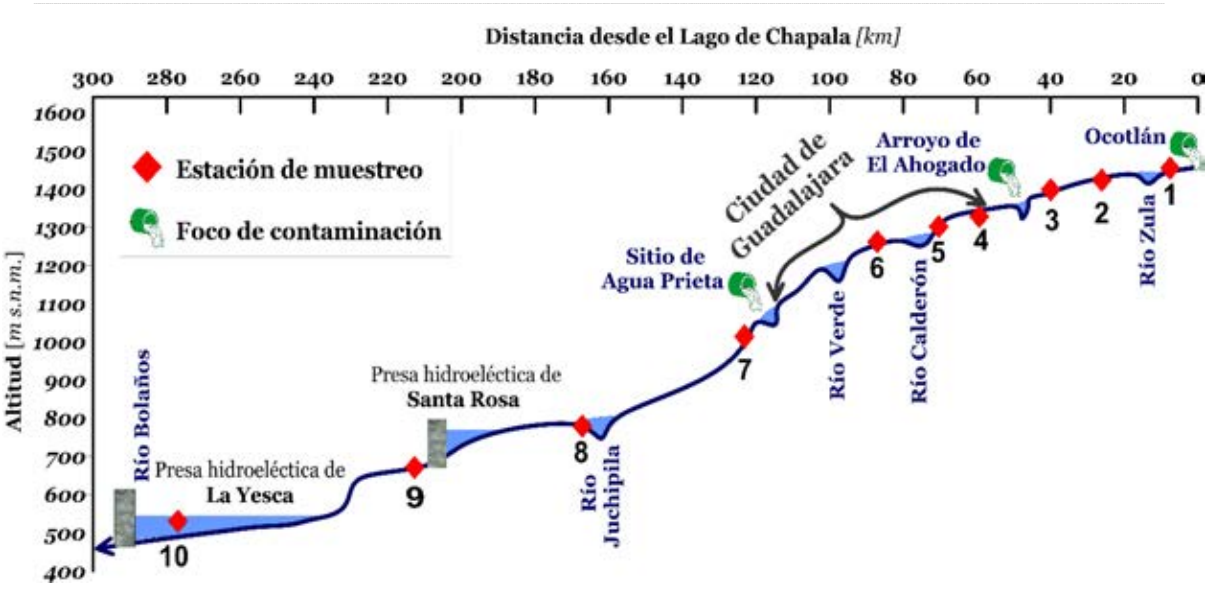


Figura 5.2B Estaciones de muestreo y focos de contaminación considerados a lo largo del perfil topográfico del tramo del río Santiago delimitado para el análisis geoestadístico

A partir de la modelización hidrográfica descrita en el apartado *2.3.2.4.5* de la presente memoria, los diez mapas en formato ráster de las subcuencas (áreas de soporte) correspondientes a las estaciones de muestreo de la CEA fueron discretizados con una malla de 5 × 5 km, en formato ráster. Dicha modelización ha sido obtenida a partir de la información topográfica descrita en el apartado *3.1.1*, mediante *ArcHydro 2.0*. A continuación, a cada estación de muestreo con su respectiva área de soporte le fue asignado el valor medio observado de las variables de calidad del agua consideradas para este análisis.

En la figura 5.3 se presenta un diagrama de las fases del procedimiento llevado a cabo con herramientas de SIG para la delimitación de las áreas de soporte representadas por las cuencas hidrográficas. Nótese el carácter imbricado de cada una de las capas discretizadas; el área más cercana a la desembocadura contiene a todas superficies vertientes de las estaciones de muestreo localizadas aguas arriba. En dicha figura se mencionan las fases de la preparación de información geográfica: extracción de datos topográficos, modelización de la red hidrográfica, asignación de las cuencas hidrográficas como área de soporte a cada punto de muestreo y, finalmente, la conversión a formato ráster de las cuencas discretizadas.

Se ha determinado la distancia entre las estaciones de muestreo a lo largo del río (*stream distance*) mediante las herramientas de SIG, en lugar de las distancias euclidianas que no tienen en cuenta el carácter meandriforme del cauce (Ver Hoef *et al.*, 2006). Asimismo, se ha considerado la distancia entre las estaciones de muestreo y cada uno de los tres focos de contaminación más importantes identificados aguas arriba: Ocotlán, El Ahogado, Agua Prieta (véase figura 5.4).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

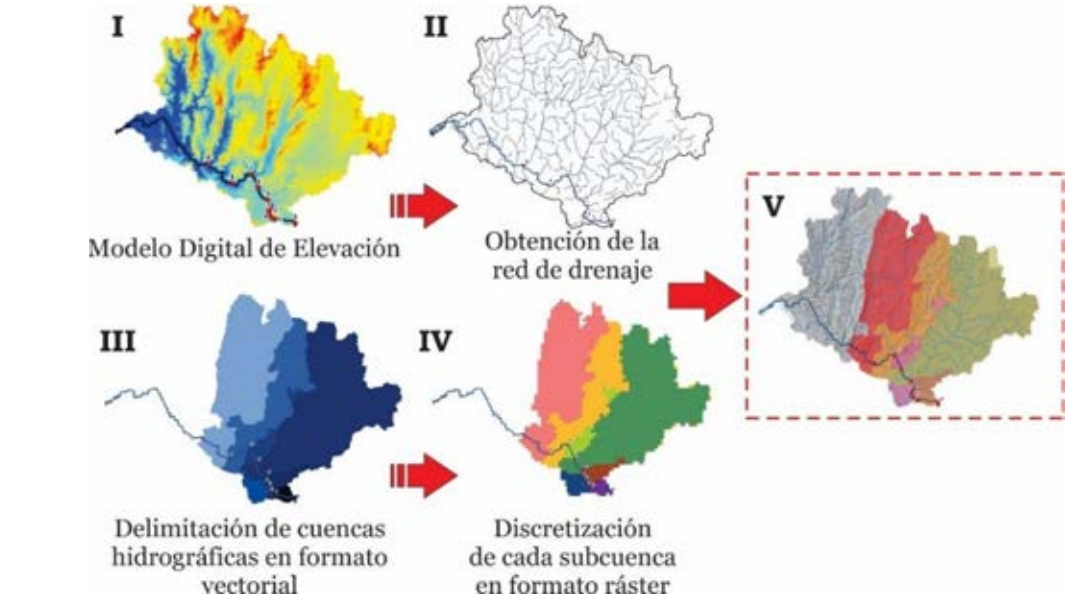


Figura 5.3. Diagrama del procedimiento seguido para realizar la modelización hidrográfica en la cuenca del río Santiago mediante herramientas de SIG, en cada cuenca vertiente de los diez puntos de muestreo

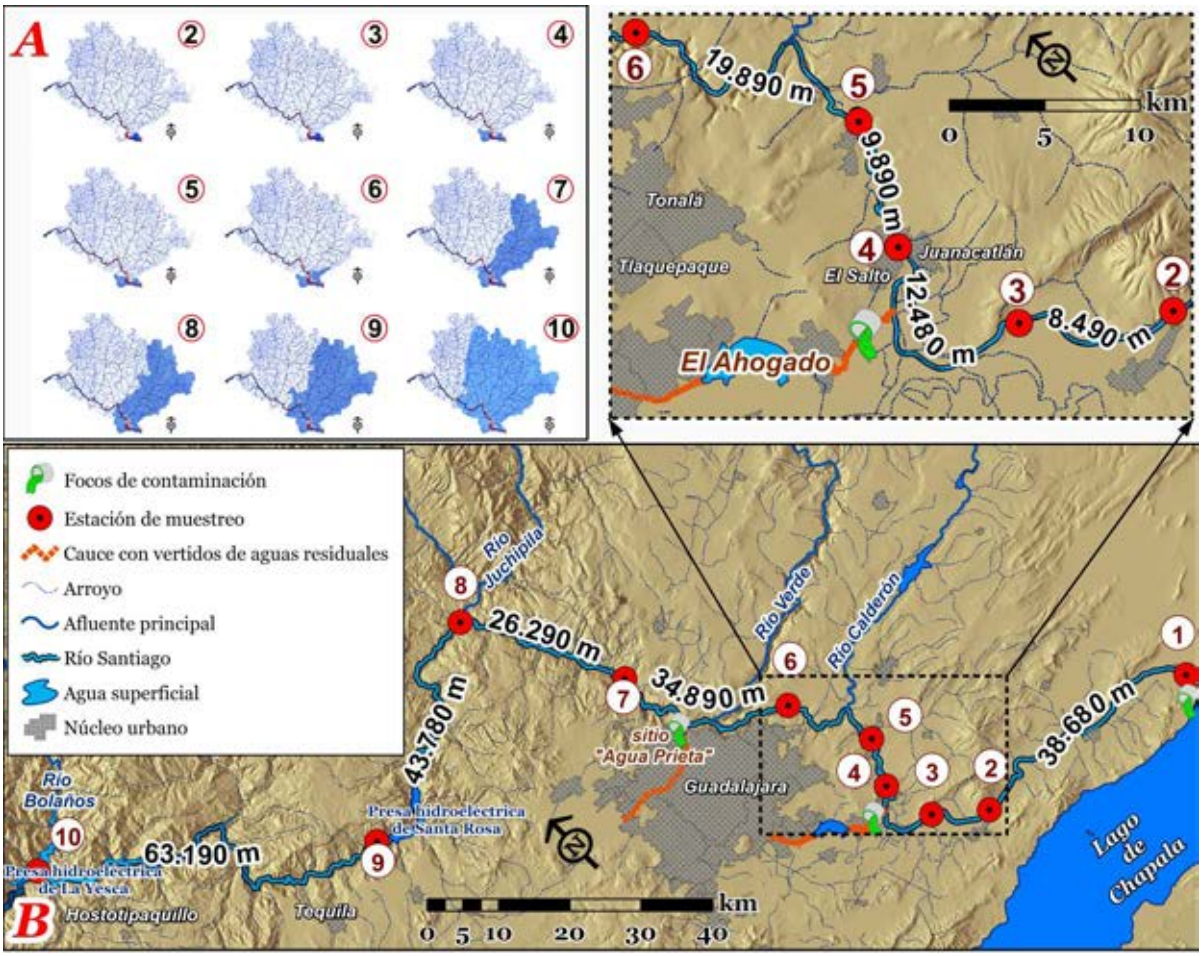


Figura 5.4 (*A)* Mapas esquemáticos de la extensión de las áreas de soporte en las estaciones de muestreo *2* a *10*. *(B)* Distancias medidas a lo largo del río Santiago entre las estaciones de muestreo (*1* a *10*)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

5.3 *Justificación de la metodología*

De acuerdo con Chiles y Delfiner (2012), el krigeage u *ordinary kriging* (OK) ha demostrado ser el estimador geoestadístico óptimo para la interpolación espacial de variables como las de calidad del agua (Goovaerts, 1999; Webster y Oliver, 2007; Pardo-Igúzquiza *et al.*, 2014). Lo anterior es correcto cuando la localización de los datos experimentales se dispersa en el espacio sin limitaciones físicas, como es el caso de la predicción de variables hidrogeoquímicas, determinadas a partir de muestras tomadas en sondeos de un acuífero aluvial. Otro ejemplo de ello, en el espacio tridimensional, es la medición de variables de la calidad del aire atmosférico en cualquier lugar de la superficie terrestre. En las situaciones antes referidas, ciertamente OK es el interpolador que se ha constituido como el más adecuado para inferir información en sitios no muestreados. Sin embargo, un problema común abordado por los estudios de calidad del agua es que, dado un conjunto n de valores observados $\{z(u_1), z(u_2), \ldots, z(u_n)\}$ de una variable determinada, se requiere estimar el valor $z(u_0)$ en un punto u_0, donde no se cuenta con estaciones de muestreo (Figura 5.5).

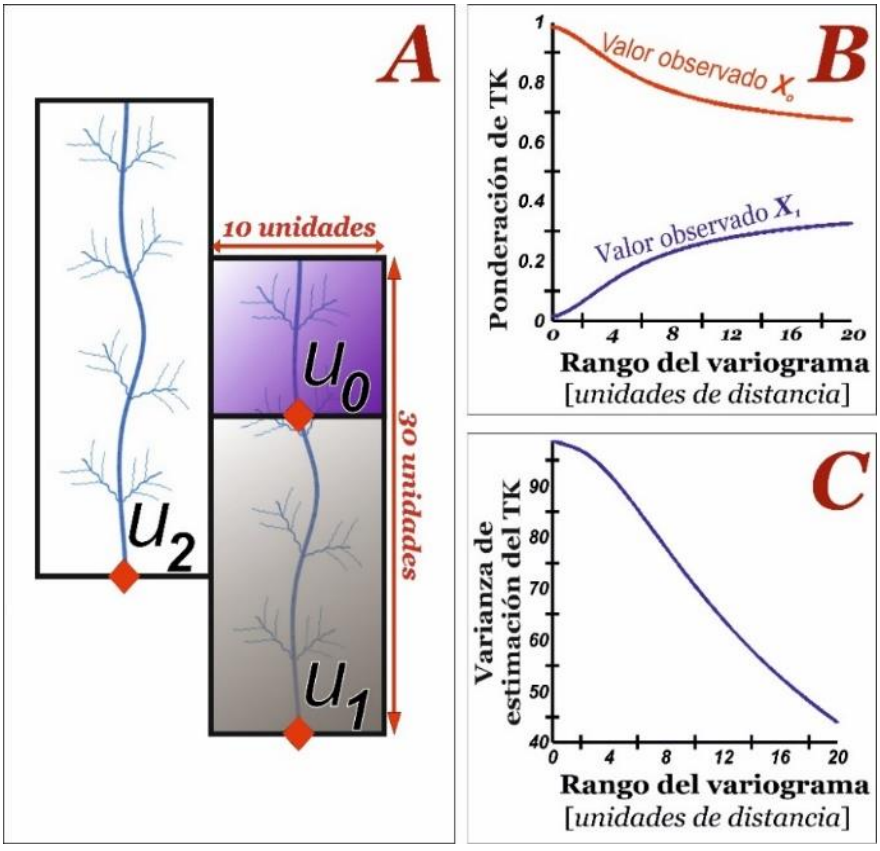


Figura 5.5 Ejemplos sintéticos del método *Topological kriging*
(a partir de Skøien *et al.*, 2006)

En la figura 5.5A, se presenta el planteamiento del problema por parte de Skøien *et al.* (2006), donde el valor de concentración de contaminantes en una cuenca U_o (en color morado) es

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

estimado mediante los datos medidos en la cuenca U_1 (en gris) y en la cuenca U_2 (en blanco). La cuenca U_1 contiene a la cuenca que se quiere predecir y U_2 es una cuenca contigua, que no se halla dentro de U_0 ni de U_1. En la figura 5.5B, se muestra el gráfico de la ponderación del método *Topological kriging* (TK) de los valores observados, en función del rango del variograma de un punto subyacente. La cuenca que contiene el valor a ser estimado siempre tiene una mayor ponderación que el valor observado. La figura 5.5C representa el gráfico de la varianza de estimación, mediante TK, en función del rango de su variograma.

La interpolación mediante *Ordinary kriging* (OK) se determina a partir de la media ponderada de los valores observados U_i:

$$Z_{OK}^{*}(u_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i Z(u_i)$$

(*Ec. 5.1*)

La ponderación óptima $\{\lambda(u_i), i = 1, \dots, n\}$ se obtiene resolviendo el siguiente sistema de ecuaciones (Olea, 1999):

$$\sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_Z(u_i, u_j) + \mu_0 = \gamma_Z(u_0, u_j)$$

$$j = 1, \dots, n$$

$$\sum_{i=1}^{n} \lambda_i = 1$$

(*Ec. 5.2*)

Donde $\gamma_Z(u_0, u_j)$ es el valor del modelo de variograma de la variable en bruto y para la distancia euclidiana (u_0, u_j), es decir, entre el j-ésimo valor observado u_j y el punto donde la variable que va a ser estimada u_0. Y μ_0 es un multiplicador de Lagrange.

El método OK también mide la incertidumbre del valor estimado, que está dada por el estimador de su varianza σ_{OK}^2:

$$\sigma_{OK}^2(u_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_Z(u_0, u_j) + \mu_0$$

(*Ec. 5.3*)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

El método OK puede mejorarse mediante la adición de una variable secundaria $\{D(u_i)\}$ que se relacione linealmente con la variable de interés:

$$\mathrm{E}\{Z(u_i)\} = a + bD(u_i)$$

(*Ec. 5.4*)

El nuevo estimador Z^*_{KED} propuesto por Wackernagel (2003) es conocido como krigeage con deriva externa (OKED) *-ordinary kriging with external drift-* y se calcula así:

$$Z^*_{KED}(u_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i Z(u_i)$$

(*Ec. 5.5*)

Donde la ponderación óptima $\{\lambda(u_i), i = 1, \dots, n\}$ se obtiene al resolver el sistema de ecuaciones del OKED (Hudson y Wackernagel, 1994; Wackernagel, 2003):

$$\sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_R(u_i, u_j) + \mu_0 + \mu_1 D(u_j) = \gamma_R(u_0, u_j)$$

$$j = 1, \dots, n$$

$$\sum_{i=1}^{n} \lambda_i = 1$$

$$\sum_{i=1}^{n} \lambda_i D(u_i) = D(u_0)$$

(*Ec. 5.6*)

μ_0 y μ_1 son multiplicadores de Lagrange; $\gamma_R(u_i, u_j)$ es el valor del modelo del variograma, de la variable residual y de la distancia euclidiana entre u_0 y u_j. El estimador de su varianza, σ^2_{OKED}, viene dado por:

$$\sigma^2_{OKED}(u_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_R(u_0, u_j) + \mu_0 + \mu_1 D(u_0)$$

(*Ec. 5.7*)

El problema de la interpolación de datos, en el ámbito de los estudios de calidad del agua superficial, generalmente se plantea a través de soluciones avanzadas que están basadas en técnicas de Geoestadística (e.g. con valores medidos en muestras a lo largo de un río). En dicho caso, existe una evidente limitación en el número de datos que pueden medirse en campo de forma periódica. Ante ello, son varias las posibilidades que pueden considerarse. Skøien *et al.* (2006) han presentado una de las primeras propuestas para adaptar el krigeage al análisis de datos en los cauces hidrológicos. Dichos autores han considerado que las

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

variables relacionadas con el caudal de río tienen un área de soporte, representada por la red de drenaje asociada al punto de muestreo. Cabe mencionar que otro enfoque que utiliza áreas de soporte ha sido abordado también por Chiles y Delfiner (2012) con el denominado *bloq-kriging*, aplicado comúnmente en minería (Pardo-Igúzquiza *et al.*, 2014). Las cuencas hidrográficas de las estaciones de muestreo que se hallan localizadas aguas abajo contienen la información de los puntos de control (y sus cuencas) que se encuentran aguas arriba; por ello se considera que la concepción del modelo de imbricación antes explicado (véase apartado *5.1*) es un símil interesante para ser adoptado por los métodos de estimación de datos de calidad del agua usualmente disponibles. En el caso de estudio, se dispone de un conjunto de n valores observados $\{A(u_1), A(u_2), \dots, A(u_n)\}$ de una variable espacial, que cuenta con un área de soporte (i.e. la cuenca hidrográfica que drena al punto de muestreo), y se pretende hacer una predicción del valor de una variable de interés, pero en un punto de inflexión y no en la muestra $A(u_0)$, mediante la información proporcionada por el conjunto de valores observados.

La superficie de drenaje y su influencia en los procesos de dilución de los componentes químicos del agua están implicados en el aumento de la capacidad de atenuación natural a la contaminación en los ríos (Chang, 2008; Tsuzuki, 2015). Por ello, se ha partido de considerar la relación que hay entre la extensión de una cuenca hidrográfica y las subcuencas que contiene. Además, se ha tenido en cuenta la localización de las mayores variaciones de los contenidos en el agua a lo largo del río (identificadas en el capítulo *IV* de la presente memoria). Así, se pretende utilizar una modelización que considere las características mencionadas y posteriormente comparar los resultados obtenidos con las de los planteamientos más tradicionales, basados únicamente en la localización geográfica de los puntos de muestreo. Posiblemente esta adaptación permita llevar a cabo una estimación más correcta de la concentración de ciertas sustancias en el agua, al correlacionar los procesos de dilución con el tamaño de la cuenca que drena hacia el río principal en cada estación de muestreo y que, a su vez, está influenciada por la calidad del agua de los cauces en las cuencas situadas aguas arriba.

De entre las diez estaciones de muestreo seleccionadas, la numero *1* representa a un punto, mientras que los nueve restantes (de la *2* hasta la *10*) cuentan con un área de soporte cuya superficie aumenta aguas abajo del río, como se muestra en la figura 5.6A. Se observa que únicamente la estación de muestreo localizada en la cabecera del río Santiago (*1*, contigua al lago de Chapala) representa un valor puntual de soporte. El resto de los valores observados poseen una superficie de soporte, en la cual cada cuenca incluye a las cuencas de las estaciones de muestreo situadas aguas arriba. En la figura 5.6*B*, se muestra un diagrama esquematizado con la ponderación del modelo, de acuerdo con la figura 5.6*A*. La figura 5.6*C* presenta el área

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

de soporte de la estación de muestreo U_1, que comprende un solo punto, mientras que la superficie del área de soporte de U_7, contiene a U_6, U_5, U_4, U_3, U_2 y al punto U_1; finalmente, la cuenca más baja U_{10} contiene todas las otras cuencas situadas aguas arriba así como al punto U_1.

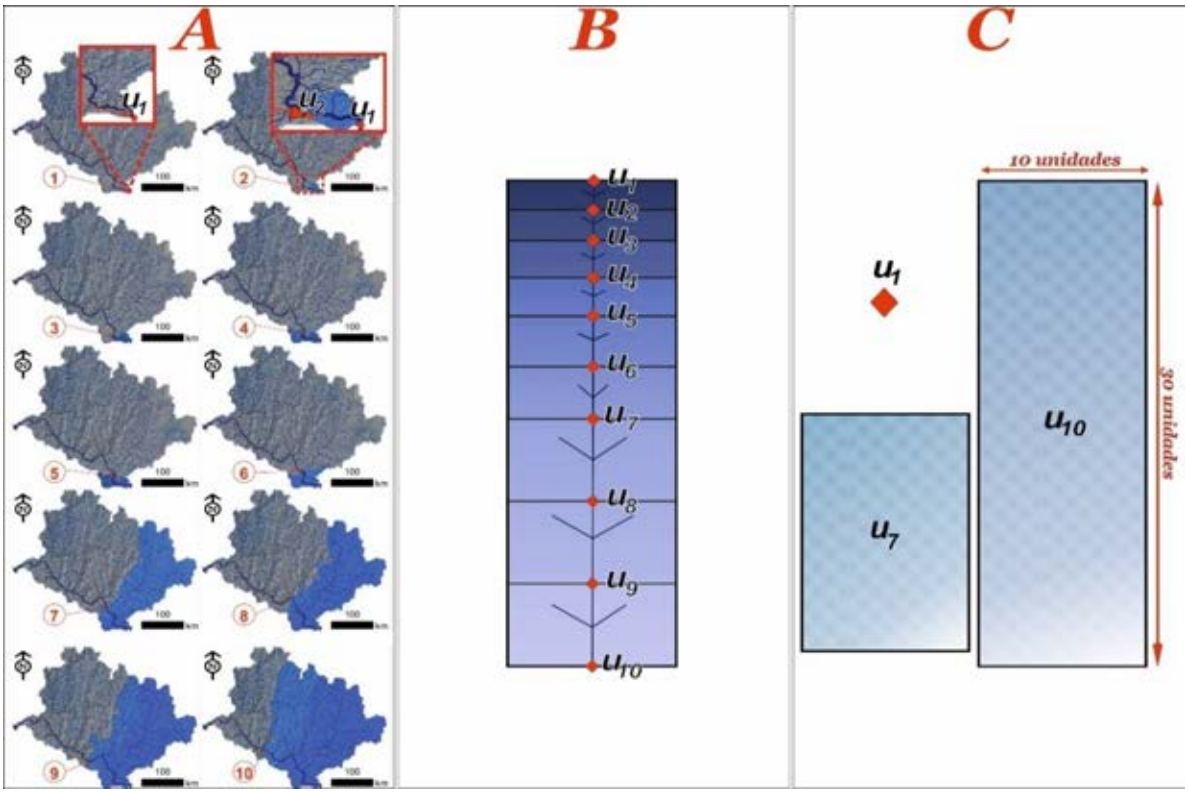


Figura 5.6 Esquemas de las áreas de soporte en el área de estudio (explicación en el texto)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La figura 5.7 presenta diez escenarios distintos. En la figura 5.7*A* se muestran las ponderaciones asignadas a los nueve de valores observados para estimar del punto experimental U_1. En cambio, en la figura 5.7*B* se presenta la ponderación asignada con nueve de valores observados para estimar U_{10}, cuya cuenca contiene a todas las demás. La figura 5.7*C* muestra la ponderación asignada a los dos datos observados en la estimación del punto experimental 1 (los dos más cercanos a él). En la figura 5.7*D* se presenta la ponderación de los dos puntos observados (los más cercanos) que intervienen en la estimación de U_{10}, la cuenca que contiene todas las demás. Figura 5.7*E:* Ponderación asignada a nueve valores observados, considerados para la estimación de U_7. Figura 5.7*F*: Ponderación asignada a dos valores observados, utilizados para la estimación de U_7, utilizando los datos observados en las cuencas U_6 y U_5. Figura 5.7*G*: Ponderación asignada a los dos valores observados en la estimación de la U_7, a partir de los datos medidos en las cuencas hidrográficas U_8 y U_9. Figura 5.7*H*: Ponderación asignada a los valores observados, que han sido considerados para la estimación de U_7, mediante la información en U_6 y U_8. Figura 5.7*I*: ponderación asignada a los valores observados en U_2, que han sido utilizados para la estimación de U_1, con un sólo

valor vecino. Figura 5.7*J*: Ponderación asignada a los datos observados en U_9, considerados para la estimación de U_{10}, con sólo un valor vecino.

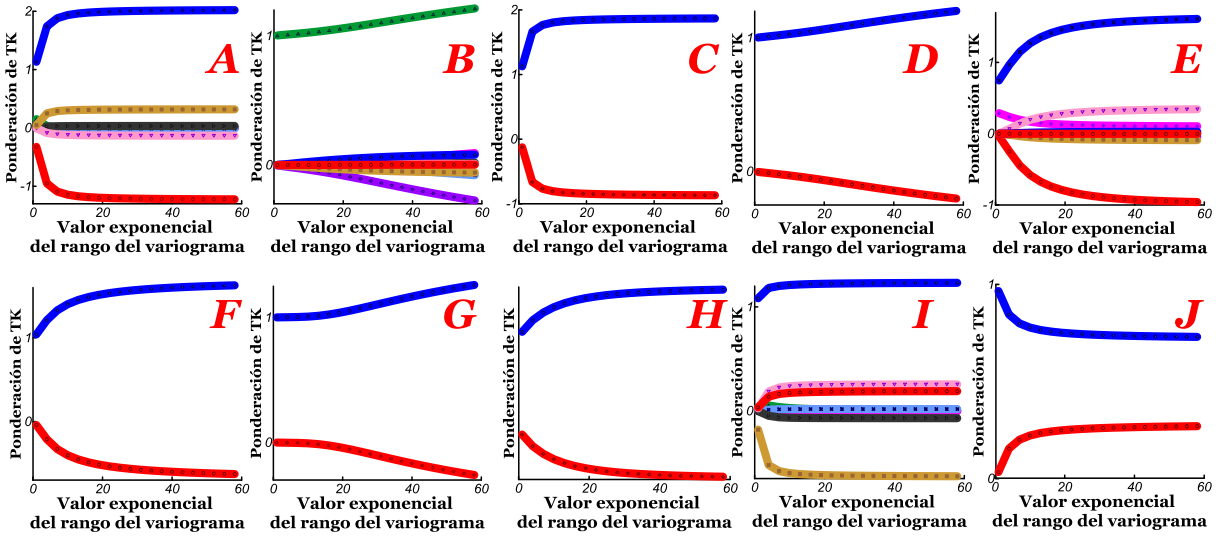


Figura 5.7 Escenarios del modelo *Topological kriging* (TK) mediante dos o nueve puntos de muestreo

En la figura 5.8 se presentan diferentes escenarios propuestos para el modelo TK. La figura 5.8*A* contiene la estimación del punto *2*, utilizando nueve puntos aledaños. Figura 5.8*B*: Estimación del punto *2* con dos valores vecinos (*1* y *3*). Figura 5.8*C*: Estimación del punto *2* con un vecino (el punto *1*). Figura 5.8*D*: Estimación del punto *2* con un vecino (el punto *3*).

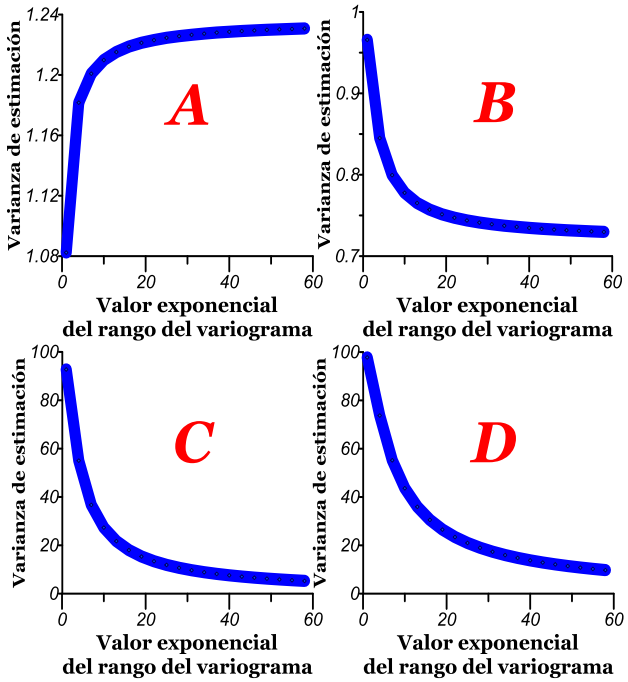


Figura 5.8 Escenarios del modelo *Topological kriging* (TK) con un punto de muestreo

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

De acuerdo con Skøien *et al.* (2006), el estimador del TK, denominado Z^*_{TK}, se calcula como la media ponderada de los valores observados:

$$Z^*_{TK}(A_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i Z(A_i)$$

(*Ec. 5.8*)

Mientras que la ponderación óptima $\{\lambda(A_i), i = 1, \dots, n\}$ se obtiene al resolver el siguiente sistema de ecuaciones, donde $\gamma_{TK}(A_i, A_j)$ es el valor del modelo del variograma, con áreas de soporte representadas por las cuencas A_i y A_j.

$$\sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_{TK}(A_i, A_j) + \mu_0 = \gamma_{TK}(A_0, A_j)$$

$$j = 1, \dots, n;$$

$$\sum_{i=1}^{n} \lambda_i = 1$$

(*Ec. 5.9*)

La varianza de estimación del método TK (σ^2_{TK}) se determina mediante la siguiente ecuación:

$$\sigma^2_{TK}(A_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_{TK}(A_0, A_j) + \mu_0$$

(*Ec. 5.10*)

El método TK puede ser mejorado si se considera una variable secundaria $\{\widetilde{D}(u_i)\}$, linealmente relacionada con la variable de interés:

$$\mathrm{E}\{Z(A_i)\} = a + b\widetilde{D}(u_i)$$

(*Ec. 5.11*)

Donde a representa el punto de origen y b la pendiente de la curva de regresión que había sido obtenida de los valores observados $\{(Z(A_i), \widetilde{D}(u_i)), i = 1, \dots, n\}$. Además, la nueva notación $\widetilde{D}(u_i)$ se ha introducido para la variable secundaria, la cual representa la distancia a lo largo del cauce, más concretamente la distancia medida entre el punto a estimar y el foco de contaminación más cercano situado aguas arriba.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La varianza de estimación Z^*_{TKED}, del método *Topological kriging with external drift* (TKED) se determina mediante la siguiente expresión:

$$Z^*_{TKED}(A_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i Z(A_i)$$

(*Ec. 5.12*)

El valor de la ponderación óptima del método TKED se calcula a partir del siguiente sistema de ecuaciones, de acuerdo con Laaha *et al.* (2013):

$$\sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_R(A_i, A_j) + \mu_0 + \mu_1 \widetilde{D}(u_j) = \gamma_R(A_0, A_j)$$

$$j = 1, \dots, n$$

$$\sum_{i=1}^{n} \lambda_i = 1$$

$$\sum_{i=1}^{n} \lambda_i \widetilde{D}(u_i) = \widetilde{D}(u_0)$$

(*Ec. 5.13*)

La varianza de estimación para el método TKED se determina así:

$$\sigma^2_{TKED} = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_R(A_0, A_j) + \mu_0 + \mu_1 \widetilde{D}(u_0)$$

(*Ec. 5.14*)

Si sólo se utiliza la información secundaria, se podría considerar llevar a cabo una interpolación espacial mediante la estimación de regresión Z^*_R:

$$Z^*_R(A_0) = \hat{a} + \hat{b}\widetilde{D}(u_0)$$

(*Ec. 5.15*)

Y la varianza de estimación, σ^2_R, sería:

$$\sigma^2_R(u_0) = \sigma^2_{Res}(1 + X_0^T (X^T X)^{-1} X_0)$$

(*Ec. 5.16*)

Donde σ^2_{Res} es la varianza de la regresión obtenida mediante los valores residuales R^*_R, los cuales han sido calculados así:

$$R^*_R(u_i) = Z(A_i) - \hat{a} - \hat{b}\widetilde{D}(u_i)$$

(*Ec. 5.17*)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

De acuerdo con Hengl *et al.* (2007), el estimador conocido como *regression kriging* (RK) puede ser determinado si el residual de la regresión lineal, en el punto desconocido, se estima mediante OK, así:

$$R^*_{OK}(u_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i R^*_R(u_i)$$

(*Ec. 5.18*)

El estimador de la regresión Z^*_{RK} es añadido a los valores iniciales, con el propósito de obtener la estimación del RK:

$$Z^*_{RK}(A_0) = Z^*_R(A_0) + R^*_{OK}(A_0)$$

(*Ec. 5.19*)

La varianza de estimación del RK σ^2_{RK} viene dada por la suma de las varianzas de regresión y los residuos del OK, puesto que estos últimos son independientes:

$$\sigma^2_{RK}(A_0) = \sigma^2_R(A_0) + \sigma^2_{OK}(A_0)$$

(*Ec. 5.20*)

Es decir:

$$\sigma^2_{RK}(u_0) = \sigma^2_{Res}(1 + X_0^T(X^TX)^{-1}X_0) + \sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_R(u_0, u_j) + \mu_0$$

(*Ec. 5.21*)

Por otra parte, se puede suponer que los valores residuales son una función de la cuenca A_0, con el fin de obtener una regresión por *regression topological kriging* (RTK), definido mediante la siguiente ecuación:

$$Z^*_{RTK}(A_0) = Z^*_R(A_0) + R^*_{TK}(A_0)$$

(*Ec. 5.22*)

El valor residual es estimado mediante TK (en lugar de OK). Y la varianza de estimación del método RTK se denomina $\sigma^2_{RTK}(A_0)$.

Un aspecto aún por resolver durante la aplicación del método TK es el caso de la estimación del variograma de los datos con un área de soporte. Ello puede determinarse mediante el procedimiento inverso descrito a continuación. Se ha utilizado el semivariograma entre dos mediciones en un mismo cauce $\gamma_{TK}(A_i, A_j)$, cuyas áreas de soporte son A_i y A_j (Skøien *et al.*, 2006, Castiglioni *et al.*, 2011; Laaha *et al.*, 2012, 2013, 2014):

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

$$\gamma_{TK}(A_i, A_j) = \frac{1}{2}\mathrm{Var}\left(Z(A_i) - Z(A_j)\right)$$

$$= \frac{1}{A_i A_j}\int_{A_i}\int_{A_j}\gamma_p(u_i, u_j)\,du_i du_j$$

$$-\frac{1}{2}\left[\frac{1}{A_i^2}\int_{A_i}\int_{A_i}\gamma_p(u_i, u_j)\,du_i du_j\right.$$

$$\left.+\frac{1}{A_j^2}\int_{A_j}\int_{A_j}\gamma_p(u_i, u_j)\,du_i du_j\right]$$

(*Ec. 5.23*)

El término $\gamma_{TK}(A_i, A_j)$ representa a un punto del semivariograma entre las áreas u_i y u_j. Cabe aclarar que el método TK considera las distancias euclidianas con el fin de tener en cuenta el efecto de las capas contiguas subyacentes, cuya conectividad no está relacionada con un cauce superficial de agua (e.g. suelos, litología, topografía o vegetación), pero que puede influir en los valores estimados de las variables relacionadas con él (Skøien *et al.*, 2006). El variograma de los valores observados está definido por:

$$\gamma_{TK}(A_i, A_j) = \gamma_{ij} = \frac{1}{2}\mathrm{Var}\left(Z(A_i) - Z(A_j)\right)$$

$$\gamma_{ij} = \frac{1}{2}\mathrm{E}\left(Z(A_i) - Z(A_j)\right)^2 - \frac{1}{2}\mathrm{E}^2\left(Z(A_i) - Z(A_j)\right)$$

$$\gamma_{ij} = \frac{1}{2}\mathrm{E}\left(Z(A_i) - Z(A_j)\right)^2$$

(*Ec. 5.24*)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Puesto que se cuenta con un número relativamente bajo de estaciones de muestreo (diez) en el área de estudio, se ha utilizado la nube de valores del semivariograma, que viene dado por la mitad de la diferencia al cuadrado entre cada par de valores observados:

$$\gamma^*_{TK}(A_i, A_j) = \gamma^*_{ij} = \frac{1}{2}\left(Z(A_i) - Z(A_j)\right)^2$$

(*Ec. 5.25*)

La nube de datos en el semivariogram tiene $n(n-1)/2$ valores observados. Y el modelo que minimiza la función objetivo (OF) es elegido como el más adecuado. No obstante, cada dato tiene un área de soporte igual a su cuenca hidrográfica en el método TK, por lo cual la conexión no se puede determinar directamente, sólo se puede obtener mediante el uso de un modelo inverso y la *ecuación 5.9*, de la siguiente manera:

$$OF = \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=i+1}^{n} \left(\gamma_{ij}^{*} - \gamma_{ij}\right)^2$$

(*Ec. 5.26*)

En la modelización inversa anterior se propone un semivariograma puntual con la *ecuación 5.9*, i.e. $\gamma_p(u_i, u_j)$, lo que proporciona un valor teórico de γ_{ij}, que puede ser comparado con el valor observado γ_{ij}^{*} para todos los pares de datos.

La figura 5.9 muestra la nube de datos del semivariograma para la variable conductividad eléctrica (CE). Dicha figura ejemplifica lo antes descrito: si se considera que los datos tienen un área de soporte puntual (es decir, sin considerar su cuenca hidrográfica, como se hace con TK), un modelo puede estar ajustado al semivariograma mediante la técnica de *mínimos cuadrados*.

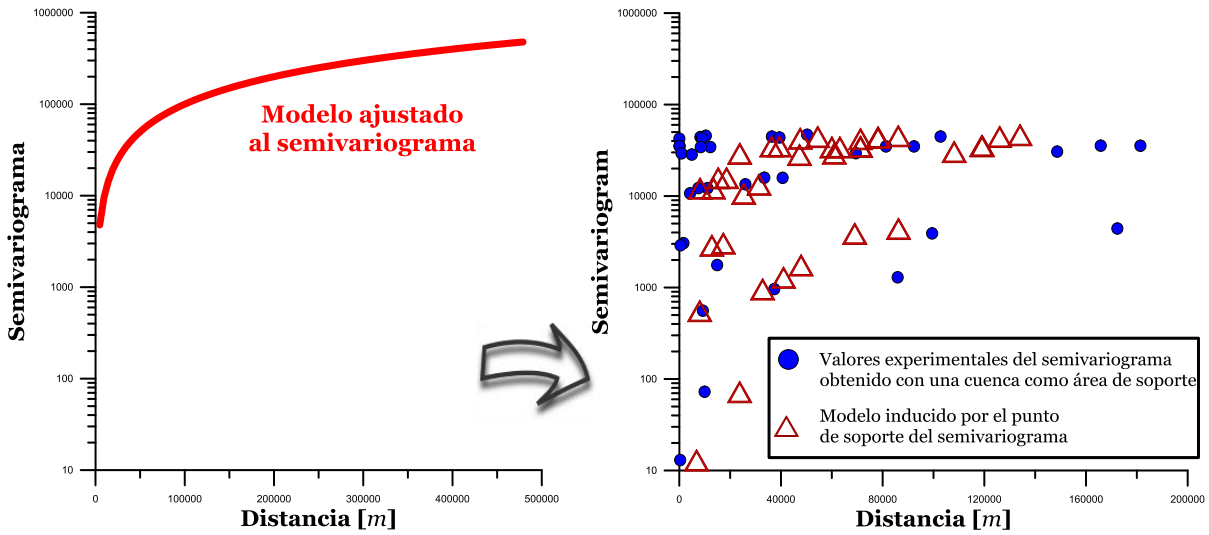


Figura 5.9 Ejemplo del modelo ajustado, para la variable conductividad eléctrica, como una función inversa de la nube de valores en el semivariograma

El cuadro 5.1 resume las características más importantes de los métodos de interpolación antes descritos, según los criterios correspondientes a sus modelos de estimación. Dicha tabla permite observar las características esenciales y diferencias entre las distintas técnicas geoestadísticas evaluadas en el presente capítulo.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Método de interpolación	***Tipo de soporte (criterios)***		***Variable secundaria***
	Soporte puntual	Área de soporte (cuenca hidrográfica)	Distancia, a lo largo del río, hasta el foco de contaminación más cercano aguas arriba
Krigeage ordinario (***OK***)	✓		
Krigeage ordinario con deriva externa (***OKED***)	✓		
Krigeage topológico (***TK***)		✓	
Krigeage topológico con deriva externa (***TKED***)		✓	✓
Regresión lineal simple			✓
Krigeage de regresión (***RK***)	✓		✓
Krigeage topológico de regresión (***RTK***)		✓	✓

Cuadro 5.1 Lista de verificación con los criterios de selección para los métodos de interpolación considerados

Los métodos de krigeage ordinario (i.e. OK, OKED, RK) son los únicos que utilizan un soporte de tipo puntual. En cambio, las metodologías de predicción de krigeage de tipo topológico (i.e. TK, TKED, RTK) incorporan un soporte que, en este caso, corresponde a la extensión del área de drenaje de la cuenca vertiente a la estación de muestreo donde se pretende predecir la variable de calidad del agua en el río. Además de la regresión lineal simple, los métodos TKED, RK y RTK también consideran la información proveniente de una regresión lineal. Dicha regresión se ha calculado con respecto a la distancia (no euclidiana, sino a lo largo del cauce –Figura 5.4-) a la que se encuentran los focos de contaminación más próximos al punto a estimar, situados aguas arriba. Ello representa la variable secundaria (o *external drift* –también llamada en ocasiones "deriva externa"-) de la predicción.

Se ha efectuado una regresión lineal con los valores medios de cada una de las 28 variables seleccionadas, para obtener el mejor ajuste, entre las distancias que separan a cada estación de muestreo del foco de contaminación más cercano localizado aguas arriba y que influye en la calidad del agua en el sector medido. En la figura 5.10 se presentan las curvas de regresión lineal de las medidas de alcalinidad (R^2=*0,67*) y del contenido de O_2 (R^2=*0,44*), respectivamente.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

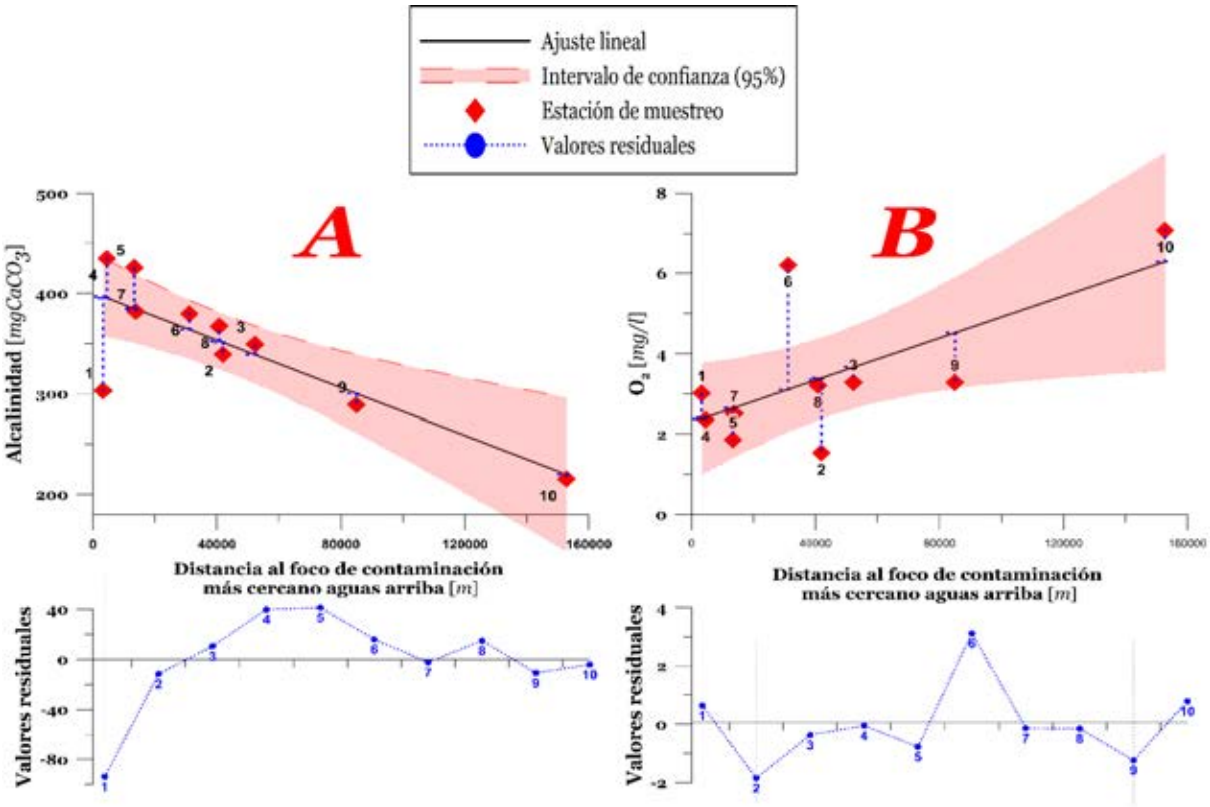


Figura 5.10 Gráficos de los valores residuales de la regresión lineal en las diez estaciones de muestreo, con respecto su distancia a un foco de contaminación aguas arriba: (*A*) ajuste lineal de los valores residuales de alcalinidad, (*B*) ajuste lineal de los valores residuales de O_2 disuelto en el agua

El O_2 tiene un comportamiento inverso al de la mayor parte de las variables consideradas por el presente análisis, es decir, su concentración aumenta conforme el punto de muestreo se aleja de los focos de contaminación. La aportación de agua que tiene mayor contenido de O_2 ocurrido aguas arriba del punto de muestreo *6* (estación *RS-06*, véase capítulo *IV*), representa un valor anómalo; a pesar de localizarse aguas abajo de la confluencia del arroyo de El Ahogado con el río Santiago (Figura 5.2A) el O_2 en dicho sector tiende a aumentar. En contraste, los valores de alcalinidad descienden cuando se miden aguas abajo de la ciudad de Guadalajara. En la estación de muestreo número *10* (Figuras 5.2A y 5.2B), en el embalse de La Yesca, los valores medios de ambas variables (O_2 y CE) presentan las mejores condiciones de calidad del agua, en comparación con los puntos de control localizados aguas arriba.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

5.4 Validación cruzada

La técnica de validación cruzada, también conocida como el método *deja-uno-fuera* (Stone, 1974; Bradley, 1983), ha sido aplicada con el fin de comparar los resultados de cada uno de los métodos de interpolación de datos. Esta metodología omite el dato observado en un punto espacial y predice el valor en el mismo, teniendo en cuenta únicamente el resto de los valores conocidos. Las diferencias entre las predicciones y los datos medidos en cada punto de muestreo indican claramente la eficiencia de cualquier modelo de interpolación.

Para definir correctamente la robustez de los resultados estimados mediante la validación cruzada y comparar su precisión respecto a los valores observados, se han calculado diferentes tipos de errores estadísticos con cada método y con cada una de las variables consideradas, i.e.: error medio (*ME*), error cuadrático medio (*MSE*) y error cuadrático medio normalizado (*SMNE*). Estos indicadores pueden determinarse mediante las siguientes ecuaciones:

$$\boldsymbol{ME}(OK) = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} Z_{OK}^{*}(u_i) - Z(u_i)$$

(*Ec. 5.27*)

$$\boldsymbol{MSNE}(OK) = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} \frac{\left(Z_{OK}^{*}(u_i) - Z(u_i)\right)^2}{\sigma_{OK}^2(u_i)}$$

(*Ec. 5.28*)

$$\boldsymbol{SMNE}(OK) = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left(Z_{OK}^{*}(u_i) - Z(u_i)\right)^2}$$

(*Ec. 5.29*)

Es deseable que el *ME* sea cercano a cero, mientras que el *MSE* siempre es mayor que cero y es preferible que tenga el mínimo valor posible. Por último, el *SMNE* debe ser cercano a *1,* si la evaluación de la incertidumbre ha sido correctamente calculada con la varianza de estimación. En todos los casos, un valor < *1* indica que la evaluación está dentro del rango aceptable, es decir, se trata de una estimación de carácter conservador. La notación de las expresiones anteriores (ecuaciones *5.28* a *5.30*) corresponde al cálculo de los errores para el método *OK*. No obstante, se trata de las mismas ecuaciones utilizadas para obtener los errores con el resto de métodos de estimación.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

5.5 Resultados del análisis geoestadístico

5.5.1 Resultados de la validación cruzada

Los gráficos de la figuras 5.11A y 5.11B muestran los resultados de estimación de las 28 variables de calidad del agua, calculados mediante validación cruzada, correspondiente a los siete métodos considerados (OK, RK, OKED, TK RTK, TKED y media aritmética simple –representada con una línea discontinua-). La línea continua de color azul en dichos gráficos representa los valores medios de las variables medidas durante la temporada de estiaje en las diez estaciones (*RS-01* a *RS-10* -véase capítulo *IV*-) localizadas a lo largo del río Santiago en el estado de Jalisco (Figura 5.2A), durante el periodo 2008-2013.

En el cuadro 5.2 se presenta un resumen, con una gama de colores de *tipo semáforo,* en el que se comparan los errores cuadráticos medios normalizados (*SMNE*) -determinados con la ecuación *5.29*- de las 28 variables, con los siete métodos considerados (media aritmética simple, RK, OK, OKED, TK, TKED y RTK). Cabe precisar que los valores en dicha figura vienen dados en las respectivas unidades de medición de cada una de las variables hidroquímicas (véase apartado *2.3.6*).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

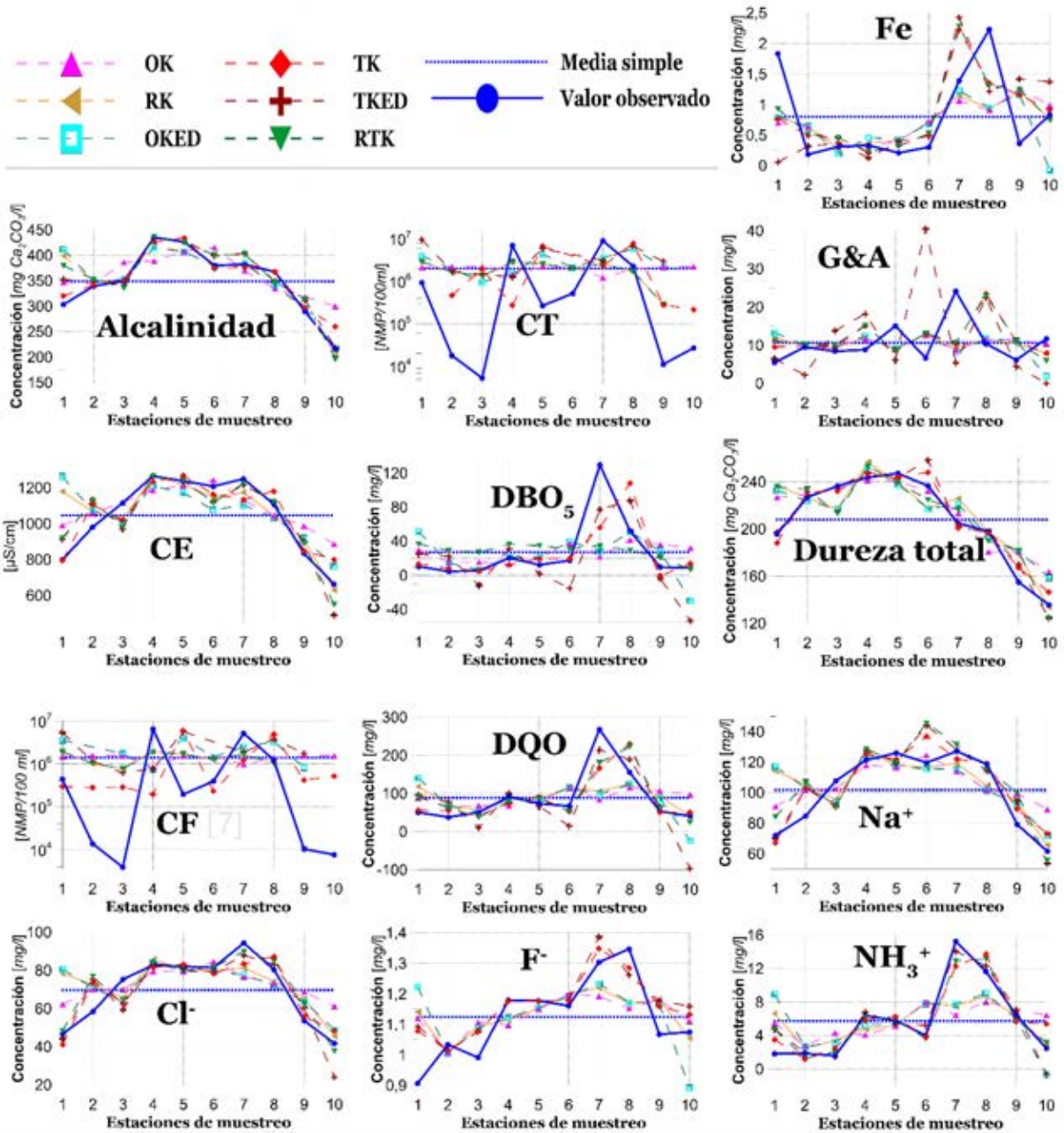


Figura 5.11A Resultados de la validación cruzada de métodos de estimación aplicados en 13 variables de calidad del agua en el río Santiago

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

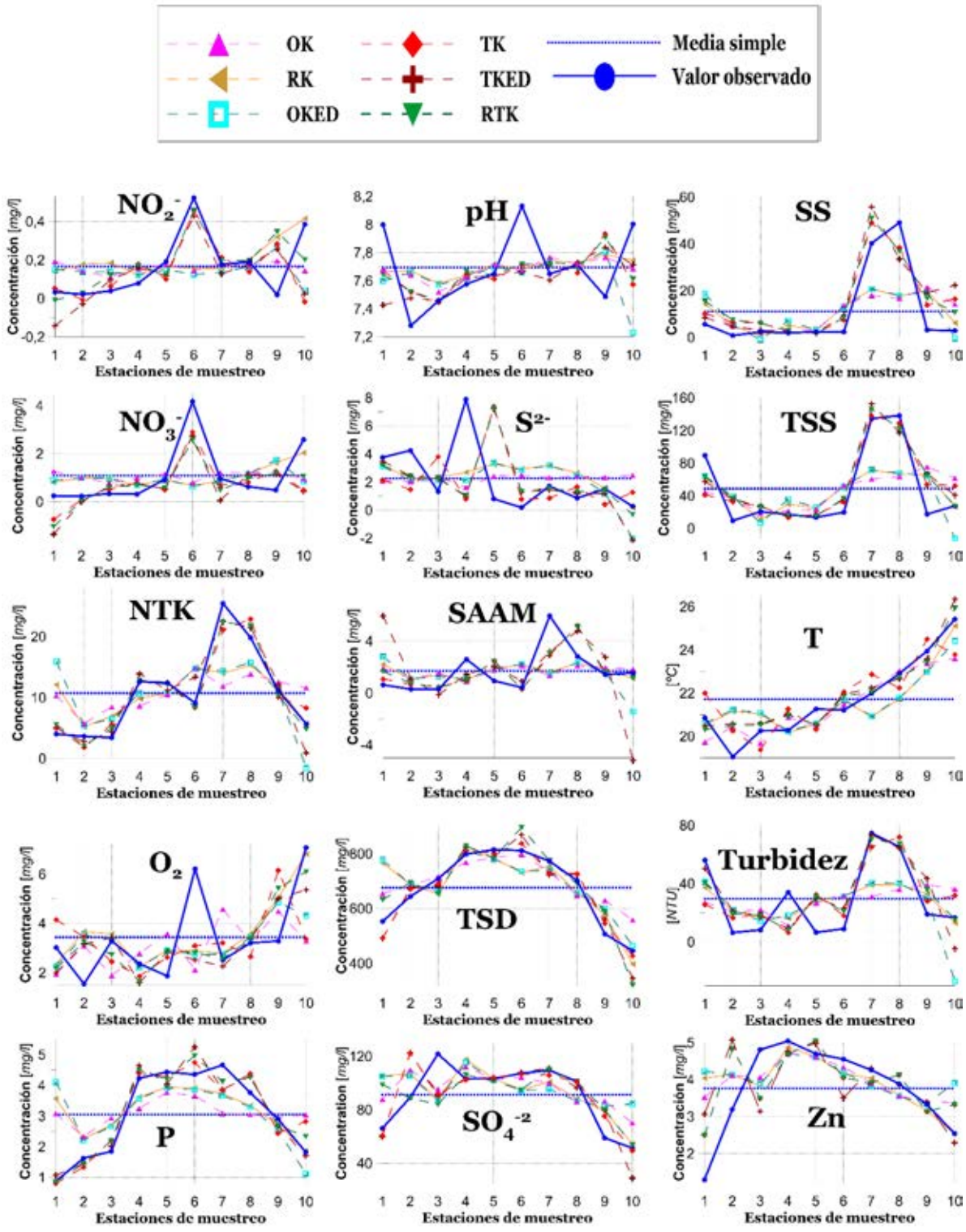
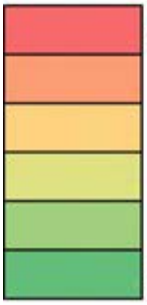


Figura 5.11B Resultados de la validación cruzada de los métodos de estimación aplicados en 15 variables de calidad del agua en el río Santiago

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA



Método	Variables que predice mejor que los demás	[%]
Media	1	3,6%
RK	4	14,3%
OK	1	3,6%
OKED	0	0,0%
TK	12	42,9%
TKED	0	0,0%
RTK	10	35,7%
Total	28	100%

	Variable	Media	RK	OK	OKED	TK	TKED	RTK
1	Alkalinidad	63	33	40	37	**16**	21	29
2	CE	205	135	119	174	**81**	100	90
3	CF	2255590	**2054290**	2506215	3974271	3213445	4494576	3152498
4	Cl^-	17,1	12,9	11,9	13,9	**8,0**	9,9	8,3
5	CT	3092944	**2797608**	3436596	4799998	4122542	6606195	3843986
6	DBO_5	37	35	37	38	**30**	37	28
7	DQO	68	61	69	68	41	62	**40**
8	Dureza	36	19	17	20	**7**	10	20
9	F^-	0,13	0,11	0,12	0,14	**0,07**	0,09	0,09
10	Fe	0,7130	0,6285	0,6632	0,6830	**0,6142**	0,8253	0,6139
11	G&A	**5**	6	6	7	7	15	7
12	Na^+	24	17	16	18	**11**	13	15
13	NH_3	4,3	3,4	3,9	3,8	1,6	1,7	**1,4**
14	NO_2^-	0,16	0,17	0,17	0,20	0,16	0,16	**0,14**
15	NO_3	1,23	1,25	1,32	1,38	0,91	1,06	**0,88**
16	NTK	6,95	5,27	6,17	6,20	2,14	2,66	**1,49**
17	O_2^-	1,71	**1,44**	2,14	1,67	2,03	1,58	1,53
18	P^+	1,33	1,01	1,13	1,20	0,52	0,47	**0,36**
19	PH	0,26	0,26	**0,25**	0,35	0,28	0,28	0,28
20	S^-	2,28	**2,27**	2,53	2,50	3,43	3,17	3,10
21	SAAM	1,66	1,74	1,80	2,05	1,44	3,02	**1,41**
22	TDS	127	82	68	86	**32**	51	65
23	SO_4^{-2}	23	20	18	23	**15**	18	18
24	SS	16,9	13,7	14,8	14,0	7,7	10,9	8,4
25	TSS	49	38	44	40	25	25	**23**
26	T	1,81	0,96	0,91	1,03	1,02	0,74	**0,75**
27	Turbidez	25	20	25	24	19	17	**15**
28	Zn	1,12	0,99	0,87	1,13	**0,85**	1,04	0,94

Cuadro 5.2 Comparación de los *RMSE* derivados de los resultados de la validación cruzada, calculados para los siete métodos de interpolación, con respecto a la predicción de las 28 variables de calidad del agua consideradas (**OK**= krigeage ordinario, **OKED**= krigeage ordinario con deriva externa, **RK**= krigeage de regresión, **TK**= krigeage topológico **TKED**= krigeage topológico con deriva externa; **RTK**= krigeage topológico de regresión)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

5.5.2 Predicción espacial de variables de calidad del agua a lo largo del río Santiago

En las figuras 5.12A y 5.12B se presenta la estimación de cuatro variables de calidad del agua, mediante intervalos de 10 km. Puesto que el tramo del río Santiago delimitado tiene una longitud aproximada de 220 km, se tienen 22 puntos de predicción a lo largo de todo el perfil longitudinal de dicho cauce. En estos gráficos se incluye la incertidumbre de la estimación (es decir, la varianza) con el fin de determinar las principales lagunas de información, ya que tiene en cuenta el margen de error considerado durante las predicciones. Este último valor podría ser útil para asignar ponderaciones de los resultados estimados de calidad del agua del río en cada tramo del mismo. Las curvas descritas indican el intervalo de confianza definida en cada estación de predicción, calculado como la suma de las varianzas de OK y TK. Ello se debe a la disparidad entre el área de soporte del TK y la varianza de estimación, ya que esta última presenta valores muy pequeños cuando se aplica en grandes cuencas hidrográficas.

Las líneas de puntos representadas en los gráficos de la figuras 5.12A y 5.12B se muestran paralelas a las curvas de estimación de calidad del agua (por encima y por debajo de los valores estimados), según los métodos TK, TKED y RTK. El hecho de agregar las varianzas estos gráficos ofrece una evaluación más realista de la veracidad de la interpolación con los tres métodos presentados, mostrando su umbral de incertidumbre. Cabe aclarar que cuando las estimaciones de la interpolación han arrojado valores negativos, se ha definido el límite inferior del intervalo de incertidumbre como cero, debido a que no tiene sentido expresar la predicción de la mayor parte de estas variables (e.g. concentraciones de iones en el agua) con valores negativos.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Conforme los puntos de predicción se acercan a la ciudad de Guadalajara se observa un aumento en la concentración de estas variables, y tienden a disminuir aguas abajo de la entrada del río Juchipila (punto de predicción número *13* -véase mapa de las figuras 5.12A y 5.12B-).

Finalmente, se han elaborado mapas donde se representan los valores estimados de las mismas cuatro variables (DQO, Cl^-, CE y P), en cada uno de los 22 puntos de predicción antes descritos. Se muestran las predicciones de DQO (Figura 5.13), conductividad eléctrica (Figura 5.14) y contenidos de Cl^- (Figura 5.15) mediante el método TK. Y en la figura 5.16 se presenta el contenido estimado de P mediante el método TKED.

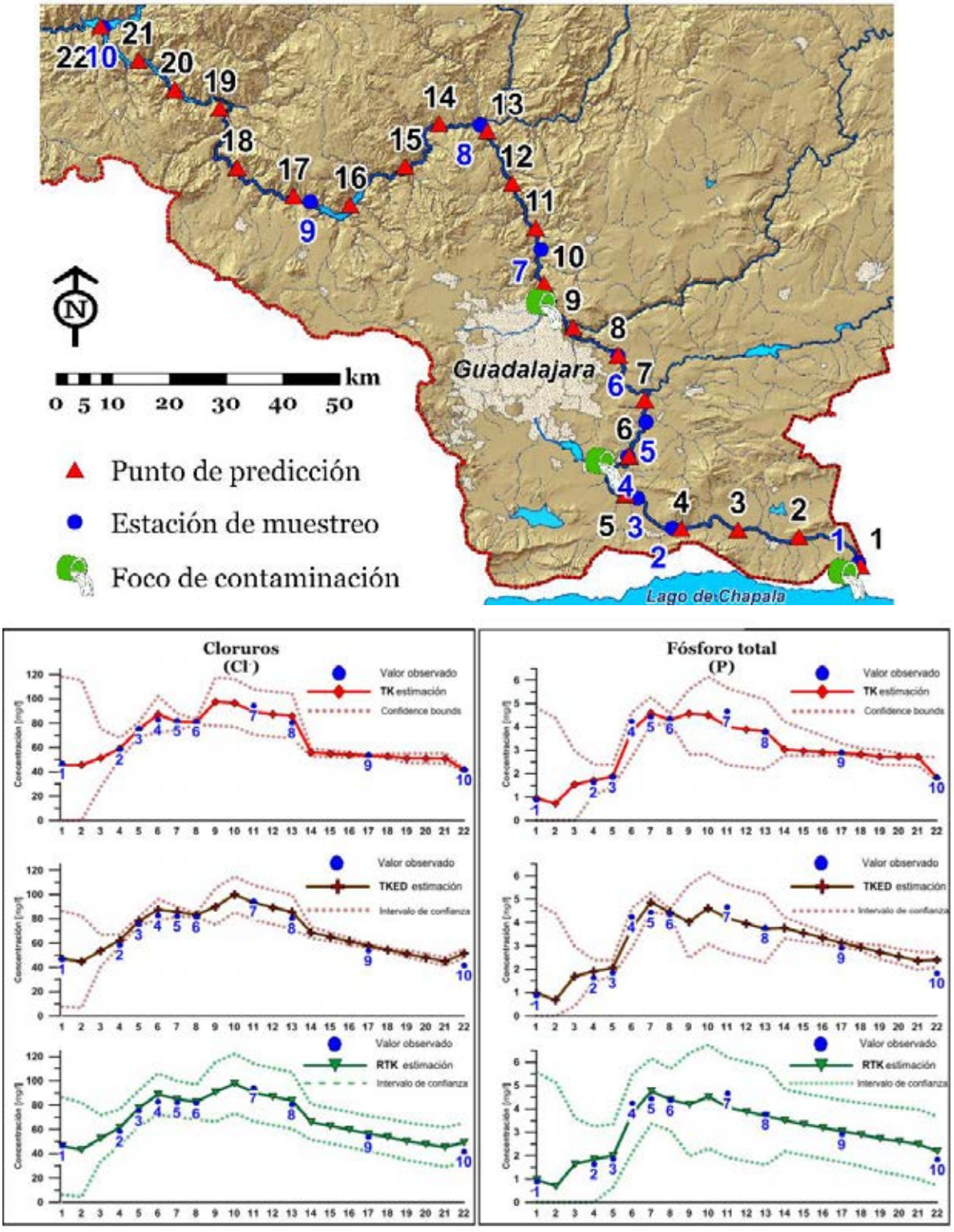


Figura 5.12A Predicción espacial de Cl^- y P a lo largo del río Santiago, con segmentos cada 10 km

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

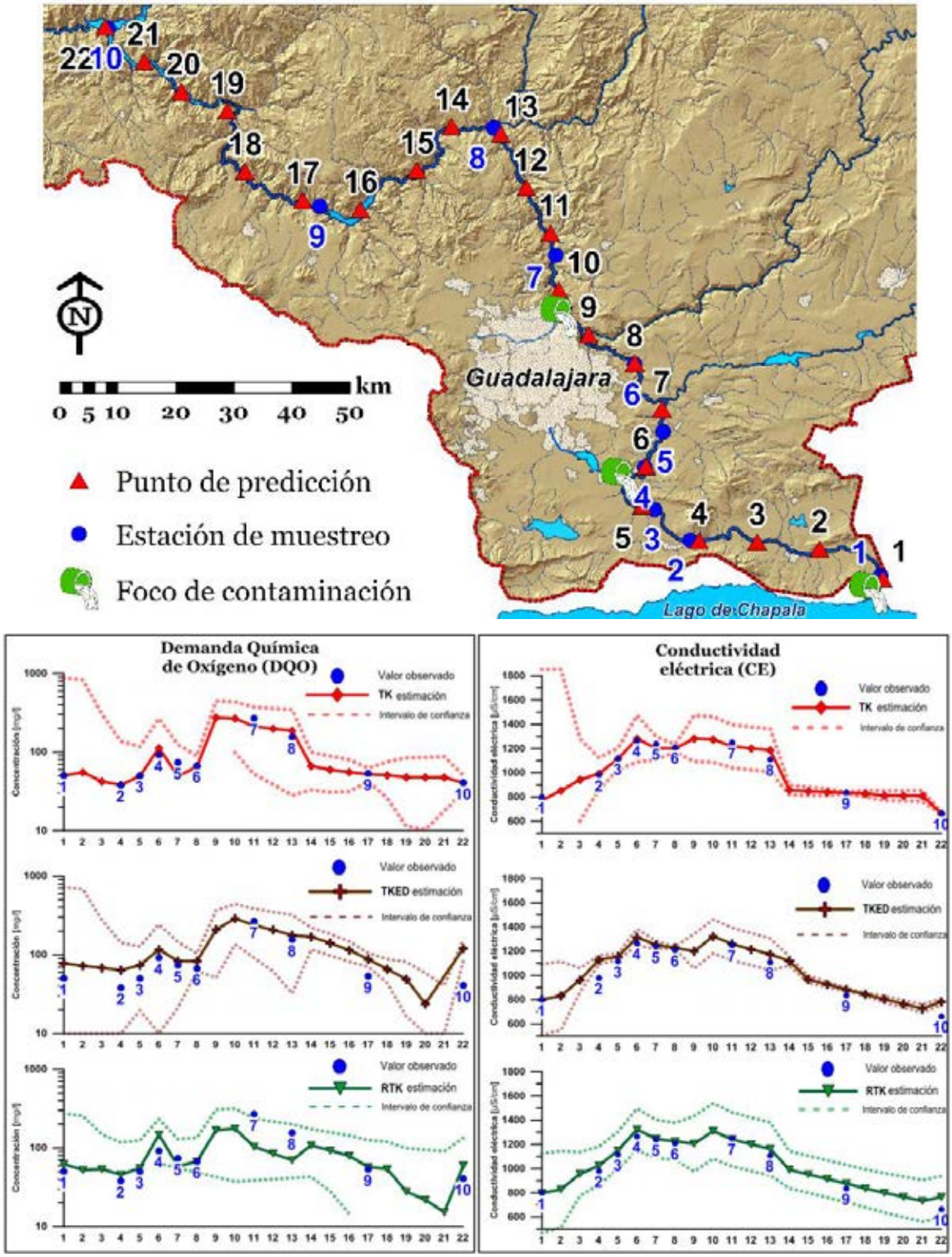


Figura 5.12B Predicción espacial de DQO y CE a lo largo del río Santiago, con segmentos cada 10 km

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

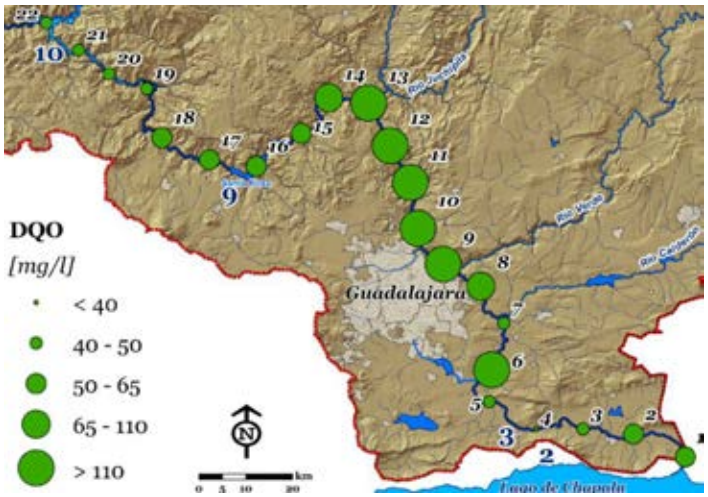


Figura 5.13 Mapa de estimación de DQO en el río Santiago, mediante el método *Topological kriging* (TK)

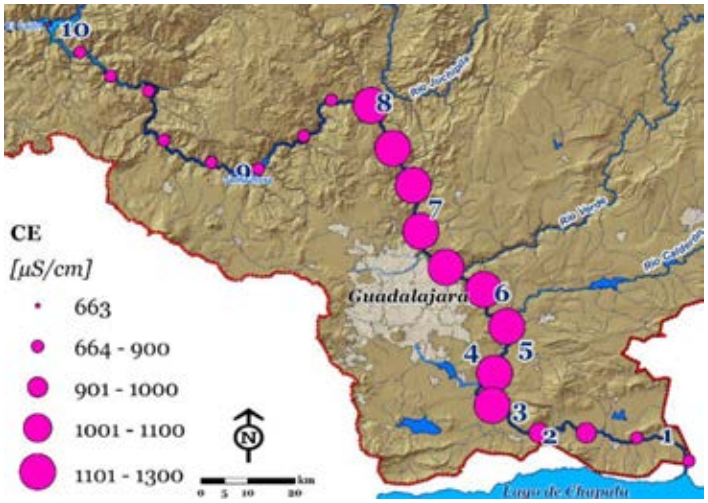


Figura 5.14 Mapa de estimación de CE en el río Santiago, mediante el método *Topological kriging* (TK)

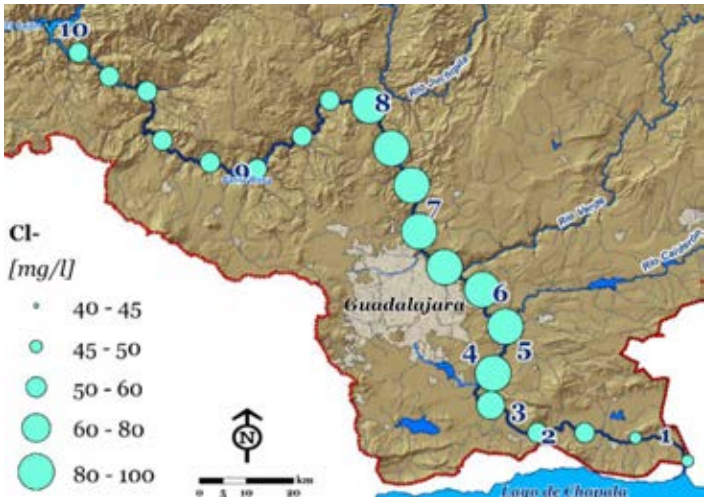


Figura 5.15 Mapa de estimación de Cl^- en el río Santiago, mediante el método *Topological kriging* (TK)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

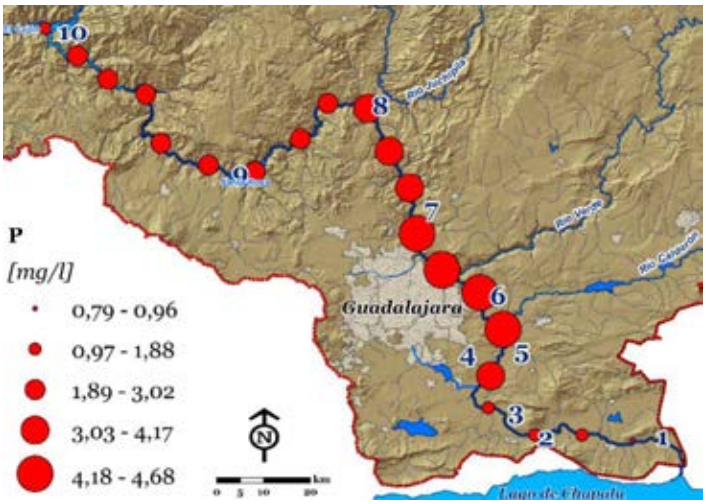


Figura 5.16 Mapa de estimación del contenido de P en el río Santiago, mediante el método *Topological kriging with external drift* (TKED)

5.6 Discusión de los resultados de predicción de información sobre calidad del agua

Los errores estadísticos procedentes de los resultados de la validación cruzada (Cuadro 5.2) muestran que el planteamiento de TK y su combinación con el enfoque de regresión (RTK) superan ampliamente a los demás métodos que han sido evaluados en este apartado. Las estimaciones mediante TK y RTK presentan valores más cercanos a los medidos en campo que el resto de las metodologías, en la mayor parte de las variables consideradas (ambos modelos superan a los demás en el 79% de las variables), con un porcentaje cercano al 43% (TK) y al 36% (RTK), respectivamente (véase cuadro 5.2). Tal es el caso de las variables más comunes relacionadas con los vertidos de aguas residuales, ya sean urbanas o industriales (e.g.: DQO, DBO_5, P, EC, Cl^-, NH_3^+, MBAS, TSD, SO_4^{2-}, SS, TSS, turbidez, alcalinidad, Fe, Zn o F^-). Por lo tanto, según los resultados expuestos, TK y RTK parecen ser los mejores métodos para interpolar la información hidroquímica relacionada con dichos vertidos. Lo anterior resulta particularmente notorio en los valores de compuestos nitrogenados, el contenido de P y demanda de oxígeno (DQO y DBO_5) –Cuadro 5.2-, variables que son comúnmente controladas en numerosos ríos del mundo (Voyslavov *et al.*, 2012; Álvarez-Cabria *et al.*, 2016).

En otros casos, TK tiende a subestimar los valores de las variables en las estaciones situadas en la parte baja del área de estudio (como ha sucedido con SAAM, TSD, O_2, CE, DBO_5, DQO, compuestos nitrogenados y S^{2-}), sobre todo en el tramo cercano a la presa hidroeléctrica de La Yesca (estación de muestreo *10*). Esto puede deberse al gran tamaño que presenta el área de soporte para dicha estación de muestreo en comparación con el resto. En algún caso

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

excepcional, como el de la variable dureza total, el método TK es significativamente mejor que cualquier otro método para realizar estimaciones y presenta un error (*SMSE)* casi cinco veces menor que el OK (véase cuadro 5.2).

De forma general, las predicciones han resultado ser más precisas utilizando TK y RTK. Sin embargo, tanto para O_2 como para S^{2-}, los mejores resultados han sido obtenidos mediante el método RK, en comparación con los otros estimadores. Téngase en cuenta que estas dos últimas variables (O_2 y S^{2-}) suelen estar entre las consideradas para la caracterización de la calidad del agua en cauces superficiales (Sun *et al.*, 2015). Lo anterior es congruente con lo señalado por Chang (2008) respecto a los modelos de regresión espacial, quien demostró que estos modelos resultan ser mejores para explicar las variaciones en la calidad del agua superficial, lo cual ha sido corroborado mediante la presente investigación.

En el caso particular de la variable O_2, el método RK supera claramente la confianza de estimación en comparación con el OK, aunque cabe indicar que para la variable O_2, la curva de regresión lineal obtenida presentaba una correlación negativa significativa con la cercanía a los focos de contaminación situados aguas arriba de las estaciones de muestreo (Figura 5.10).

La estimación de la temperatura presenta mejores resultados mediante el método RTK en comparación con OK (Figuras 5.11A, 5.11B y cuadro 5.2), ya que el rango de incertidumbre mediante el primer estimador (RTK) es de ±0,44 ºC, con casi el doble de precisión que el obtenido mediante OK. No obstante, la temperatura del agua depende de factores ambientales externos con poco interés para la presente modelización de datos de calidad del agua en el río Santiago.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Las variables representativas de la concentraciones de coliformes (CF y CT) son objeto de cambios importantes a lo largo del río Santiago (véase capítulo *IV*). Se han detectado diferencias de varios órdenes de magnitud de dichas variables entre las estaciones de muestreo cercanas a los núcleos urbanos (véase figura 5.11A), lo cual hace que sea más difícil obtener resultados satisfactorios mediante cualquier modelo de interpolación (Cuadro 5.2). Ello a pesar de la consideración tanto de los focos de contaminación (con una deriva externa o mediante una regresión espacial que considere dichos focos) que incrementan drásticamente dichas variables, como de los procesos de dilución que suponen una sensible disminución en la concentración de coliformes (debido al aumento de las superficies vertientes en las estaciones más próximas a la desembocadura). En consecuencia, incluso habiendo obtenido un error (*SMNE)* bastante alto (véase cuadro 5.2), el mejor método de interpolación para la concentración de coliformes parece ser el RK, aunque la magnitud del

error (*SMNE)* en este caso representa varias veces el valor máximo permisible por la legislación en las aguas de los ríos (suele ser ± 1.000 NMP/100 ml –véase capítulo *IV*-).

De manera general, se han identificado considerables imprecisiones al estimar los valores entre las estaciones de muestreo *6* y *7* (Figuras 5.11A y 5.11B). Ello podría explicarse por el gran aumento de tamaño de las cuencas entre ambos puntos de control (véase figura 5.6), lo que supone una diferencia sustancial entre la superficie de sus áreas de soporte. En consecuencia, la predicción de la calidad del agua mediante el método TK en dichos puntos es deficiente (Figuras 5.11A y 5.11B). Las predicciones tienden a subestimar los valores en el punto *7*, puesto que el método TK considera que la dilución de contaminantes aumenta en función de la superficie de la cuenca. Sin embargo, es evidente que si el punto de predicción se localiza en un área de soporte (o cuenca hidrográfica, en este caso) con una gran extensión (e.g. desde el punto *11* hacia aguas abajo) en comparación con el punto contiguo, el rango incertidumbre también aumente progresivamente.

Con respecto a la variable referente al contenido de grasas y aceites (*G&A*), supuestamente relacionada con las aguas residuales urbanas y, en menor medida, con las provenientes de procesos industriales, los valores observados no han mostrado correlación con la localización de los focos de contaminación identificados, ni tampoco con el aumento de tamaño de las cuencas vertientes localizadas aguas abajo. Así, el comportamiento de las concentraciones de *G&A* es tan errático (véase figura 5.11A) que el mejor método de estimación ha resultado ser el cálculo de la media aritmética (Cuadro 5.2).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

El contenido de F^- se predice mejor con el método TK en comparación con los resultados obtenidos mediante el método RTK. No obstante, según los resultados de la validación cruzada, la estimación obtenida es muy imprecisa (Figuras 5.11 y 5.12). Ello puede deberse a que la concentración de F^- no presenta una correlación lineal significativa con los focos de contaminación localizados aguas arriba, a diferencia del caso del contenido de O_2 descrito antes (Figura 5.10), y que está significativamente correlacionado (de forma negativa) con la distancia a dichos focos.

El pH es la única variable que se predice mejor mediante OK, aunque es pertinente recordar que el pH no presenta cambios significativos a lo largo del río Santiago (Figura 5.9). Es por ello que el OK, con su carácter más conservador ante las diferencias entre dos puntos de muestreo, proporciona estimaciones más precisas porque las variaciones de pH a largo del río son tenues (con valores comprendidos mayoritariamente entre 7,3 y 8,1 -véase capítulo *IV*-). Por otra parte, no es probable que la variación de las mediciones de pH se deba a un impacto ocasionado por episodios de contaminación, sino a la mezcla de aguas de diferentes afluentes.

Con todo, el valor de pH juega un papel crucial en los procesos hidrogeoquímicos que intervienen en la mineralización de las aguas en régimen natural, así como en la capacidad de atenuación natural de los contaminantes (Chang, 2008; Tsuzuki, 2015). Dicha variable podría llegar a ser útil para la identificación de vertidos de aguas residuales provenientes de ciertas actividades industriales, tales como las relacionadas con la minería, que no se desarrollan de forma intensiva en el área de estudio.

Los resultados analizados apuntan a que ocurre un aumento significativo de DQO y DBO_5 entre las estaciones *6* y *7* (véase figura 5.11A). Por el contrario, entre las estaciones *5* y *6* se observa una reducción sistemática de ambas variables, lo que ha sido relacionado con efectos de dilución de los vertidos de aguas residuales urbanas e industriales (véase apartado *4.5*), por la entrada de afluentes con aguas de mejor calidad. Los valores más bajos de la demanda de oxígeno son atribuibles al aumento de la superficie de la cuenca hidrográfica, en la estación *5* respecto a la *4* (Figura 5.6), la entrada de cauces de agua menos mineralizada, la descarga de manantiales al río Santiago por su margen izquierda y, en contraparte, los aumentos de dichas variables se deben a las aportaciones de aguas residuales provenientes de Guadalajara, a la altura del río Verde (véase figura 5.2).

De acuerdo con el análisis de los resultados obtenidos, se considera conveniente aumentar la densidad (espacial y temporal) de los muestreos en la zona media de la cuenca, es decir, se propone incrementar el número de estaciones en el sector localizado aguas abajo de la periferia de la ciudad de Guadalajara, en las zonas cercanas a los focos de contaminación. Además, se sugiere acortar la periodicidad entre las campañas de muestreo en dicho sector de la CRS. En cambio, en la parte baja de la cuenca, donde existe menos presión antrópica, el número de muestras y la periodicidad podrían tener mayor margen de flexibilidad para optimizar los recursos destinados al control y muestreo. Es decir, en tales sectores podría ser más dilatado el tiempo entre las campañas, puesto que se presenta una menor incertidumbre para su estimación.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Se hecho un esfuerzo adicional para superar la precisión de los resultados y aumentar la eficiencia de las interpolaciones mediante el enfoque propuesto con el método TKED; se ha considerado la localización de los focos de contaminación como una deriva externa. Sin embargo, la evaluación realizada sugiere que considerar la localización de dichos zonas no incide de forma contundente en mejorar los resultados del modelo de estimación, desde el punto de vista de una deriva externa (*ED*). Aunque la distancia entre los puntos de predicción y los focos de contaminación se ha tomado en cuenta en los métodos de regresión. En la zona cercana al río San Juan de Dios (denominado “Agua Prieta” en las figuras 5.2A y 5.2B) se ha considerado la presencia de un foco de contaminación por aguas residuales urbanas, al igual

que la zona de confluencia entre el arroyo de El Ahogado y el río Santiago, pero es importante destacar que existe más de una fuente puntual de vertidos en los alrededores de ambos sectores, sobre todo al NE de la ciudad de Guadalajara.

Desde mediados de 2012, la CEA ha construido dos mega-plantas depuradoras de aguas residuales, con capacidad para tratar caudales de 8,50 m^3/s (El Ahogado) y 2,25 m^3/s (Agua Prieta), localizadas precisamente en dos de los focos de contaminación mencionados anteriormente (CEAS, 2004; CEA, 2012, 2013). No obstante, hasta diciembre de 2013, aguas abajo de estas plantas depuradoras no se ha observado una disminución clara de las variables que indican contaminación por vertidos (con excepción de SAAM y turbidez). Lo anterior posiblemente se deba a que parte de los efluentes de aguas residuales se siguen vertiendo al río Santiago, sin pasar por las instalaciones de depuración.
Las herramientas geoestadísticas han contribuido a profundizar la evaluación de la calidad del agua en el río Santiago, con objeto de utilizar el control de la calidad de agua para tomar decisiones sobre la gestión de los recursos hídricos. El enfoque metodológico aquí presentado podría ser útil para mejorar las tareas de vigilancia de la legislación vigente en los alrededores de la ciudad de Guadalajara, en términos de la descarga de aguas residuales y de la calificación de usos del suelo que permiten ciertas actividades.

Por conveniencia, se ha utilizado la plataforma *FORTRAN* para obtener los resultados, sin embargo, las ecuaciones presentadas se pueden implementar con cualquier lenguaje de programación. Los métodos de interpolación pueden aplicarse utilizando SGeMS (2009). Del mismo modo, es posible modificar y adaptar otros programas proporcionados por las bibliotecas geoestadísticas como GSLIB (Deustch y Journel, 1992) para derivar sus propios programas o utilizar un paquete *R* como *"Package rtop"* (Skøien *et al.*, 2014, Skøien, 2015), programado para realizar krigeage topológico.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Finalmente, cabe resaltar que aunque los 22 puntos de predicción representan la estimación media de la calidad del agua para una variable específica (Figuras 5.14 a 5.16), el valor estimado únicamente es representativo del tramo determinado a lo largo del río Santiago.

Capítulo VI Cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos de la cuenca del río Santiago

Presentación

A continuación se presenta un procedimiento metodológico, basado en herramientas de SIG, cuya utilidad principal es agilizar la elaboración de cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas. Como se explica en el apartado *2.3.2*, se han organizado algoritmos, mediante la herramienta *Model Buidler* de *ArcGIS 10.3,* con objeto de preparar las capas de información geográfica y aplicar (de forma semi-automática) las operaciones de superposición necesarias para producir los mapas que se utilizan en la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos. Se han aplicado los dos métodos paramétricos más reconocidos a escala global: DRASTIC y GOD.

Se ha elaborado la cartografía de vulnerabilidad a la contaminación correspondiente a la cuenca del río Santiago mediante el método GOD. Además, se presenta la evaluación más detallada (con los métodos DRASTIC y GOD) de uno de los sistemas hidrogeológicos más importantes del área de estudio, el denominado *Atemajac-Toluquilla* (bajo la ciudad de Guadalajara). Ello ha permitido identificar las zonas más susceptibles a la contaminación de las aguas subterráneas, con objeto de promover estrategias para la protección frente a la contaminación por vertidos.

Se pretende que los resultados obtenidos en el presente apartado, así como la adaptación de distintas metodologías aquí utilizadas, sean de utilidad para mejorar la gestión de los recursos hídricos, particularmente en el área objeto de esta tesis doctoral.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

6.1 Consideraciones generales sobre la cartografía de vulnerabilidad a la contaminación

El abastecimiento de agua subterránea para diferentes usos, la gestión de acuíferos y la protección de la calidad de sus recursos hídricos son aspectos que deben ser abordados en los programas de desarrollo, conservación de la naturaleza y ordenamiento territoriales, con el fin de orientar la planificación en los sectores con mayor aptitud y menor vulnerabilidad a la contaminación o impacto ambiental (Foster, 1987; Andreo, 2004; Foster y Tyson, 2015; Marín *et al.*, 2015).

La expansión e intensificación de las actividades humanas tienen un efecto creciente en la dispersión de contaminantes. Ello puede producir un impacto adverso sobre la calidad de los recursos hídricos. Cuando un contaminante entra en contacto con el acuífero, ya sea por vertidos y/o fugas puede causar problemas de calidad en los recursos hídricos subterráneos (Figura 6.1), debido a sus características de toxicidad, movilidad y persistencia (USEPA, 1988). La magnitud del daño (riesgo) depende esencialmente de (*i*) la capacidad de atenuación natural del acuífero, (*ii*) la peligrosidad y volumen del contaminante vertido y (*iii*) de la exposición y susceptibilidad de los posibles receptores de dichas aguas (Perles Roselló *et al.*, 2009).

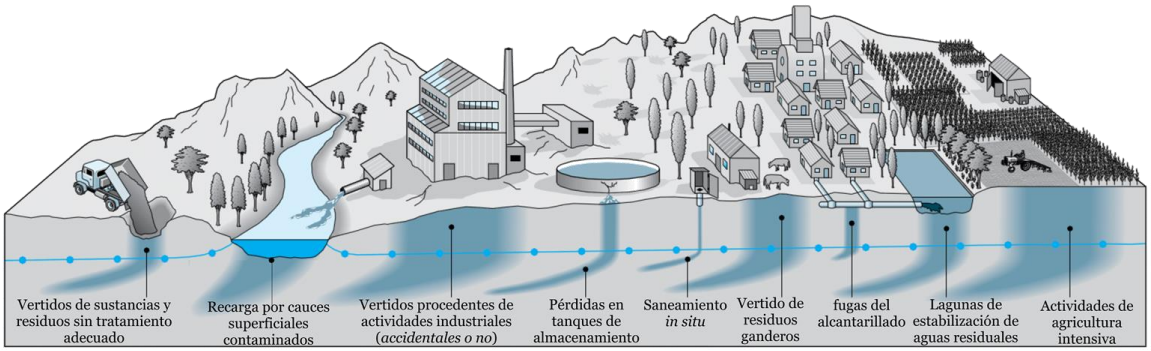


Figura 6.1 Actividades potencialmente contaminantes del agua subterránea (modificada de Foster *et al.,* 2002a)

Los acuíferos presentan cierta capacidad de atenuación ante los contaminantes, mediante distintos mecanismos (físicos, químicos y/o biológicos) ocurridos en el suelo, la zona no saturada y la zona saturada. La vulnerabilidad de un acuífero es inversamente proporcional a su capacidad de proteger el agua subterránea que almacena. La cartografía de vulnerabilidad ayuda a delimitar el territorio donde, si ocurriera un episodio de contaminación, podría afectar al agua subterránea.

La descontaminación de los acuíferos, en prácticamente cualquier escenario que lo requiera, supone el desarrollo de un proceso complejo, largo y sumamente costoso (Hyman y Dupont, 2001; USEPA, 2013b; Faybishenko *et al.,* 2015). Por ello, la evaluación de la vulnerabilidad, mediante herramientas cartográficas, cobra mayor importancia en la planificación hidrológica, sobre todo cuando se considera su utilidad como una medida de prevención (frente a las medidas paliativas), con un bajo coste de implementación. Los mapas de vulnerabilidad a la contaminación son documentos fundamentales para la gestión y protección del agua subterránea y para llevar a cabo un ordenamiento del territorio compatible con la preservación de las fuentes de agua. Definir cuáles son los espacios con mayor protección natural es una tarea primordial, para que las actividades

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

humanas sean menos adversas con el medio natural (Andreo, 2004; Vías, 2005; Andreo *et al.*, 2006, 2009).

Las catástrofes derivadas de episodios de contaminación no afectan por igual a todas las sociedades. En los países más empobrecidos, la población expuesta a este tipo de riesgos se caracteriza por tener menos recursos económicos, una deficiente planificación territorial, así como una menor capacidad de soportar y recuperarse de las pérdidas (menor resilencia) -Andersson y Morales, 1992-. Dichos países cuentan con escasas fuentes de agua (sin protección a la contaminación) y en ellos ocurre el mayor número de pérdidas humanas, aunque las pérdidas económicas más altas suelen producirse en los países desarrollados (UNISDR, 2004; Vías, 2005; Wong, 2013; Faybishenko *et al.,* 2015).

En zonas donde los recursos hídricos son limitados, como es el caso de la cuenca del río Santiago, una mala gestión o una incorrecta utilización del territorio puede ocasionar graves problemas, no sólo ambientales sino también sociales, por la falta de agua de calidad adecuada para desarrollar las actividades de crecimiento económico (Andreo, 2004; Llamas y Martínez-Santos, 2005; Andreo *et al.*, 2008;). Según la CONAGUA (Chávez-Guillén, 2006), los recursos hídricos subterráneos representan la única fuente de agua potable que permanece más o menos constante durante todo el año, en la mitad del territorio mexicano. Los acuíferos constituyen el suministro preferencial para el abastecimiento urbano, industrial y rural. Esto sucede incluso en las regiones relativamente lluviosas. Los recursos hídricos subterráneos en México permiten el riego de sólo ~20.000 km², no obstante, proveen el 70% del agua a las grandes ciudades y la mayor parte a la industria, aparte de cubrir casi todo el abastecimiento en las ciudades pequeñas y zonas rurales (Chávez-Guillén, 2006). A escala nacional, existen retos importantes en la gestión de las aguas subterráneas que, hoy en día, constituyen un recurso fundamental para el sostenimiento de las actividades humanas, especialmente en la cuenca del río Santiago. Ello es más marcado en las zonas urbanas y agrícolas (e.g. Altos de Jalisco, Guanajuato y Aguascalientes), donde, al mismo tiempo, la demanda de agua es cada vez mayor y han surgido diversos conflictos en torno a la asignación de concesiones.

A pesar de los avances en la normalización para la evaluación, diseño y simbología de cartografía de vulnerabilidad en el ámbito internacional, impulsados desde hace casi 30 años (Sotornikova y Vrba, 1987), con frecuencia resulta difícil comparar adecuadamente los resultados finales de los métodos de cartografía de vulnerabilidad. Además, la comprensión de dichos mapas aún no está suficientemente extendida a escala mundial. No existe un acuerdo general sobre los términos conceptuales relacionados con la vulnerabilidad (Cuadro 6.1).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Margat (1968)	Vulnerabilidad	Protección que ofrece el medio al agua subterránea contra las actividades humanas susceptibles de contaminar y que pueden penetrar en la subsuperficie
Albinet y Margat (1971)	Vulnerabilidad del agua subterránea	Probabilidad de infiltración y difusión del contaminante en el acuífero, según el tipo de afloramiento geológico y condiciones hidrogeológicas
Olmer y Rezác (1974)	Vulnerabilidad del agua subterránea	Grado de peligrosidad determinado por las condiciones naturales e independientemente de la fuente de contaminación
Villusem *et al*. (1983)	Vulnerabilidad	Riesgo de que las sustancias químicas, usadas en o cerca de la superficie, puedan afectar a la calidad de las aguas subterráneas
Foster (1987)	Vulnerabilidad de acuíferos	Características intrínsecas que determinan la sensibilidad de varias partes de un acuífero a ser afectado adversamente por un contaminante
Bachmat y Collin (1987)	Vulnerabilidad	Sensibilidad de la calidad del agua subterránea frente a actividades antrópicas contaminantes
Sotornikova y Vrba (1987)	Vulnerabilidad	Características naturales del sistema hidrogeológico invariables, normalmente, a escala humana
	Vulnerabilidad del acuífero	Capacidad de un sistema hidrogeológico para protegerse de impactos externos, tanto antrópicos como naturales, que afectan a su estado y características en el tiempo y en el espacio
Civita (1987)	Vulnerabilidad intrínseca	Posibilidad de infiltración y percolación de líquidos o soluciones acuosas de contaminantes a través de la zona no saturada.
NRC (1993)	Vulnerabilidad	Probabilidad de que un contaminantes llegue a una zona específica del sistema hidrogeológico, tras su introducción
Zaporozec (1994)	Vulnerabilidad	Propiedad intrínseca de un sistema de aguas subterráneas que depende de la sensibilidad de este sistema a impactos naturales y/o humanos.
	Vulnerabilidad intrínseca (natural)	Es función de factores hidrogeológicos (características de un acuífero) del suelo y de los materiales geológicos.
	Vulnerabilidad específica (integrada)	Complemento de las propiedades intrínsecas de un sistema de aguas subterráneas según el uso presente o futuro de los recursos hídricos subterráneos
Robins *et al*. (1994)	Vulnerabilidad del acuífero	Es el resultado de la superposición de las propiedades intrínsecas del suelo y la zona no saturada del acuífero.
Daly y Warren (1994)	Vulnerabilidad intrínseca	Características geológicas e hidrogeológicas que determinan la sensibilidad de las aguas subterráneas a la contaminación por actividades antrópicas
Daly *et al*. (2002)	Vulnerabilidad intrínseca	Características del entorno del acuífero (geológicas, hidrogeológicas, climáticas, biológicas) que determinan la sensibilidad del agua subterránea a la contaminación por la actividad humana, independientemente del tipo de contaminante y del tipo de acuífero
Harter y Walker (2001)	Vulnerabilidad hidrogeológica	Grado de aislamiento del agua subterránea, respecto a los contaminantes en superficie
Zaporozec, 2002, 2004	Vulnerabilidad intrínseca	Incapacidad relativa del sistema subterráneo agua-roca-suelo de protegerse frente a la contaminación
Montaño (2010)	Vulnerabilidad del acuífero	Depende de las características hidrogeológicas y geoquímicas del acuífero, y determina la atenuación de la acción adversa de los contaminantes.

Cuadro 6.1. Definiciones de vulnerabilidad del medio físico o vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación (modificado de Vías, 2005)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Custodio *et al.* (2000) consideraron que el concepto de vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación no está bien definido y, por ello, tiene una utilidad práctica reducida. Vías (2005) recopiló distintas definiciones de vulnerabilidad intrínseca acuífera (Cuadro 6.1) y señaló que existe una considerable dispersión de términos en torno al tema. Desde la Asociación Internacional de Hidrogeólogos (IAH-AIH) se definió la vulnerabilidad de los acuíferos como *una propiedad que depende de la sensibilidad de éstos a los impactos humanos y/o naturales* (Vrba y Zaporozec, 1994). Con todo, el propósito final es evaluar la susceptibilidad a la contaminación de las aguas subterráneas, frente a cualquier tipo de sustancia o actividad contaminante (e.g. accidentes, gestión inadecuada de residuos, construcción de infraestructuras, etc.) –véase figura 6.1-. Ello depende de las características particulares del suelo y de la zona no saturada del acuífero y de la capacidad de ambas de protección natural frente a los contaminantes (Vías, 2005; Rebolledo *et al.*, 2016; Witkowski, 2016). Finalmente, existe un consenso más o menos general, en cuanto a que las variables más importantes a considerar durante la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca son el tipo de litología que constituye el acuífero, la proximidad de la cota piezométrica a la superficie, la textura del suelo que lo cubre, la topografía, y, en menor medida, las características climáticas. No obstante, la tipología del acuífero también influye de forma importante en la susceptibilidad a la contaminación del agua subterránea contenida en él (Marín, 2012). En general, la vulnerabilidad intrínseca se aborda desde el punto de vista del recurso, no así del usuario.

Los Grupos de Trabajo del Programa Hidrológico Internacional de la UNESCO (Zaporozec, 2002; Zaporozec *et al.*, 2004) acordaron definir la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos como: "*la imposibilidad del sistema agua-roca-suelo de protegerse frente a la contaminación*". En Europa, la vulnerabilidad intrínseca a la contaminación se definió como *la susceptibilidad de los acuíferos a la contaminación de sus aguas por actividades humanas*. Lo dicho es independiente del tipo de contaminante y la vulnerabilidad se determina sólo a partir de sus características hidrogeológicas (Daly *et al.*, 2002). Vías *et al.* (2009) han señalado que dicha definición presenta ciertas limitaciones, ya que considerar un contaminante universal y un escenario modelo tiene poco fundamento científico.

La efectividad de la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación mediante métodos de cartografía ha sido ampliamente discutida en los últimos tiempos (Vías *et al.*, 2009), por la cantidad de variables que utilizan y por la dependencia entre ellas. En general, lo más criticado es la subjetividad que conlleva asignar una puntuación numérica a cada factor que interviene en el modelo (Napolitano y Fabbri, 1996). Además, en algunos casos, es inadecuado cambiar la escala de los mapas para comparar los resultados de dos métodos

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

diferentes (Rebolledo *et al.*, 2016). Dichas comparaciones suelen hacerse por medio de una transformación lineal simple, a modo de simplificación. Sin embargo, lo más pertinente para contrastar los mapas finales de vulnerabilidad, elaborados con métodos distintos, sería aplicar la transformación matemática más adecuada según cada escala (Rebolledo *et al.*, 2016).

6.2 Antecedentes

Antes de la primera mitad del siglo XIX, los esfuerzos de protección del agua subterránea únicamente estaban enfocados a prevenir su contaminación por microorganismos patógenos. Desde la activación industrial posterior a la Segunda Guerra Mundial, la producción y utilización de diversas sustancias químicas de elevada toxicidad, junto con la generación de residuos peligrosos mal gestionados, han representado una seria amenaza para los acuíferos (van Duijvenbooden y van Waegeningh, 1987). Por ello, al mismo tiempo que los grandes avances tecnológicos, prácticamente todos los países industrializados han desarrollado, o adaptado, metodologías para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas (Foster *et al.*, 2002a; Foster y van der Gun, 2016). Hasta la actualidad, se han propuesto numerosos métodos basados en la utilización de capas de información geográfica. A continuación se recogen algunas de las contribuciones más destacadas en este campo.

Kudelin (1960), Vladimirskij (1960) y Kudelin *et al.* (1963) documentaron las bases iniciales para la gestión y protección de los acuíferos frente a la contaminación por vertidos. A partir de estos trabajos, se crearon mapas relacionados con la vulnerabilidad a la contaminación de los recursos hídricos subterráneos. Dichas aportaciones del Servicio Geológico de la Unión Soviética y de la Universidad Estatal de Moscú, quizá constituyan las primeras cartografías publicadas, que consideran a las fuentes potencialmente contaminantes y la protección de las aguas subterráneas (Zaltsberg, 1980, 2011; UNESCO, 1988; Vías, 2005). Sin embargo, los trabajos del hidrogeólogo francés Jacques Margat, encontrados en la literatura científica a finales de los años sesenta del siglo XX (Margat, 1968), se consideran los pioneros en dicho tema, al establecer el concepto metodológico de cartografía de vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación.

Durante las siguientes cuatro décadas, la investigación especializada en esta disciplina continuó en Francia (Albinet y Margat, 1971; Olmer y Rezác, 1974; Doerfliger, 1996) y comenzó a extenderse principalmente por toda Europa. Ejemplo de ello son los trabajos desarrollados en Dinamarca (Villusem *et al.*, 1983; Anderson y Gosk, 1987), Checoslovaquia (Sotornikova y Vrba; 1987), Reino Unido (Foster, 1986, 1987), Alemania

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

(Goldscheider *et al.*, 2000), Italia (Civita, 1987, 1994; Civita y De Maio, 1997, 2004), Países Bajos (van Duijvenbooden y van Waegeningh, 1987), Polonia (Witkowski *et al.*, 2004), Japón (Babiker *et al.*, 2005), Irlanda (Daly y Warren, 1994; Daly y Drew, 1999; Pavlis y Cummins, 2014), Portugal (Chachadi y Lobo-Ferreira, 2001) y España (IGME, 1972, 2009; Perles Roselló *et al.*, 2009). En este último país, durante los últimos años se han implementado metodologías especializadas en la evaluación de la vulnerabilidad en acuíferos kársticos, entre otros el método COP (Andreo *et al.*, 2006, 2008, 2009, 2012; Marín *et al.*, 2011, 2012, 2015; Vías *et al.*, 2005, 2006, 2009). En dicho ámbito, se han dedicado esfuerzos a escala continental, como las acciones europeas COST (*COoperation in the field of Scientific and Technical Research*) destinadas a consensuar los conceptos y criterios de evaluación, pero también a lograr cierta homogenización en el diseño de la cartografía (Daly *et al.,* 2002; Zwahlen, 2004).

En el continente americano, las primeras investigaciones documentadas fueron llevadas a cabo por Walker (1969, 1970, 1974), Walker *et al.* (1972), Cherry *et al.* (1975) y Zaporozec (1985). El método DRASTIC (Aller *et al.*, 1987), desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA), ha contado con una aprobación relativamente generalizada de la comunidad científica internacional (USEPA, 1988; 1993; Zaporozec *et al.,* 2002, 2004; Shirazi *et al.*, 2012). Sin duda, DRASTIC es el método de cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos más popular en el mundo, hasta la fecha. En buena parte, la asignación de valores de dicho método se decide según la opinión de expertos (Aller *et al.*, 1987) y no únicamente basándose en criterios objetivos. El método DRASTIC no considera los usos del suelo como un factor significativo en términos de la vulnerabilidad a la contaminación. Este hecho y la rigidez en la ponderación de las variables son puntos que han generado dudas sobre su fiabilidad. Por ejemplo, en Palestina, Secunda *et al.* (1998) incorporaron el uso del suelo como una modificación del método DRASTIC, con el fin de mejorar la evaluación de la vulnerabilidad en regiones áridas donde existe agricultura extensiva. Más recientemente, Allouche *et al.* (2017) propusieron un índice para la evaluación de la vulnerabilidad a la intrusión marina y a la contaminación relacionada con los usos del suelo, a partir de los métodos DRASTIC y GALDIT (Chachadi y Lobo-Ferreira, 2001). El método DRASTIC ha sido objeto de numerosas modificaciones y adaptaciones para afinar su efectividad (USGS, 1989b; Zhou *et al.*, 1999; Napolitano y Fabbri, 1996; Fijani *et al.*, 2013; Pacheco *et al.,* 2014; Hernández-Espriú *et al.*, 2014; Neshat *et al.*, 2014; Kazakis y Voudouris, 2015; Bonfanti *et al.*, 2016; Sahoo *et al.*, 2016; Sadat-Noori, 2016).

Entre las metodologías más extendidas a escala global, el método GOD (Foster y Hirata, 1988) ha destacado por su sencillez. Fue presentado por el Centro Panamericano de

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS) de Lima (Perú), junto con organismos internacionales. Es preciso destacar que el método GOD es relativamente fácil de aplicar, cuando se cuenta con poca información, y se ha demostrado que los resultados obtenidos son similares a los de otros métodos más complejos (Vías *et al.*, 2005; Hernández-Limón *et al.*, 2005; Draoui *et al.*, 2008; Kazakis y Voudouris, 2011).

Otros métodos han supuesto, básicamente, modificaciones de las propuestas previas (Ravbar y Goldscheider, 2007; Kavouri *et al.,* 2011; Shirazi *et al.*, 2012). Por ejemplo, el método SINTACS (Civita, 1994; Civita y De Maio, 1997) fue presentado como adaptación a las características hidrogeológicas de Italia y actualmente es el procedimiento de evaluación de la vulnerabilidad adoptado en dicho país. Sin embargo, resulta evidente que SINTACS deriva directamente del método DRASTIC (Napolitano y Fabbri, 1996), ya que utiliza los mismos parámetros y criterios, con una ligera diferencia: añade una clase más de vulnerabilidad en el mapa final.

El método canadiense AVI (Van Stempvoort *et al.*, 1993) surgió pocos años después que DRASTIC. Sólo utiliza los datos numéricos de espesor y permeabilidad de las capas que cubren el agua subterránea. Ha sido aplicado en diferentes lugares del mundo (Gogu y Dassargues, 2000), aunque con resultados poco satisfactorios (Vías *et al.*, 2005). Ducci y Sellerino (2013) documentaron el uso de modelos litoestratigráficos, con mapas digitales en 3D, para la aplicación de los métodos DRASTIC, SINTACS y AVI en el sur de Italia.

Actualmente, es posible gestionar extensas bases de datos con información geográfica, lo que permite hacer evaluaciones detalladas a gran escala. El reciente trabajo de Ouedraogo *et al.* (2016) es ejemplo de ello: crearon mapas de vulnerabilidad para todo el continente africano, con el método DRASTIC, elaborados a partir de información pública que se encuentra disponible en instituciones internacionales.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En el ámbito mexicano, los estudios de vulnerabilidad a la contaminación no han tenido empuje hasta tiempos recientes. Los primeros trabajos encontrados son los de Silva-García *et al.* (2000) con el método AVI. Bojórquez-Tapia *et al.* (2009), Ramos-Leal *et al.* (2010) y Hernández-Espriú (2014) elaboraron la cartografía de vulnerabilidad en la cuenca del Valle de México. Becerril (2013) llevó a cabo una evaluación de la vulnerabilidad de los acuíferos en el SO del estado de Hidalgo. Hernández-Limón *et al.* (2005) evaluaron la vulnerabilidad de acuíferos en Chihuahua; Tovar y Rodríguez (2004) en la ciudad de León, Guanajuato; Silva-García *et al.* (2013) en la cuenca del río Duero en Michoacán, en la demarcación hidrográfica Lerma-Chapala, al sur de la CRS. El Instituto Nacional de Ecología –INE- (2007) inició un proyecto de investigación con la finalidad de

desarrollar una metodología para identificar los sectores más sensibles a los efectos nocivos por vertidos de hidrocarburos. Sin embargo, dicho trabajo estaba enfocado a la prevención de contaminación de acuíferos en las zonas de exploración petrolera, como por ejemplo en Coatzacoalcos (Veracruz). Alvarado *et al.* (2016) desarrollaron un análisis multicriterio para la toma de decisiones sobre la protección del agua subterránea en el Valle de Toluca, considerando distintos aspectos (naturales, antrópicos y técnicos).

Dentro de la CRS, el INEGI (2012b) elaboró mapas de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos a escala 1:125.000, mediante el método GOD, en el Valle de Calvillo, localizado al SO de la ciudad de Aguascalientes (véase figuras 3.36 y 3.41). Los resultados destacan la vulnerabilidad de la litología con mayor permeabilidad, constituida por material aluvial del Cuaternario y areniscas del Mioceno (véase mapa geológico en el anexo I). Sin embargo, no se ha encontrado la documentación correspondiente, que incluya una interpretación o descripción de la cartografía (o una explicación de las puntuaciones que han sido asignadas a las distintas variables), por lo cual, dicha cartografía no ofrece una aportación mayor a lo que puede inferirse con los mapas hidrogeológicos, a escala 1:250.000, elaborados años atrás, por el mismo instituto, para todo México (INEGI, 1996).

Los desastres relacionados con la contaminación de las aguas subterráneas han sido numerosos a lo largo del tiempo. Posiblemente uno de los casos más paradigmáticos a escala mundial sea el del *Love Canal*, en el norte de Estados Unidos, donde miles de personas fueron afectadas por la exposición a residuos peligrosos procedentes de la industria química (principalmente pesticidas y dioxinas), que estaban en contacto directo con la fuente de abastecimiento de agua subterránea para la población residente (USEPA, 1979a). El acuífero estuvo en contacto con dichas sustancias durante más de 25 años (Zaporozec, 1999). La gravedad de esta contingencia, por contaminación de las aguas subterráneas, condujo a la promulgación de leyes para gestionar el tratamiento de residuos (e.g. *Superfund Law* de la EPA –USEPA, 1980-). La EPA dio por terminados los trabajos de remediación del *Love Canal* en el año 2004. La gestión de dicho caso está documentado y es de dominio público (USEPA, 1979b, 1980, 1982, 1984, 1987, 1989, 1990, 2004).

En contraste con lo ocurrido en el caso de *Love Canal*, distintos trabajos (Andersson y Morales, 1992; ARIA, 2007; Aguilar-Robledo *et al.*, 2014; Chun-hung *et al.*, 2016) han destacado que, en la cuenca del río Santiago, los incidentes de contaminación de acuíferos por vertidos de sustancias contaminantes no han sido objeto de estudios científicos ni por las agencias del gobierno mexicano ni por universidades o centros de investigación

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

(nacionales o internacionales), para evaluar adecuadamente sus efectos en las aguas subterráneas que abastecen a buena parte de la población.

6.3 *Características del acuífero Atemajac-Toluquilla*

El sistema hidrogeológico está formado por los sectores denominados Atemajac (procedente del náhuatl "*roca que bifurca el agua*") y Toluquilla (Figura 6.2). Dicho sistema se encuentra bajo la zona conurbada de Guadalajara, en una compleja región con actividad volcánica y neotectónica que continúa en la actualidad (véase apartado *3.2.3*).

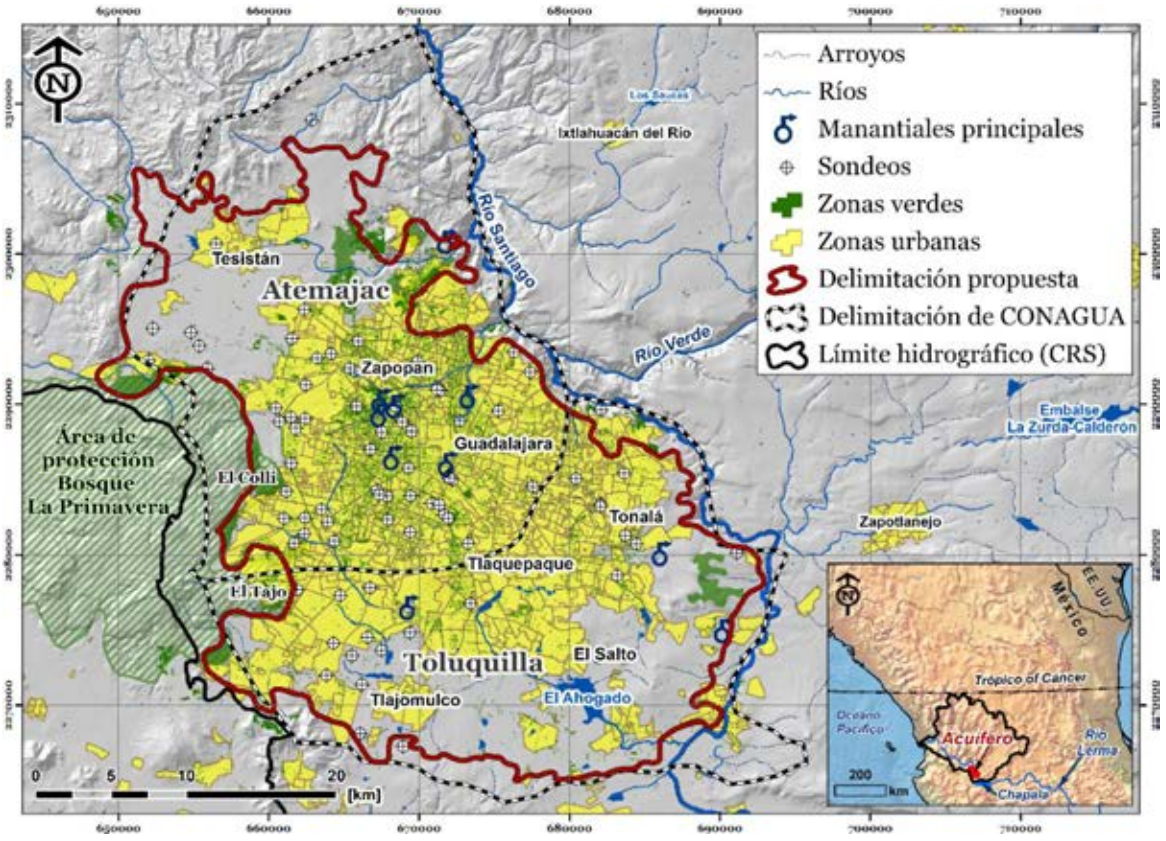


Figura 6.2 Mapa de situación geográfica del sistema acuífero existente bajo la ciudad de Guadalajara

Se ha delimitado el acuífero con una extensión de 981 km², tomando en consideración los contactos geológicos de la cartografía a escala 1:50.000 (códigos: *F13D55*, *F13D56*, *F13D65*, *F13D66*, *F13D67*, *F13D75*, *F13D76* –véase figura 2.4-), los mapas hidrogeológicos a escala 1:250.000 (código *F13-12* –Figura 2.4-) y la información piezométrica disponible (véase figuras 3.39 y 3.40). Asimismo, se han consultado trabajos previos que han permitido conocer la dinámica del flujo de agua subterránea (SRH, 1969; CNA, 1990; GEOEX-SIAPA, 2003), su calidad (IMTA, 1993; Sánchez, 2007; Vega-Granillo *et al.*, 2008) y el origen de la recarga (Mahlknecht *et al.*, 2013, 2017; Hernández-Antonio y

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Mahlknecht, 2014; Morán-Ramírez *et al.*, 2016). La figura 6.3 presenta el contexto hidrogeológico del acuífero Atemajac-Toluquilla, de acuerdo con la propuesta de esta tesis doctoral (apartado *3.1.7.3* –Figura 3.41-).

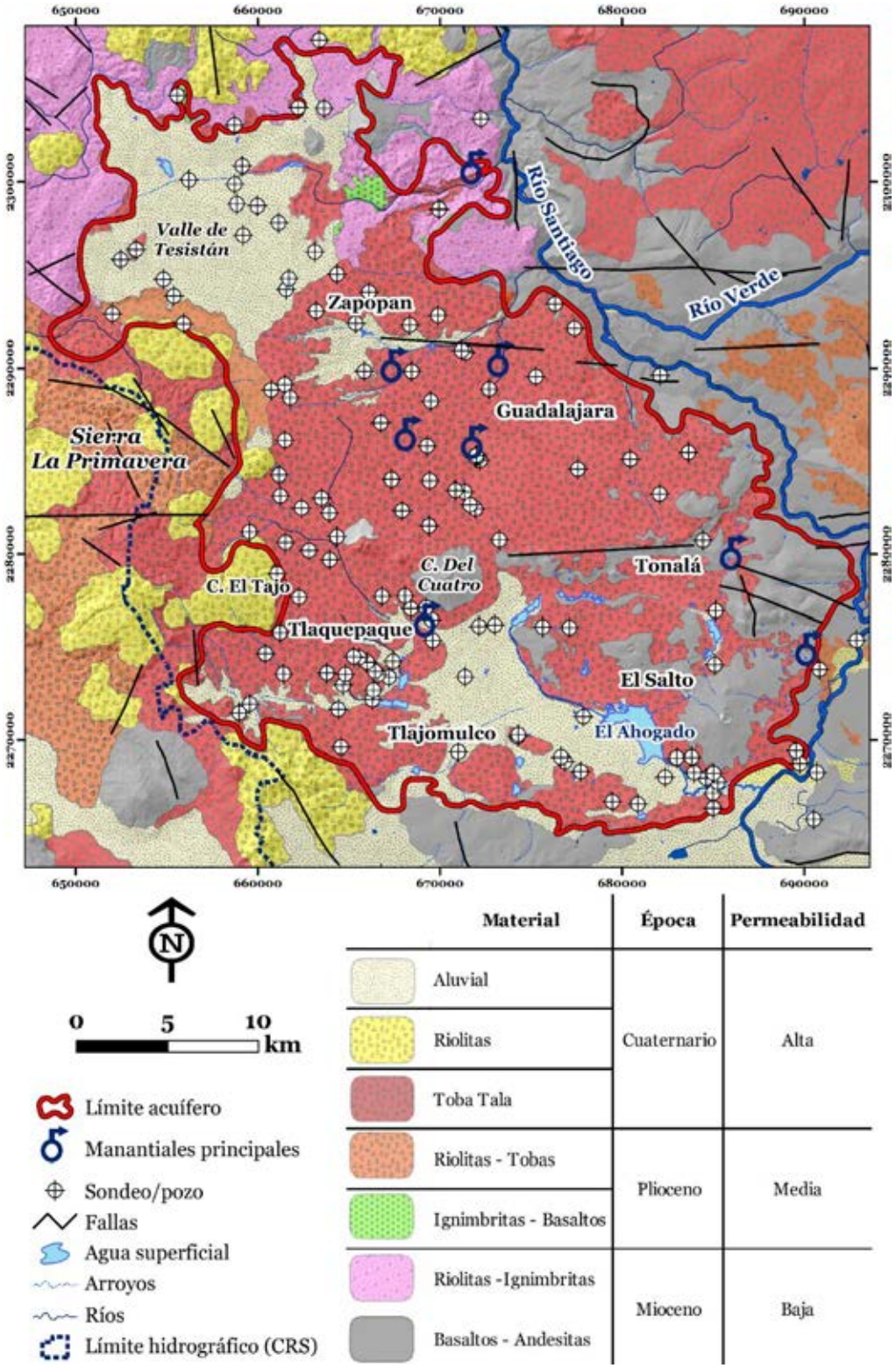


Figura 6.3 Mapa de los límites del sistema acuífero existente bajo la ciudad de Guadalajara, a partir de la cartografía geológica (escala 1:50.000) e hidrogeológica (escala 1:250.000) –con información de: DETENAL, 1973-1976: INEGI, 1996; REPDA, 2011-

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

El acuífero está delimitado por rocas de menor permeabilidad. En la parte meridional (en los municipios de Tlajomulco y El Salto) y cerca de la margen izquierda del río Santiago (municipio de Tonalá) predominan los basaltos y andesitas. Al norte del Valle de Tesistán hay riolitas e ignimbritas con edades que van del Mioceno al Cuaternario. Y en la Sierra La Primavera, localizada al poniente del acuífero (Figura 6.3), las litologías predominantes son riolitas y tobas volcánicas del Plioceno-Cuaternario.

6.3.1 Relieve e hidrología superficial

En la superficie del acuífero Atemajac-Toluquilla se aprecia un conjunto de formas del relieve típicas del paisaje volcánico (Figura 6.4), se tienen numerosos conos cineríticos apagados, de los cuales quedan únicamente las chimeneas volcánicas de alturas diversas. Como ya se ha dicho, el límite occidental del acuífero se encuentra al este de la caldera semicircular pleistocénica de la Sierra de La Primavera (véase apartado *3.2.3.7*), cuya altitud máxima es de hasta 2.000 m s.n.m.

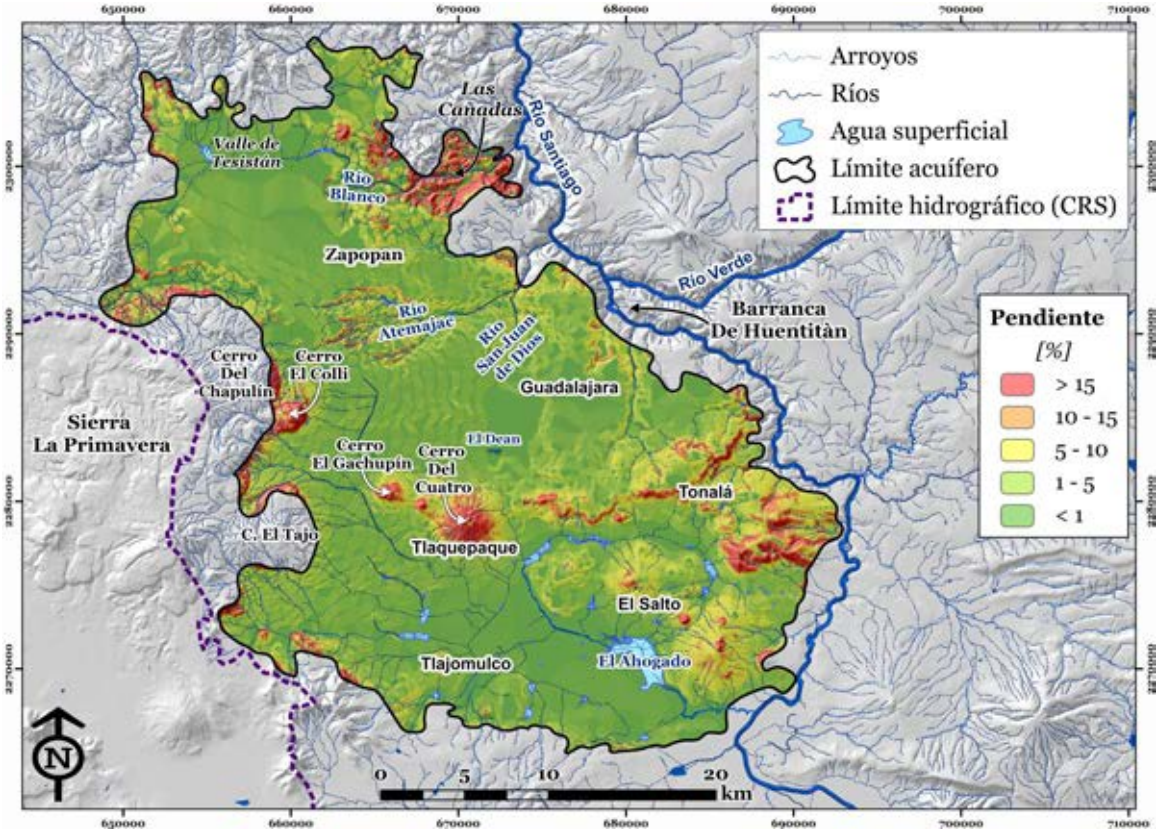


Figura 6.4 Mapa de pendientes del sistema acuífero Atemajac-Toluquilla

El sector de la cuenca del río Santiago donde se encuentra el acuífero Atemajac-Toluquilla constituye un amplio valle. La mayor parte de la zona conurbada de Guadalajara está asentada en una región relativamente plana y de gran extensión (~150 km²). Los dos

puntos de mayor altitud son los conos volcánicos conocidos como Cerro Del Cuatro y Cerro El Colli (Figura 6.4), con 1.929 y 1.797 m de altitud, respectivamente. La pendiente superficial media en el acuífero es de 3,77% y presenta una ligera inclinación hacia el este, hacia el pronunciado cañón del río Santiago. Aproximadamente el 55% de la superficie del acuífero tiene pendientes inferiores al 2%; sólo el 10% está a una altitud superior a 1.650 m s.n.m.; 35% entre 1.500 y 1.550 m s.n.m.; 30% entre 1.550 y 1.600 m s.n.m.; 23% entre 1600 y 1650 m s.n.m.; 2% se encuentra a una altitud menor a 1.500 m s.n.m. (véase apartado 3.1.1; y mapas de altitud y pendientes -Anexo I -).

Los caudales de escorrentía que se generan en las partes más altas y con pendientes pronunciadas se infiltran rápidamente en los terrenos adyacentes que no han sido urbanizados, más planos y constituidos por materiales de mayor permeabilidad. Algunos de estos arroyos, que eran alimentados por los manantiales que drenan hacia el río Santiago, descargan hacia aquellas partes con pendientes más pronunciadas, localizadas en el N y S del acuífero, sobre las rocas de menor permeabilidad (véase apartado *6.3.3*).

La mayoría de los escasos afluentes que alimentan al río Santiago por su margen izquierda han sido canalizados, como el arroyo de El Ahogado o el río Atemajac (Figura 6.4). La red de drenaje del río Atemajac está formada por algunos tributarios que se unen en el cauce principal. En el centro del Valle de Atemajac (Figura 6.2) circulan canales por los que actualmente se vierten aguas residuales que finalmente descargan el río Santiago (Figura 6.4) en el sitio conocido como Agua Prieta (capítulos *IV* y *V*), cerca de la desembocadura del río San Juan de Dios (Figura 6.4). Perkins (1909) destacó la innovadora obra de entubamiento de la mayor parte del río San Juan de Dios (cuna de la fundación de Guadalajara), llevada a cabo a principios del siglo XX, lo que terminó con la concepción de que la ciudad contara con un río de por medio; después de dichos trabajos, desaparecieron los puentes que durante tres siglos definieron la apariencia de la urbe (Villaseñor, 1987).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Los flujos de escorrentía superficial de las partes bajas del acuífero confluyen en el sitio denominado El Dean (Figura 6.4), localizado en una de las zonas con menor altitud en el acuífero (1.400 m s.n.m.). Los alrededores de El Dean son vulnerables a las inundaciones durante los periodos de lluvia intensa. No obstante, se ha instalado un pequeño embalse para la regulación del agua pluvial, que funciona desde la década de 1970 (en el denominado “Parque Liberación”, donde se localiza El Dean –Figura 6.4-).

En el extremo NO del acuífero, en el valle de Tesistán, se encuentra un pequeño embalse denominado Presa Santa Lucía. Hacia el NE, el cauce conocido como Río Blanco ha

formado la depresión denominada “Las Cañadas”, (Figura 6.4). Este último cauce, por el que discurren aguas residuales, unido al caudal de los manantiales situados en el límite NE del acuífero, descarga finalmente en el río Santiago, por una caída de ~150 m de altura, denominada “Cascada Cola de Caballo”.

6.3.2 Climatología

Según la clasificación de Köppen, el clima predominante en este sector del área de estudio es semicálido-subhúmedo (véase apartado *3.1.2.1*). De acuerdo con los datos recogidos en las cuatro estaciones climatológicas (i.e. *14132*, *14329*, *14066* y *14169*) localizadas sobre el acuífero Atemajac-Toluquilla (véase figura 3.4), cuya información ha sido analizada en el apartado *3.2.2.3.1* de la presente memoria, la temperatura media del aire es 20,8 ºC y la precipitación anual es 997 mm, con variaciones entre 614 y 1.567 mm. Durante el periodo 1970-2014, el año más húmedo registrado en dichas estaciones pluviométricas ha sido 2004 (1.508 mm), mientras que 1979 (820 mm) representa el año más seco en este sector de la CRS. Durante el verano, la temperatura media diaria oscila entre 13 y 28 °C, mientras que en el invierno varía entre 12 y 20 °C.

Casi el 80% de la lluvia sobre el acuífero ocurre entre junio y septiembre (véase apartado *3.2.2.4*), periodo en que existe un exceso de humedad en el suelo. Las precipitaciones se caracterizan por tener cierta intensidad, del orden de ~70 mm/día, con periodos de retorno cortos. Aunque se cuenta con un periodo relativamente largo de datos, la representatividad de los registros de lluvia y temperatura tiene ciertas limitaciones en este sector de la CRS. El número de estaciones resulta escaso para un estudio climatológico detallado, sobre todo si se considera la superficie del acuífero (981 km^2). Además, las cuatro estaciones climatológicas consideradas se localizan a cotas bajas y a una distancia relativamente corta entre ellas (< 10 km).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La lluvia muestra un ligero gradiente que aumenta con dirección SE-NO, lo cual resulta coherente con lo observado para toda la cuenca del río Santiago (Figura 3.6). Se ha estimado la evapotranspiración real (ETR) en las cuatro estaciones meteorológicas localizadas sobre el acuífero Atemajac-Toluquilla con los datos disponibles de precipitación y temperatura del aire, durante el periodo 1970-2014. Según el método de Thornthwaite, aplicado mediante el programa *TRASERO 2.1.0* (Padilla y Delgado, 2013), los valores medios de ETR estimados para el período histórico (1970- 2014), a partir de información diaria, varían entre 485 mm y 548 mm. La ETR representa alrededor del 50% de la precipitación media registrada en el acuífero.

6.3.3 Geología

El sistema hidrogeológico Atemajac-Toluquilla es de tipo multicapa y está constituido por dos tipos de formaciones principales. Por una parte, hay un acuífero somero, constituido por material piroclástico y de carácter libre. Por otra, un acuífero más profundo, en condiciones de semi-confinamiento, debido a intercalaciones de coladas de rocas volcánicas. No obstante, ambos acuíferos parecen estar interconectados hidrogeológicamente (Hernández-Antonio *et al.*, 2015).

Según el estudio de JVC (2003), de forma general, el área de estudio del presente apartado está comprendida por siete unidades litológicas, enumeradas a continuación, desde la más antigua hasta la más reciente (véase también apartado *3.1.3.3*, para más detalles sobre la geología regional):

1. *Grupo San Cristóbal.* Mioceno (11 - 8,5 Ma). Coladas de basalto y andesita basáltica, con intercalaciones menores de tobas ácidas, acumulaciones de ceniza y lapilli pumicítico.

2. *Grupo Guadalajara Inferior*. Mioceno – Plioceno (7,15 - 5,0 Ma). Constituido por coladas, conos y brechas de composición riolítica e ignimbrítica, material piroclástico y coladas de basalto (Figura 6.7).

3. *Grupo Guadalajara Superior*. Plioceno (5,0 - 3,5 Ma). Representado por ignimbritas, riolitas y basaltos. Incluye la Ignimbrita de San Gaspar (4,7 Ma) y el denominado Basalto Guadalajara, con edades de entre 4 y 3,5 Ma (Figura 6.7).

4. *Conos cineríticos, ignimbritas y basaltos*. Plioceno - Pleistoceno (2,5-1,4 Ma).

5. Formación *Toba Tala.* Pleistoceno (~ 0,095 Ma). Constituida por material piroclástico, ceniza, lapilli y fragmentos de pumicita y obsidiana (véase figura 6.5). Está relacionada con el colapso de la denominada caldera de La Primavera (véase *3.1.3.3*).

6. *Conos riolíticos* del Pleistoceno (0,025-0,06 Ma). Formados por coladas de lava félsica. Por una parte los hay porfiríticos, que afloran en el Cerro de El Chapulín, y por otra afíricos, como los del Cerro de El Colli y la Sierra La Primavera.

7. *Material geológico del Cuaternario*: aluvial, residual y lacustre, de formación reciente.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

El acuífero superior es granular, se considera libre y está constituido principalmente por la Formación Toba Tala, con espesores de 72 m cerca del Bajío del Arenal (Figuras 6.6 y 6.7) y de 322 m hacia el norte, en el municipio de Tesistán (Figura 6.2 y 6.5). En un radio de ~5 km, alrededor del centro de la caldera de la Sierra La Primavera (Figura 6.3), el espesor de la formación Toba Tala es, generalmente, igual o mayor de 100 m (Figura 6.7). Dicha formación se encuentra intercalada con coladas de basalto, cuyos espesores varían entre 4 y ~200 m (Medina *et al*., 1997; GEOEX-SIAPA, 2003; JVC, 2003; Sánchez, 2007).

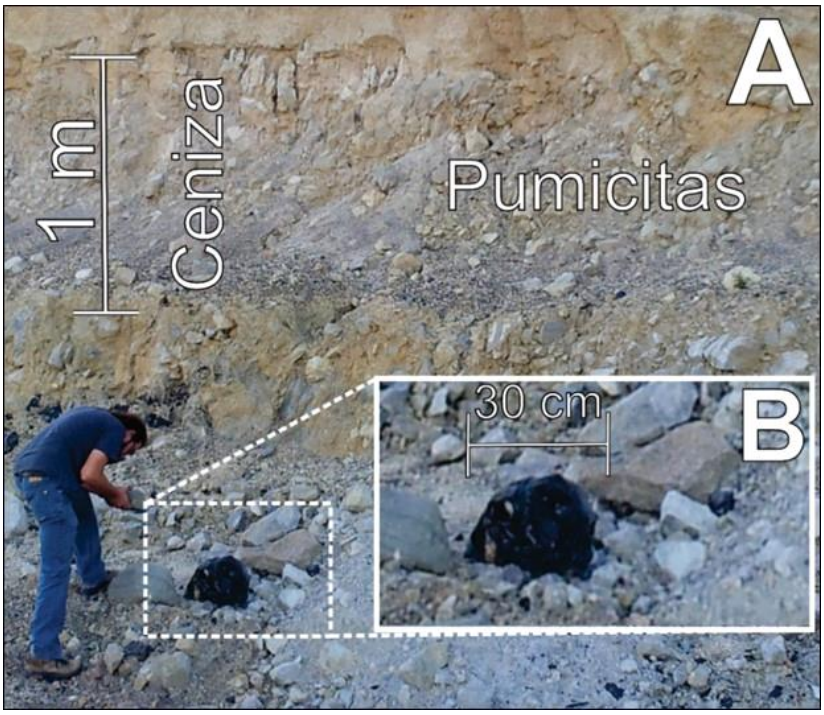


Figura 6.5 Talud en la Formación *Toba Tala* al NO del acuífero Atemajac-Toluquilla, compuesto por depósitos de ceniza, pumitas y pumicitas (*A*), junto con obsidianas de gran tamaño (*B)*

El acuífero inferior está formado esencialmente por los basaltos fracturados del Plioceno y Mioceno, tobas ácidas, riolitas y andesitas, todas ellas con un cierto grado de consolidación, con espesores de entre 70 y ~770 m (Sánchez, 2007). La dirección predominante del flujo de agua subterránea es O-E, con flujos locales que convergen hacia el centro del valle de Atemajac (Figuras 6.6 y 6.7).

Según los estudios previos (SRH, 1976; GEOEX-SIAPA, 2003, JVC, 2003; Sánchez, 2007), el acuífero inferior presenta menor transmisividad que el acuífero superior y se considera semiconfinado por materiales de baja permeabilidad (coladas de basaltos, andesitas e ignimbritas) y por las capas de limo-arcilla que lo separan del acuífero granular, estas últimas fruto de la meteorización de las rocas volcánicas subyacentes, que no están representadas en la figura 6.7 por su escaso espesor.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

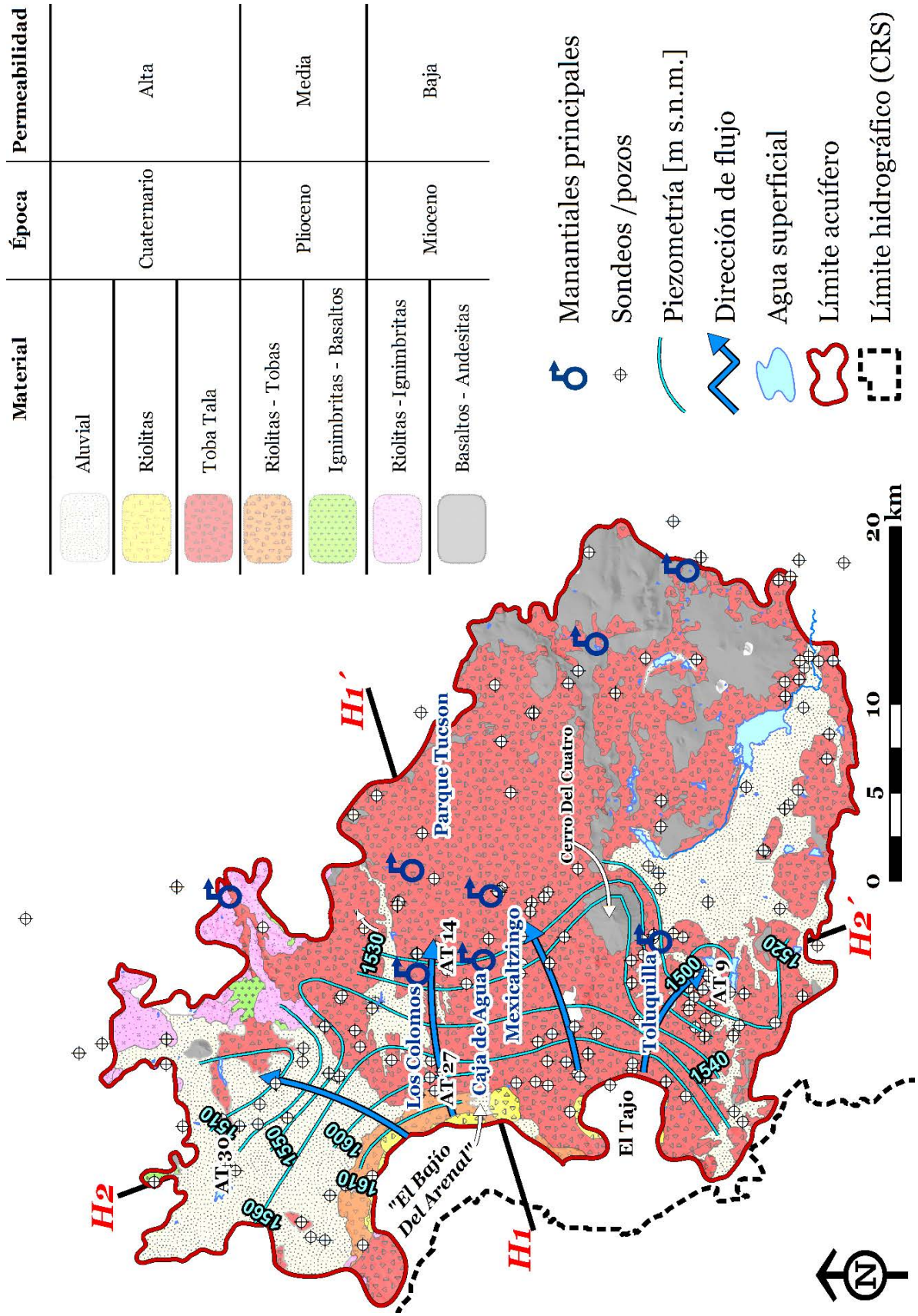


Figura 6.6 Mapa hidrogeológico del sistema acuífero Atemajac-Toluquilla (Información piezométrica tomada de Hernández-Antonio *et al.*, 2015). Véanse los cortes hidrogeológicos *H1-H1´* y *H2-H2´*en la figura 6.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

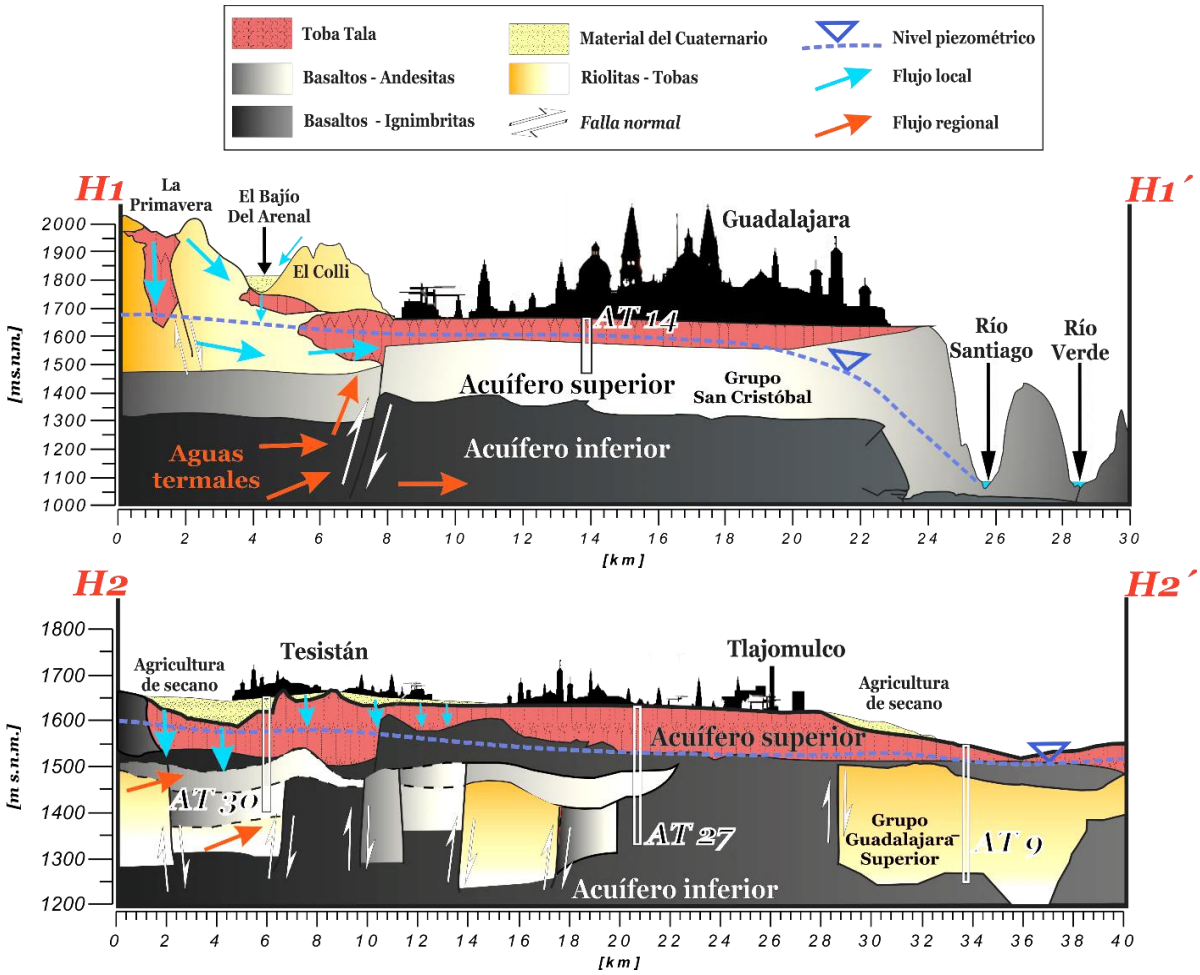


Figura 6.7 Secciones esquemáticas hidrogeológicas del acuífero Atemajac-Toluquilla (elaboradas a partir de INEGI, 1998; GEOEX-SIAPA, 2003; Sánchez, 2007; Hernández-Antonio *et al.*, 2015). Véase posición de los cortes hidrogeológicos en la figura 6.6.

A partir de las prospecciones geofísicas y de las columnas de sondeos con profundidades de hasta 3.000 m, llevados a cabo por la Comisión Federal de Electricidad (CFE) en la Sierra La Primavera (Figura 6.3), Urrutia-Fucugauchi *et al.* (2000) han definido básicamente tres secuencias volcánicas en el acuífero inferior: ignimbritas, coladas de basaltos y conos riolíticos, con un espesor de hasta 800 m.

En el sector cercano a los manantiales de Los Colomos (Figura 6.6), el acuífero está formado por depósitos de piroclastos en estratos subhorizontales de distinto espesor (desde 20 cm hasta 5 m). Ello se relaciona con la actividad de los volcanes de El Colli y El Tajo (Figura 6.4). Valdivia *et al.* (2011) estimaron un periodo de ~25.000 años entre el cese de actividad volcánica de El Tajo y la formación del volcán de El Colli.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

6.3.4 Edafología: tipos de suelo y textura

De acuerdo con la cartografía edafológica del INEGI, a escala 1:50.000, la mayor parte de los suelos en el sistema Atemajac-Toluquilla son de tipo Feozem con textura arenosa (de hasta 0,2 mm) –véase también apartado *3.1.4*-. En la figura 6.8 se muestra que la superficie considerada como completamente urbanizada corresponde a cerca del 40% del área de estudio, de la cual, más de tres cuartas partes (243 km²) estaban originalmente cubiertas por regosoles con textura gruesa (de entre 0,2 y 2 mm), como se presenta en la figura 6.9. En los sitios donde dichos suelos prevalecen, éstos presentan espesores de hasta 60 cm (INEGI, 2009) y se caracterizan por permitir la rápida infiltración del agua.

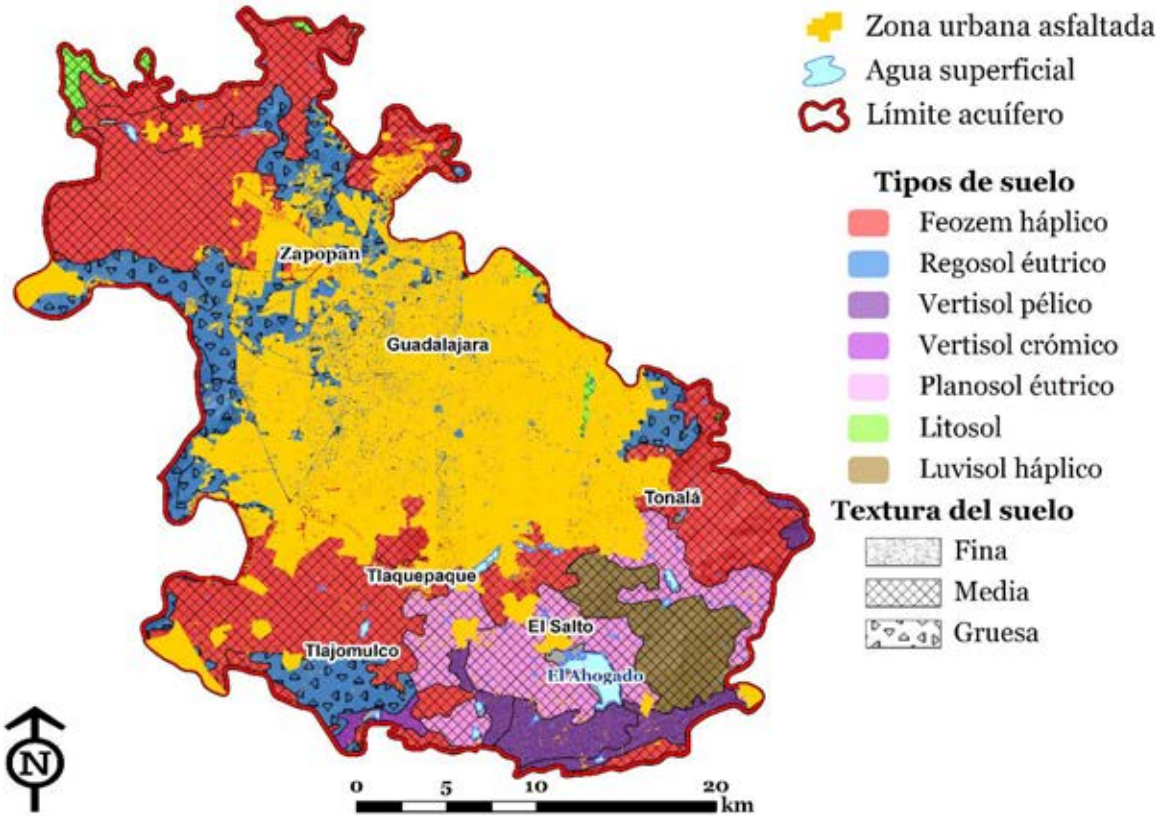


Figura 6.8 Cartografía edafológica del sistema acuífero Atemajac-Toluquilla (con zona urbanizada)

En la parte más meridional del acuífero Atemajac-Toluquilla, al sur del embalse de El Ahogado y en el sector más oriental de Tonalá, la capa edáfica está constituida por vertisoles con textura arcillosa, que suelen estar relacionados con los terrenos de pendientes suaves, presentan colores claros y son poco pedregosos. Los suelos clasificados como planosoles con textura arenosa cubren gran parte del sector meridional del acuífero, correspondiente al municipio de El Salto y Tlajomulco, así como el sur de Tlaquepaque y Tonalá (Figura 6.9). Por otro lado, los luvisoles háplicos cubren 41 km² de la región comprendida entre Tonalá y El

Salto. Otros suelos, como los litosoles y luvisoles únicamente representan ~3% de la cubierta edáfica y se sitúan el norte del acuífero.

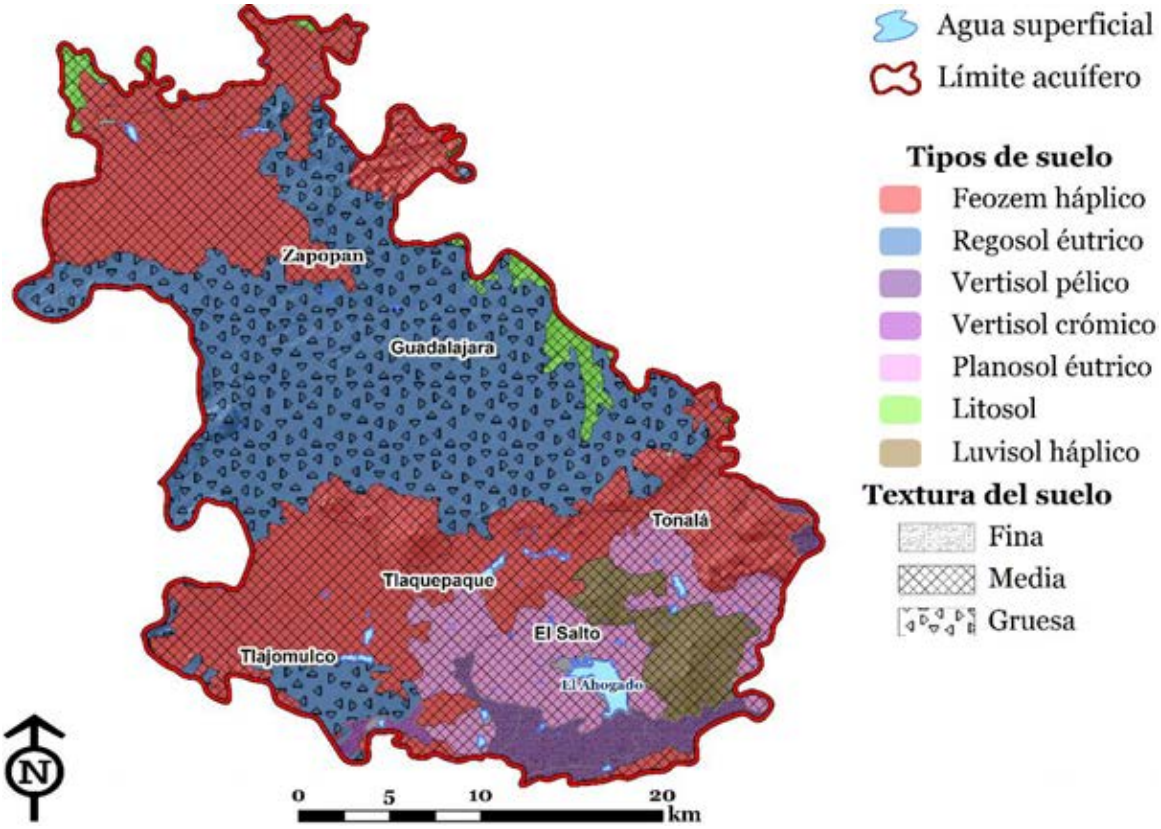


Figura 6.9 Cartografía edafológica del sistema acuífero Atemajac-Toluquilla

6.3.5 Usos del suelo y vegetación

El factor de "usos del suelo" está relacionado con las actividades potencialmente contaminantes del agua subterránea. Una mala ordenación del territorio (e.g. industria, agricultura, zonas residenciales, utilización de los recursos hídricos, etc.) sobre los materiales acuíferos puede dar lugar al deterioro de la calidad de los recursos hídricos subterráneos (Ibrahim y Koch, 2015). Ello se tiene en cuenta, a veces, en los mapas de vulnerabilidad a la contaminación, por su influencia en el tipo y cantidad de vertidos que pueden infiltrarse hacia el acuífero (Figura 6.1).

Se ha elaborado un mapa de usos del suelo, con la información vectorial recopilada (Figura 6.10). Las zonas verdes en la ciudad no llegan al 5% del área total de la zona conurbada de Guadalajara. La superficie con vegetación densa ocupa aproximadamente 44 km², respecto a los cerca de 377 km² del total del área completamente urbanizada. Dentro dicha superficie metropolitana, se ha considerado que solamente 17 km² constituyen zonas con vegetación densa, correspondiente a parques, medianas de las carreteras (conocidas en México como

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

"*camellones*") y jardines. Dicha capa ha sido obtenida a través de técnicas de teledetección (e.g. *NDVI*), con resolución de 2,5 m, mediante la combinación de imágenes satelitales y ortofotografías (véase apartado *2.3.2.4.4*). Según el Sistema Intermunicipal de Agua Potable y Alcantarillado –SIAPA- (2014), desde hace más de 30 años se ha promovido la recarga de agua de lluvia al sistema hidrogeológico Atemajac-Toluquilla, mediante la instalación de cerca de 10.000 sondeos de inyección (CONAGUA, 2015b) en las zonas verdes de la ciudad de Guadalajara (denominados "pozos de absorción"), lo cual también influye en la infiltración de vertidos arrastrados por los flujos de escorrentía superficial.

El área natural protegida denominada La Primavera constituye una zona de bosque emblemática para la ciudad y ofrece importantes servicios ambientales a la población de Guadalajara (Balderas *et al*., 2013, 2015; Álvarez, 2016). Desde 1934 ha contado con diversas declaraciones como zona forestal, pero durante la década de 1970 se construyeron zonas residenciales exclusivas, enclavadas dentro del bosque (e.g. Bugambilias y El Palomar), concretamente en El Tajo (véase figura 6.2), donde habita una población que supera los 15.000 habitantes (IITEJ, 2014). En 1980, La Primavera fue decretada "*Zona Forestal y Refugio de la Fauna Silvestre"* y finalmente, en junio de 2000, obtuvo la categoría de "*Área de Protección de Flora y Fauna*" (CONANP, 2000). Sin embargo, los planes de desarrollo urbano y los cambios en la calificación del territorio han contribuido a reducir la vegetación natural de la cuenca del río Santiago, sobre todo en su cabecera. Según Challenger (1998), a finales del pasado siglo, el bosque de La Primavera únicamente cubría el ~3% de su extensión original. Actualmente, continúa disminuyendo (*véase punto 3.1.5.2*). Ello supone un impacto acumulativo para los ecosistemas aledaños y la pérdida de los recursos forestales en la zona limítrofe al área de protección. En este mismo sentido, los proyectos urbanos (e.g. Fraccionamiento Mirasierra) en el norte del municipio de Zapopan prevén la construcción de más de 26.000 viviendas para una población de 130.907 habitantes en el área natural protegida del bosque urbano de El Nixticuil (Gobierno de Jalisco, 2012).

La disponibilidad de agua y la recarga de acuíferos se reducen conforme aumentan las zonas urbanas (Adams y Foster, 1992; Sharp, 2010). Según los datos del INEGI (2017), la superficie de la ciudad de Guadalajara se ha extendido casi diez veces en los últimos 65 años. Las actividades de desarrollo urbano en el área conurbada de dicha ciudad presentan discrepancias respecto a los programas de planificación territorial, de acuerdo con el Ordenamiento Ecológico y Territorial del Estado de Jalisco (SEMADES, 2006). El crecimiento de la zona conurbada ha provocado la disminución del área de recarga por agua de lluvia hacia el acuífero. Según Gleason (2012), la escorrentía superficial en la superficie del acuífero Atemajac-Toluquilla ha aumentado más de un 270% (de 95 hasta casi 257 m^3/s), desde que se fundó la ciudad de Guadalajara.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

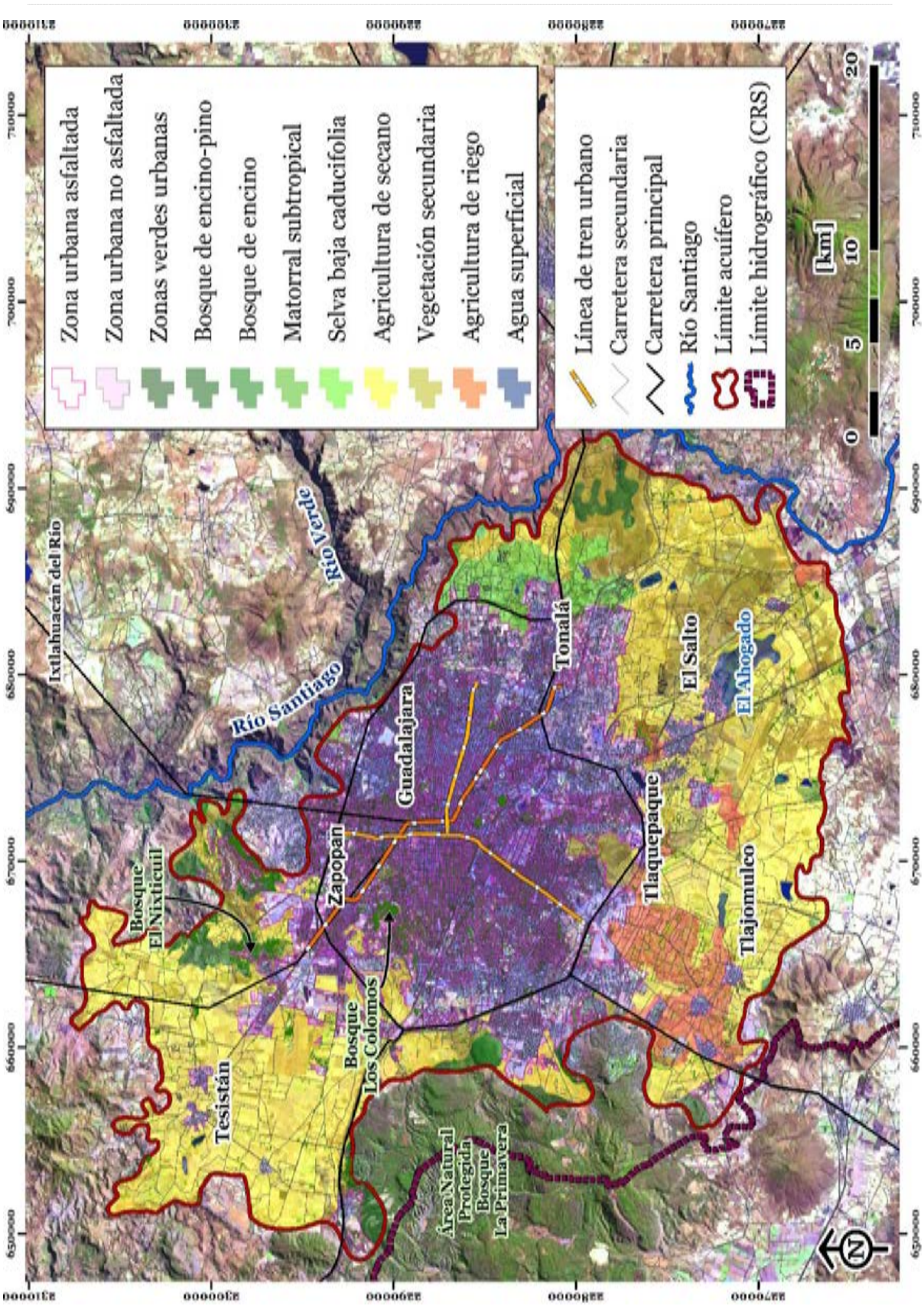


Figura 6.10 Usos del suelo en el acuífero Atemajac-Toluquilla, sobre una imagen satelital (*LandSat7*) del año 2013

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En el mapa de la figuras 6.2 y 6.10 se aprecia cómo la parte oriental del bosque de La Primavera (con una extensión total de 305 km²) ha sido intersectada por las zonas urbanas del sector occidental de Guadalajara, particularmente cerca de Cerro Del Tajo (también denominado "Cerro Pelón") y de Cerro de El Colli. Los incendios forestales son recurrentes y afectan, cada año, aproximadamente al 9% del área boscosa. Entre 1998 y 2012, se estima que se quemaron casi 30.000 ha en zonas de La Primavera contiguas a la ciudad (Balderas *et al.*, 2013). De acuerdo con Balderas-Torres (2012) y Álvarez (2016), dichos incendios están relacionados con actividades antrópicas, tales como prácticas de agricultura y/o con fines de recalificación de usos del suelo.

Al norte del embalse de El Ahogado, en el municipio de Tonalá (Figura 6.10), se encuentra el vertedero más importante de la zona conurbada de Guadalajara, llamado "*Los Laureles*". Dicho vertedero recibe diariamente ~3.000 t de residuos (SEMARNAT, 2010), cuenta con alrededor de 53 ha de superficie y carece de infraestructura de drenaje adecuado. Esto último implica que, durante los episodios de precipitación intensa, los lixiviados drenados se infiltren al acuífero y/o se mezclen con los caudales de escorrentía superficial aledaños. Finalmente, dichos flujos de escorrentía son transportados hasta el arroyo de El Ahogado y, aguas abajo, hacia el río Santiago (véase capítulo *IV*). Asimismo, en el sur del área de estudio, en el municipio de Tlajomulco, se localiza el aeropuerto internacional de Guadalajara.

De acuerdo con estudios previos (JVC, 2003; GEOEX-SIAPA, 2003), el sector denominado El Bajío del Arenal (véase figuras 6.6 y 6.7) es muy importante para la recarga del acuífero y para las captaciones que abastecen a la ciudad. Sin embargo, la construcción del Estadio de Futbol Chivas (en 2005) ha inducido una mayor actividad en esta región, lo que supone impactos ambientales sinérgicos y acumulativos sobre los recursos naturales. En el año 2011, se llevó a cabo la construcción de la villa deportiva para los juegos panamericanos en el mismo lugar. Según Barreto *et al.* (2009), es posible que la importancia de dicho sector en el ámbito hidrogeológico no haya sido adecuadamente evaluada en la ordenación del territorio.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

6.3.6 Funcionamiento hidrogeológico

El Bajío del Arenal (destacado en las figuras 6.6 y 6.7) es una cuenca endorreica de poca extensión (~25 km²). Se localiza cerca del límite occidental de la ciudad y está constituido principalmente por material aluvial del Cuaternario, de entre 50 y 80 m de espesor, depositado sobre la Formación Toba Tala. Su importancia radica en que buena parte de la recarga del sistema acuífero Atemajac-Toluquilla ocurre en dicho sector (GEOEX-SIAPA, 2003). En El Bajío del Arenal confluyen caudales de escorrentía superficial que descienden de la Sierra de La Primavera (Figuras 6.3 y 6.4) y desembocan en esta depresión constituida

por los depósitos cuaternarios de textura gruesa, acumulados en forma de pequeños abanicos aluviales (Medina *et al.*, 1997; JVC, 2003).

La Formación Toba Tala se halla cubierta por una delgada capa de regosoles (véase apartado *3.1.4*) formados por depósitos meteorizados de los materiales piroclásticos y de sedimentos limo-arcillosos, que presentan un elevado coeficiente de infiltración. Una parte del agua subterránea que se recarga en la depresión de El Bajío del Arenal (Figura 6.6) surge en los manantiales localizados en la parte septentrional del acuífero, a cotas piezométricas más bajas, tal como sucede en el área de Los Colomos (Figura 6.6).

Los manantiales que se sitúan cerca de Las Cañadas, al este del Valle de Tesistán y en el NE del municipio de Zapopan (Figura 6.6), surgen durante períodos cortos (del orden de un mes) al inicio del periodo húmedo (junio-julio), con caudales medidos entre 0,05 y 2 l/s (Medina *et al.*, 1997; GEOEX-SIAPA, 2003; CONAGUA, 2015b).

El agua en el sistema acuífero Atemajac-Toluquilla circula a través de las rocas volcánicas fracturadas localizadas a diferentes profundidades y exposición geotérmica, lo que da lugar a una variedad de firmas isotópicas e hidrogeoquímicas. Mahlknecht *et al.* (2013, 2017) utilizaron la información isotópica (^{3}H, CFCs y ^{14}C) de 40 muestras tomadas en 2011 (Figura 6.11), para identificar tres grupos principales: aguas *fósiles*, aguas *modernas* o mezcla entre las dos anteriores. Según dichos autores aguas "fósiles" son las que se infiltraron antes de 1952 (i.e. 0,3 TU), mientras que "modernas" son las recargadas en el acuífero después de 1960 (i.e. 2,9 TU). La datación con CFCs ha permitido contrastar las dataciones mediante ^{3}H, además de revelar la presencia de compuestos orgánicos volátiles en el acuífero, que posiblemente se deba a los múltiples vertidos de combustibles ocurridos durante el siglo pasado en Guadalajara (Aguilar-Robledo *et al.*, 2014). Asimismo, de acuerdo con el estudio previo a las obras de la *Línea 3* del tren urbano (SITEUR, 2013), se han detectado trazas de hidrocarburos en las captaciones localizadas en la estación del ferrocarril y en la zona de la antigua estación de almacenamiento de Petróleos Mexicanos (PEMEX), situadas en el centro de la ciudad.

Hernández-Antonio *et al.* (2015) y Morán-Ramírez *et al.* (2016) han distinguido dos tipos de flujo en el acuífero: local (representado con flechas color azul en la figura 6.7) y regional (con flechas en color naranja). Como se aprecia en la figura 6.11, el denominado flujo local agrupa a las aguas que han tenido una recarga reciente (*modernas*). Dichos autores modelizaron la mezcla del agua subterránea del sistema, mediante el análisis de numerosas variables hidrogeoquímicas y señalaron que el flujo regional se refiere a las aguas termales (*fósiles*) que han estado en contacto con la cámara magmática de la caldera de La Primavera. Asimismo,

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

utilizaron un *análisis de clúster jerárquico* para clasificar las aguas subterráneas, en cuatro grupos: *fría*, *termal, mixta* y *contaminada* (Figura 6.11). Las aguas subterráneas profundas en el centro del valle de Atemajac muestran valores de conductividad eléctrica superiores a 1.500 µS/cm, así como T > 30 °C. En dos sondeos utilizados para abastecimiento urbano (i.e. *AT23* y *AT12* –Figura 6.11-*)*, así como en el manantial de Toluquilla (véase mapa de la figura 6.6)*, s*e encontraron valores de concentración en NO_3^- de entre 12 y 14 mg/l, por encima de los límites máximos permisibles establecidos por la legislación mexicana (LMP = 10 mg/l de NO_3^- en el agua potable), así como valores altos en Cl^- y de SO_4^{2-} (entre 51 y 95 mg/l). Ello indica cierta contaminación del agua subterránea, relacionada con la actividad antropogénica en el entorno de las captaciones mencionadas, localizadas cerca del centro de la ciudad de Guadalajara (Figura 6.11).



Figura 6.11 Grupos de agua subterránea en el acuífero Atemajac-Toluquilla, según Mahlknecht *et al.* (2013, 2017), Hernández-Antonio *et al.* (2015) y Morán-Ramírez *et al.* (2016)

El agua de recarga por lluvia más reciente, originada principalmente en la Sierra La Primavera y áreas adyacentes, tiende a moverse hacia el NE, mientras que el agua con mayor antigüedad suele encontrarse hacia el SE (Mahlknecht *et al.*, 2013, 2017). En el resto del sistema acuífero, suele encontrarse una mezcla entre ambos tipos de agua (Figura 6.11). Las aguas contaminadas entran en contacto con la zona saturada del acuífero superficial,

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

principalmente, por pérdidas en el drenaje y vertidos urbanos. Aunque en menor proporción, las parcelas agrícolas localizadas en el sur del Valle de Tesistán podrían aportar NO_3^- y SO_4^{2-}, debido al uso de fertilizantes (véase figuras 6.3 y 6.10). Distintos trabajos concuerdan en que la calidad del agua subterránea es notablemente mejor en la parte septentrional del acuífero (GEOEX-SIAPA, 2003; Sánchez, 2007; Gobierno de Zapopan, 2015; Hernández-Antonio *et al.*, 2015, 2017; Morán-Ramírez *et al.*, 2016). En el sector meridional se ha documentado la presencia de ciertos cationes (e.g. Fe, Mn y As) que superan los valores de calidad establecidos para abastecimiento urbano, de acuerdo con la legislación mexicana (Vega-Granillo *et al.*, 2008; SEMARNAT, 2017).

En el sistema acuífero Atemajac-Toluquilla, el agua es predominantemente de facies bicarbonatada-sódica, según el diagrama de Piper elaborado con información de cuatro trabajos (Figura 6.12): INEGI (1998), GEOEX-SIAPA (2003), JVC (2003) y Hernández-Antonio *et al.* (2015) –véase apartado *3.1.7.1* sobre los antecedentes en el ámbito hidrogeológico del área de estudio-.

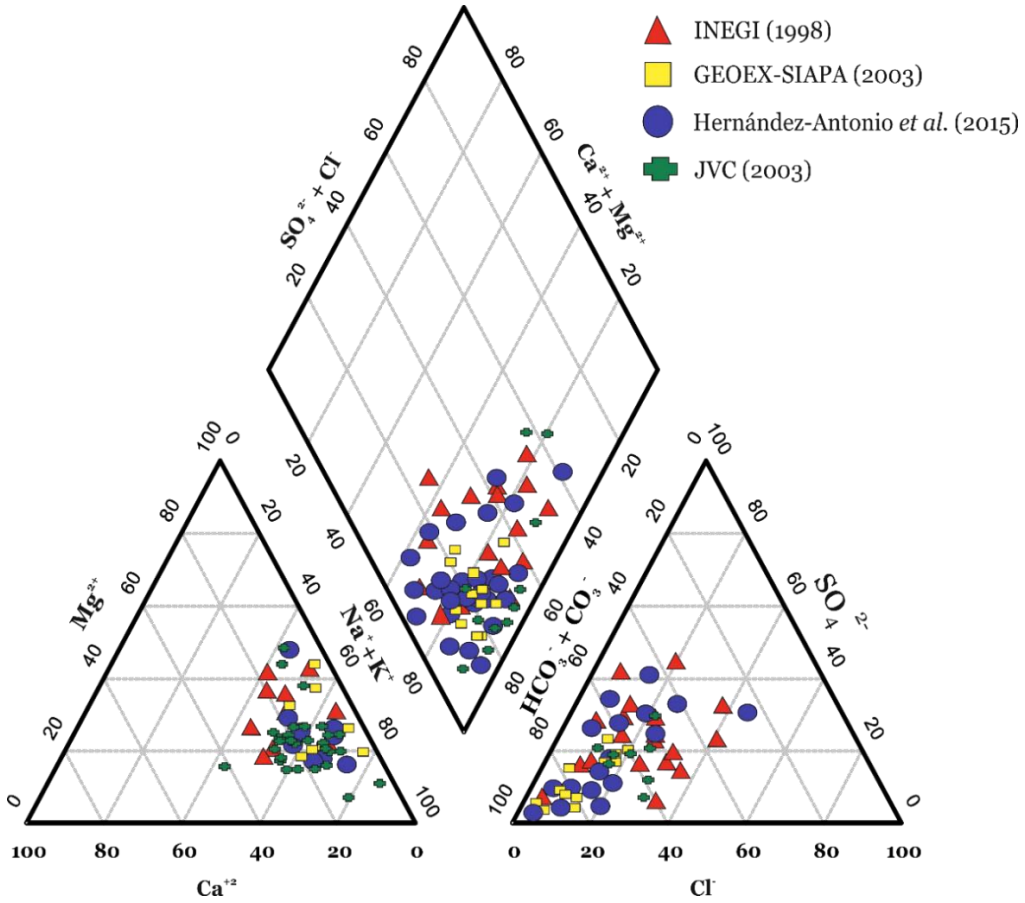


Figura 6.12 Diagrama de Piper elaborado con información de distintos trabajos llevados a cabo en el acuífero sistema acuífero Atemajac-Toluquilla (INEGI, 19998; GEOEX-SIAPA, 2003; JVC, 2003; Hernández-Antonio *et al.*, 2015)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

El diagrama de Piper presentado en la figura 6.12 se basa en el análisis de entre 40 y 50 muestras, tomadas en numerosos sondeos distribuidos por todo el sistema acuífero Atemajac-Toluquilla, para cada estudio referido. En general, las muestras de agua tomadas en el acuífero inferior (véase figura 6.7) presentan concentraciones más altas de Mg^{+2}, lo cual refleja la influencia de las rocas máficas fracturadas.

En el trabajo llevado a cabo por GEOEX-SIAPA (2003), se realizaron 53 ensayos de bombeo en distintos sondeos distribuidos en el sistema hidrogeológico Atemajac-Toluquilla, a partir de los cuales concluyeron que los valores de transmisividad del acuífero superior están en el orden de entre 1500 y 150 m^2/d. La granulometría gruesa de la Formación Toba Tala (con fragmentos de pumicita y lapilli, de entre 2 y 65 mm –véase figura 6.5-) así como su textura arenosa, sugieren una transmisividad muy alta. En el estudio de JVC (2003) se determinaron valores de transmisividad entre 144 y 40 m^2/d, y de permeabilidad entre 0,03 y 8,64 m/d en la parte septentrional del acuífero más somero.

Los altos valores de porosidad de la Formación Toba Tala posiblemente se relacionen con la presencia de pumicitas entre los materiales piroclásticos que la conforman; rocas muy ligeras (ρ = 0,4 - 0,9 g/cm^3), con valores de porosidad cercanos al 80% (USDA, 2011) y que presentan una conductividad hidráulica del orden de 400 m/d. En los basaltos del grupo San Cristóbal se han estimado los valores más bajos de conductividad hidráulica (véase apartado *6.3.3)*, del orden de 0,5 m/d (JVC, 2003).

De acuerdo con los ensayos de bombeo realizados en trabajos previos (CONAGUA, 2015b), en los sondeos localizados en el acuífero inferior se han determinado valores bajos transmisividad. La variación en las propiedades hidrogeológicas está relacionada con el carácter semiconfinado del acuífero fracturado subyacente, con un caudal potencial de entre 210 l/s en las captaciones.

Los sondeos más profundos (120 - 300 m), que presentan niveles estáticos relativamente someros (a menos de 60 m desde la superficie topográfica), proporcionan caudales inferiores a 16 l/s. Las lavas máficas, cubiertas por riolitas, afloran en la parte meridional del acuífero, con una porosidad estimada entre 30% y 50% y permeabilidad hasta ~9 m/d (INEGI, 1998; JVC, 2003).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

6.3.7 Usos del agua subterránea

La fuente principal de abastecimiento de agua subterránea para la ciudad de Guadalajara ha sido históricamente el acuífero superior. Sin embargo, la extracción intensiva de dicho recurso ha dado lugar a la sobreexplotación del acuífero, desde hace varios años (Medina *et al.*, 1997; GEOEX-SIAPA, 2003; CONAGUA, 2015b), lo que ha provocado descensos en los niveles piezométricos, problemas de subsidencias en el terreno (Suárez-Plascencia *et al.*, 2005; Chaussard *et al.*, 2014; Valdivia *et al.*, 2015) y se han secado numeroso manantiales (Mahlknecht *et al.*, 2017). El INEGI (1998) precisó que los sondeos cercanos al manantial denominado Mexicaltzingo (Figura 6.6) captaban las aguas del acuífero somero, mientras que los sondeos localizados al norte, en el valle de Tesistán, extraían agua del acuífero más profundo. En la actualidad, más del 30% de la dotación para la zona conurbada de Guadalajara se obtiene de los manantiales existentes y de las extracciones mediante bombeo (véase figura 3.50) desde el acuífero inferior (Figura 6.7), cuyo rendimiento depende del grado de su fracturación. En el valle de Tesistán (Figuras 6.6 y 6.10) ocurre la mayor extracción de agua subterránea para la zona conurbada (Gobierno de Zapopan, 2015). Como ya se ha dicho, el acuífero más profundo constituye un sistema heterogéneo, que a menudo se halla cubierto por estratos semi-confinantes. Los numerosos sondeos utilizados para abastecimiento urbano alcanzan profundidades de hasta 350 m y proporcionan caudales entre 2 y 83 l/s, con una media superior a 15 l/s (Medina *et al.*, 1997; INEGI, 1998; GEOEX-SIAPA, 2003; SIAPA, 2016).

Según la CONAGUA (2015b), desde el conjunto de manantiales localizado en Los Colomos (Figura 6.6) actualmente se extrae un volumen considerable de agua, destinado a la dotación urbana (~7,32 hm^3/año). En el norte del acuífero, la mayor parte del agua subterránea se utiliza para fines industriales (30%) y abastecimiento urbano (23%), en comparación con las actividades agrícolas (20%). En el sur, en el valle de Toluquilla, el agua extraída es utilizada fundamentalmente para fines agrícolas (67%) y, en menor medida, para abastecimiento de la ciudad (15%). En total, se tienen registradas alrededor de 2.400 captaciones dentro del acuífero Atemajac-Toluquilla. Sin embargo, Vega-Granillo *et al.* (2008) y el Gobierno de Zapopan (2015) han apuntado que a dicho censo deben añadirse ~150 sondeos, que se encuentran en situación irregular ("captaciones ilegales"). Los sondeos se concentran en la mayor parte del denominado Valle de Atemajac y se extienden hacia sur del valle de Toluquilla, al SO del Cerro de El Tajo (Figura 6.6). Los pozos artesanales y los sondeos de poca profundidad (aproximadamente el 40% del total de captaciones) extraen agua del acuífero superior y de los acuíferos más someros (colgados). En contraste, los sondeos perforados a mayor profundidad (≥150 m), equivalentes al 60% del total, captan el agua principalmente de las rocas fracturadas subyacentes (en el acuífero inferior).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

6.4 Aplicación de métodos de cartografía de vulnerabilidad

Los métodos GOD y DRASTIC son considerados métodos genéricos, es decir, se aplican en todas las tipologías de acuíferos. Se ha evaluado la vulnerabilidad a la contaminación para toda la cuenca del río Santiago, mediante el método GOD. Asimismo, se ha elaborado la cartografía de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero Atemajac-Toluquilla, mediante ambos métodos paramétricos (GOD y DRASTIC). Se han considerado las características del área de estudio y la información disponible, así como las particularidades de ambos métodos.

6.4.1 Método GOD

El método GOD (Foster y Hirata, 1988) es relativamente sencillo de aplicar y suele utilizarse cuando se cuenta con escasos datos. Por su estructura simple y particularmente pragmática, suele ser la metodología utilizada en primer lugar, para estimar la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos.

6.4.1.1 Factores del método

El método GOD se basa en la asignación de valores a las tres variables que constituyen dicho acrónimo (véase ecuación 6.1 y figura 6.13):

1. ***G*** (G*roundwater confinment*): tipo de acuífero según su grado de confinamiento
2. ***O*** (*Overall aquifer class*): litología de la zona no saturada y grado de consolidación
3. ***D*** (*Depth to groundwater*): profundidad a la que se encuentra el nivel piezométrico

$$\text{índice } \mathbf{GOD} = G * O * D \qquad \textit{(Ec. 6.1)}$$

En el esquema de la figura 6.13 se muestra el rango de puntuaciones de cada variable y las categorías de valoración de la vulnerabilidad consideradas por el método GOD. Al multiplicar las tres variables de la ecuación *6.1*, se obtiene un valor del índice de vulnerabilidad, comprendido entre *0,0* y *1,0* (clase *Muy baja* a clase *Muy alta*, respectivamente).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

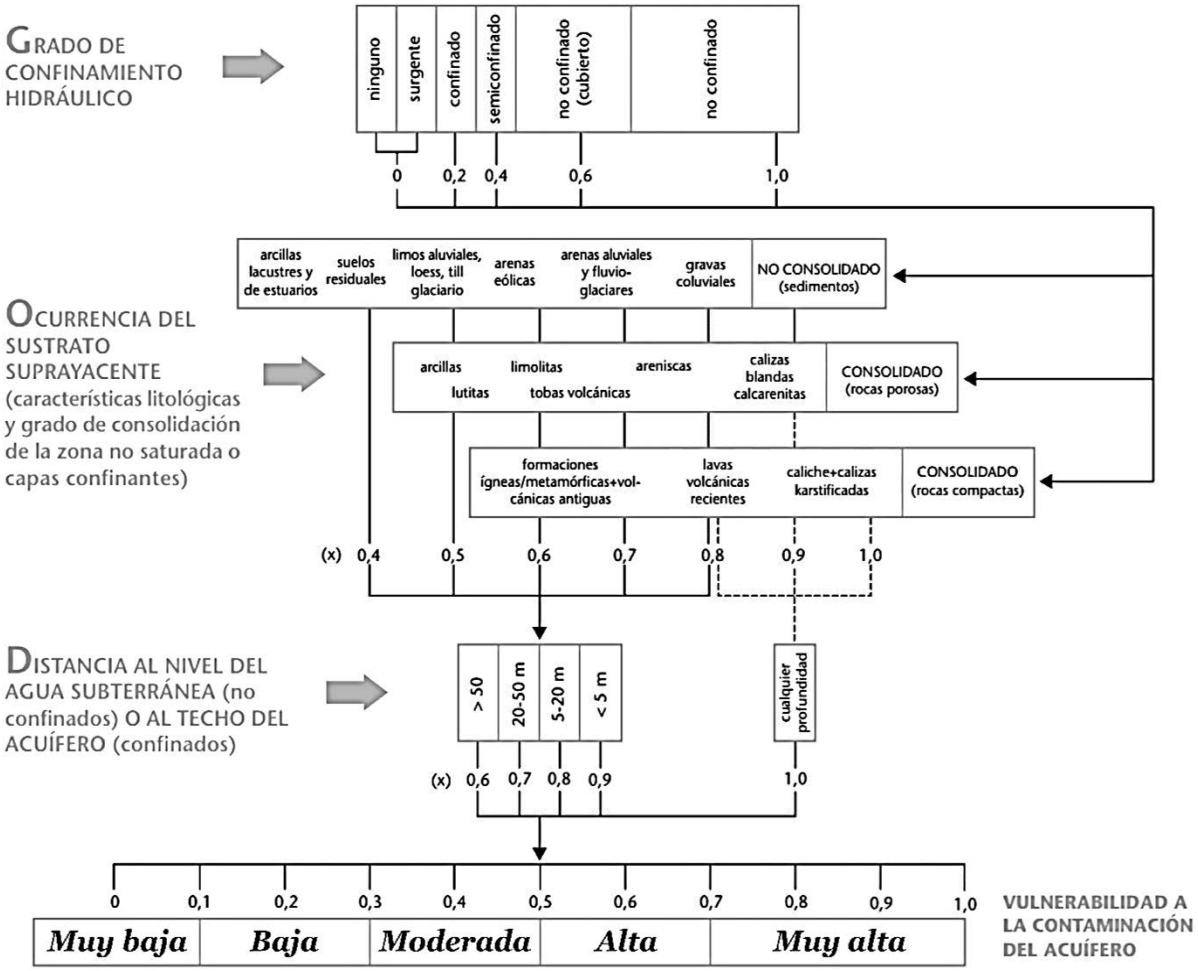


Figura 6.13 Diagrama con la asignación de valores a las tres variables consideradas por el método GOD (modificado de Foster *et al.*, 2002b)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

El método GOD, al igual que el método DRASTIC, se ha desarrollado sin considerar las propiedades del contaminante que pueda infiltrarse desde el suelo y a través de la zona no saturada. En lo referente al grado de confinamiento del acuífero (*G*), cuando se trata de un medio confinado se asigna un valor *0,2* y si es semiconfinado *0,4*. Si un acuífero no confinado está cubierto por materiales de menor permeabilidad se puntúa con *0,6*. Si se trata un acuífero de tipo libre se puntúa *1,0* (véase esquema de la figura 6.13). La litología de la zona no saturada (*O*) se puntúa con un valor de *0,4* cuando se trata de arcillas o rocas de baja permeabilidad y se puntúa *1,0* cuando se trata de material aluvial o de rocas carbonáticas. Respecto a la profundidad del nivel freático (*D*), si éste se encuentra a más de 50 m de la superficie, se asigna un valor de *0,6,* y de *1,0* si la profundidad es < 1 m o si no se cuenta con información piezométrica (Foster, 1987).

6.4.1.2 *Mapas de vulnerabilidad a la contaminación mediante el método GOD*

En los mapas de la figura 6.14 se presenta la asignación de valores a las capas de los factores *G* y *O* en la cuenca del río Santiago.

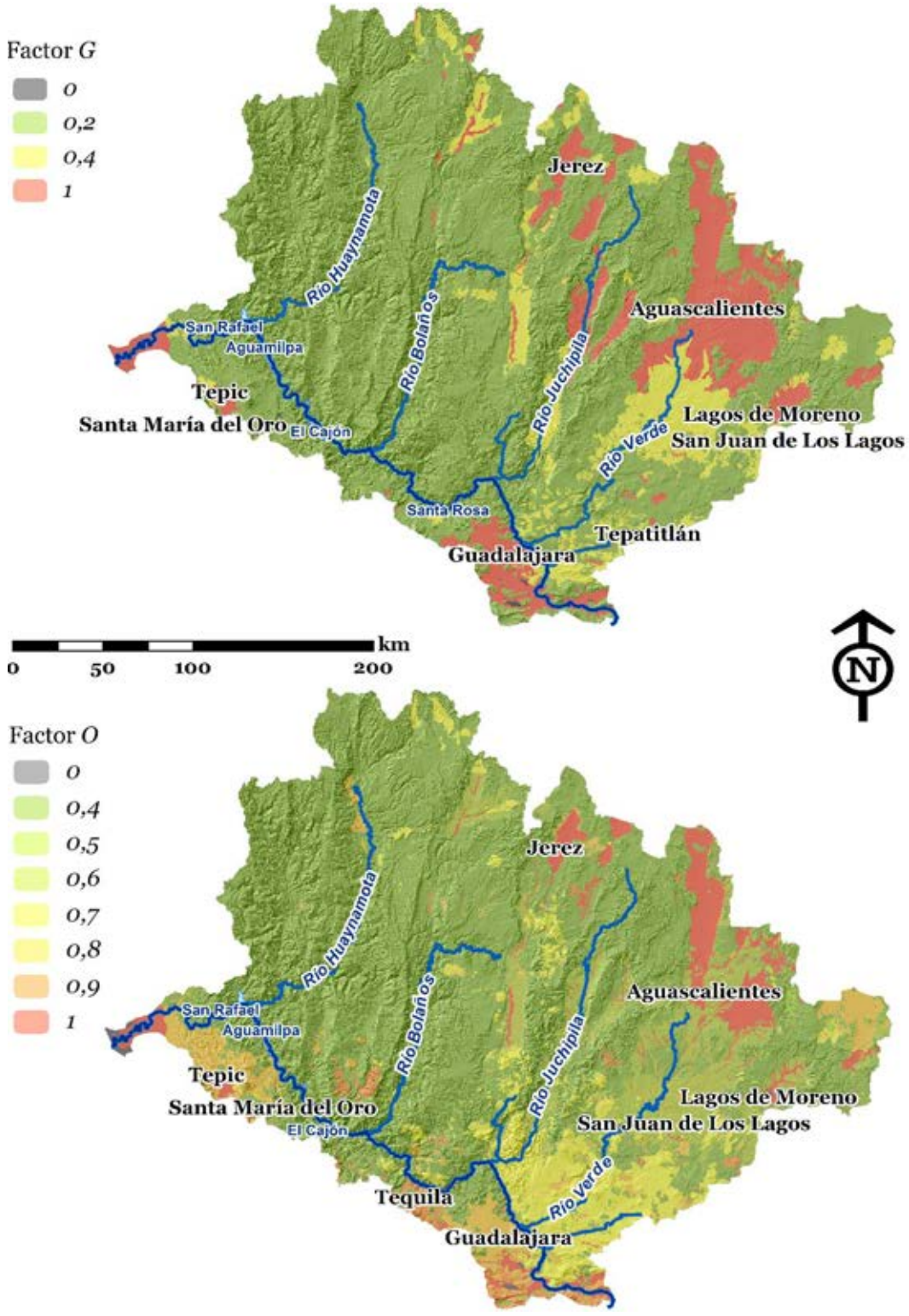


Figura 6.14 Mapas de la puntuación de dos factores del método GOD en la cuenca del río Santiago: grado de confinamiento (*G*) y tipo de litología (*O*)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En la figura 6.15 se presenta el mapa de la vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea en la cuenca del río Santiago, resultado de la aplicación del método GOD. Dicha cartografía se ha elaborado mediante operaciones de álgebra de mapas y programación de algoritmos en SIG, de acuerdo con lo indicado en el apartado *2.3.2.2* de la presente memoria. Las capas vectoriales referentes a cada variable (grado de confinamiento y tipo de roca) han sido puntuadas conforme a los valores mostrados en la figura 6.13; el tamaño de celda de cada capa ráster resultante ha sido definido en 10 x 10 m, en concordancia con la resolución del mapa de pendientes. No se cuenta con información piezométrica a escala de toda la cuenca. Por ello, de acuerdo con las puntuaciones del método, el factor *D* ha sido considerado con el valor máximo (*D = 1,0*) y, por tanto, la capa resultante (*GOD*) únicamente representa la multiplicación de los factores *G* y *O*, de acuerdo con la ecuación 6.1.

De forma general, los materiales volcánicos con baja permeabilidad presentan también una menor vulnerabilidad. La mayor parte de la cuenca muestra una vulnerabilidad a la contaminación poco significativa: *Muy Baja* (el 65%) –en color gris- o *Baja* (casi el 23%) –en color verde claro-. Ello representa casi el 88% de la superficie del área de estudio, lo que supone ~67.300 km² (Figura 6.15). Según los resultados obtenidos con el método GOD, la vulnerabilidad es generalmente *Muy baja* en la parte occidental del área de estudio, a lo largo de las subcuencas de los ríos Huaynamota y Bolaños, las cuales engloban ~33.000 km² (apartado *3.1.6.2*). Se trata de las riolitas y tobas volcánicas del Mioceno-Oligoceno, localizadas en la mayor parte del sector occidental de la cuenca (véase mapa geológico –Anexo I-). Sólo el 2% (~1.500 km²) del área de estudio muestra *vulnerabilidad Moderada*, en las zonas cuya geología corresponde a areniscas y conglomerados del Mioceno.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Únicamente el 7% del área de estudio presenta *vulnerabilidad Muy alta*, aunque ello corresponde a una gran extensión territorial (~5.181 km²). Asimismo, el 4% de la superficie total de la cuenca está clasificado con vulnerabilidad *Alta*, prácticamente 3.000 km² y corresponde mayoritariamente a las litologías de materiales aluviales (sedimentos) y volcanoclásticos del Cuaternario (véase mapa geológico –Anexo I- y figura 3.36). En dichos sectores se han localizado acuíferos de carácter libre (Figura 3.36), donde, a su vez, se han establecido los principales núcleos urbanos (e.g. Guadalajara, Aguascalientes, Tepic, Lagos de Moreno y Jerez –véase figura 3.42-) y, por tanto, la mayor parte de las actividades potencialmente contaminantes del agua subterránea.

Nótese también que los sectores clasificados como más vulnerables se encuentran dentro de los polígonos de delimitación de acuíferos que han sido propuestos en la presente tesis (véase figura 3.41).

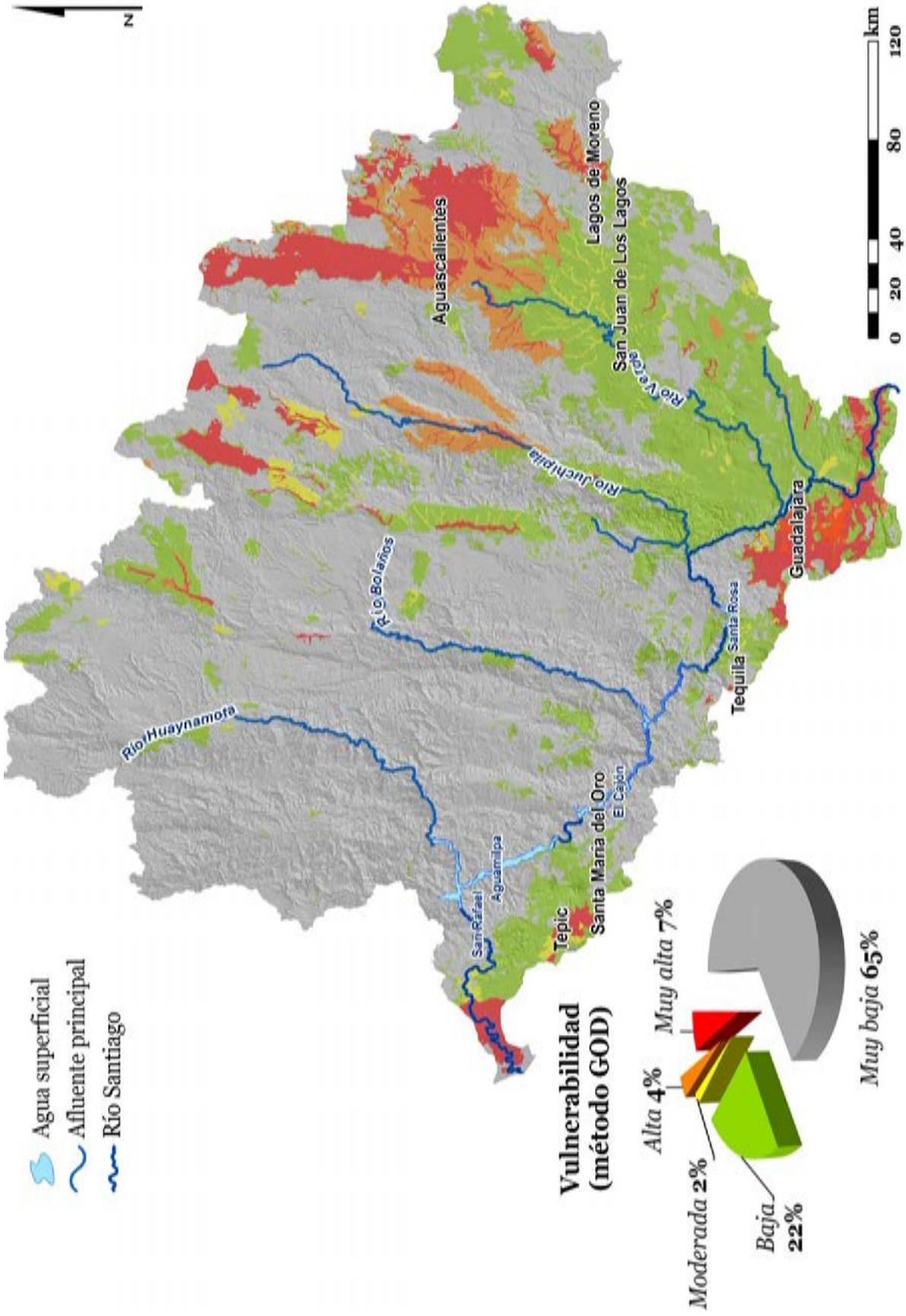


Figura 6.15 Mapa de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea en la cuenca del río Santiago, elaborado mediante el método GOD

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

A continuación, el método GOD ha sido aplicado en el acuífero Atemajac-Toluquilla, desde dos perspectivas. En primer lugar, se ha considerado que las zonas asfaltadas de la ciudad ofrecen cierto grado de cobertura al acuífero, por lo cual, en dichos sectores urbanos el factor que define el grado de confinamiento (*G*) ha sido puntuado con un valor de *0,6*, según los valores de la figura 6.13. Por otra parte, se ha definido el parámetro *G* sin tener en cuenta la cobertura de la ciudad y, únicamente, se ha puntuado la capa del factor *G* según sus características hidrogeológicas, es decir, si se trata de un sector del acuífero que se encuentra confinado, semiconfinado o libre. Sólo se considera como semiconfinado o confinado a los sectores donde afloran litologías de menor permeabilidad (basaltos, andesitas y riolitas del Plioceno).

El factor *D* ha sido obtenido a partir de la piezometría que se muestra en el mapa de la figura 6.16, donde se presenta la profundidad a la que se encuentra el agua subterránea en el acuífero Atemajac-Toluquilla, con medidas tomadas en marzo de 2011 (época de estiaje) por Hernández-Antonio *et al.* (2015) y CONAGUA (2015b).

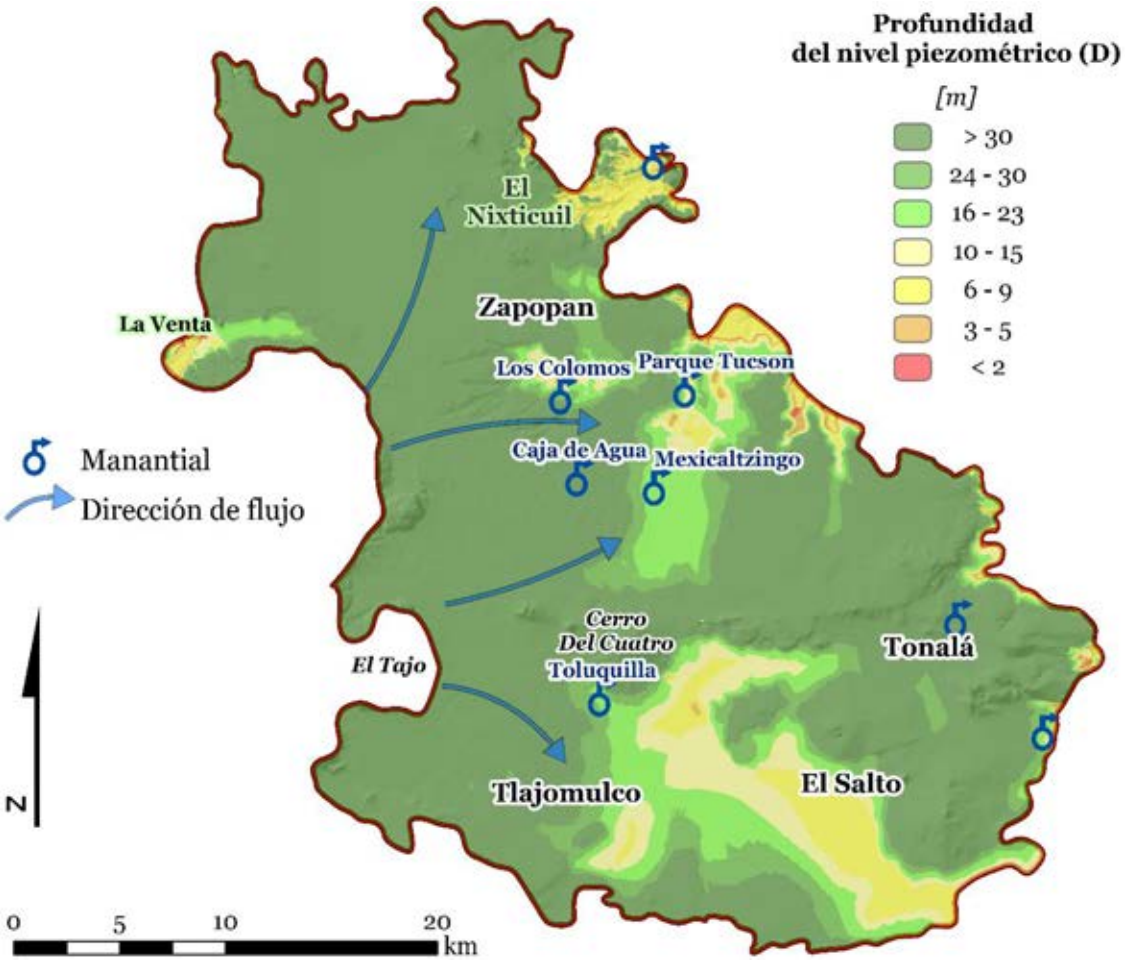


Figura 6.16 Mapa de la profundidad del agua subterránea en el acuífero Atemajac-Toluquilla, de acuerdo con los registros de piezometría medidos en el año 2011 (elaborado a partir de la información de Hernández-Antonio *et al.* -2015- y de la CONAGUA -2015b-)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Cabe precisar que, según la clasificación de años tipo (véase apartado *3.2.2.4*), 2011 ha sido un año relativamente seco (828 mm) en este sector de la CRS. De hecho, 2011 ha sido el más seco de las últimas décadas, a escala de toda la cuenca. Por ello, dicho periodo debe considerarse representativo de condiciones de aguas bajas y, por tanto, de un escenario con menor vulnerabilidad de lo habitual, puesto que el nivel piezométrico se encuentra a mayor profundidad. Al mismo tiempo, distintos trabajos (Medina *et al.*, 1997; INEGI, 1998; GEOEX-SIAPA 2003; CONAGUA, 2009, 2010, 2015) han señalado que el nivel piezométrico en el acuífero desciende entre 2,2 y 0,3 m/año, debido a la sobreexplotación en los numerosos sondeos que extraen un volumen superior a la recarga estimada. Por lo general, el nivel piezométrico en el sistema hidrogeológico Atemajac-Toluquilla (tanto en el acuífero superior como en el inferior –véase figura 6.7-) se encuentra a una profundidad mayor de 30 m de la superficie (en el 75% del sistema acuífero).

Como se muestra en las figuras 6.17A y 6.17B, el factor *O* es el mismo para ambos escenarios (con o sin ciudad), que corresponde a la litología aflorante (véase apartado *6.3.3*). Los materiales aluviales del Cuaternario han sido puntuados con el valor más alto (*0,8*), seguidos de la Formación Toba Tala (*0,7*) y basaltos, ignimbritas y riolitas de baja permeabilidad (*0,6*).

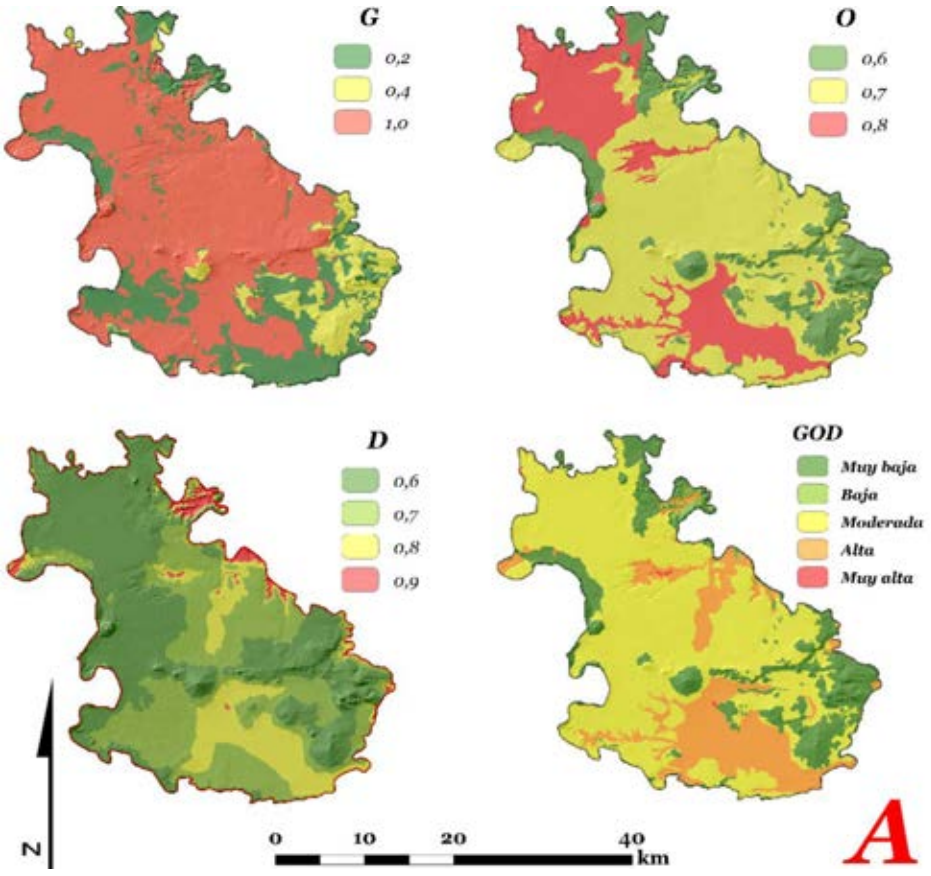


Figura 6.17A Mapas de puntuación de los factores del método GOD y mapa de vulnerabilidad a la contaminación en el sistema acuífero Atemajac-Toluquilla, realizados sin considerar la cobertura urbana de la ciudad de Guadalajara

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

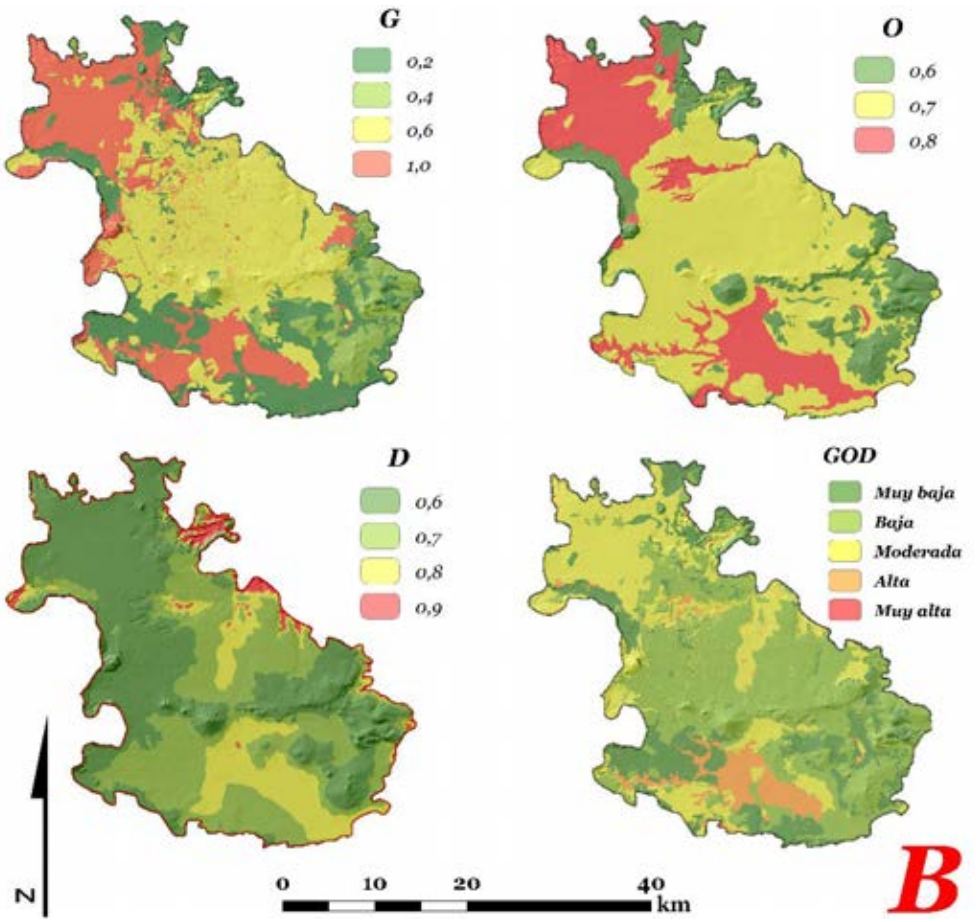


Figura 6.17B Mapas de puntuación de los factores del método GOD y mapa de vulnerabilidad a la contaminación en el sistema acuífero Atemajac-Toluquilla, considerando la cobertura urbana de la ciudad de Guadalajara

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Los sectores del sistema acuífero que presentan una vulnerabilidad *Muy Baja* son los que se encuentran más protegidos ante vertidos contaminantes. Las zonas de vulnerabilidad *Baja* corresponden a los afloramientos de materiales con menor permeabilidad que cubren el acuífero en los extremos NE, SE y en sector occidental, cerca de la Sierra La Primavera, donde la litología corresponde a riolitas y tobas volcánicas del Plioceno.

En los gráficos de la figura 6.18 se muestra la importancia de cada una de las categorías de vulnerabilidad, en función de la superficie del acuífero que ocupan. En la evaluación que no considera la cobertura urbana (6.18A), la clase de vulnerabilidad *Moderada* es la que caracteriza al acuífero, puesto que cubre más del 60% de la superficie del mismo. Por el contrario, las zonas con una vulnerabilidad *Alta* ocupan el 20% de la superficie, con la misma representatividad que la agrupación de las categorías *Baja* y *Muy baja*. Las zonas identificadas como de mayor vulnerabilidad corresponden a las subcuencas de los antiguos cauces de los ríos Atemajac y San Juan de Dios (hacia el norte del sitio conocido como El Dean -véase figura 6.4-) así como el área situada en el municipio de Tlajomulco, en la margen derecha del arroyo de El Ahogado.

Los sectores con vulnerabilidad *Moderada* corresponden a los materiales sedimentarios en el NO y SE del acuífero, en el valle de Tesistán (Zapopan) y en la margen derecha del arroyo de El Ahogado, respectivamente. El sector occidental del municipio de El Salto y en el norte Tlajomulco también presente vulnerabilidad *Alta*, donde se han cartografiado los materiales piroclásticos, localizados predominantemente en el centro de la ciudad de Guadalajara y en los alrededores del manantial de Los Colomos (Figura 6.18).

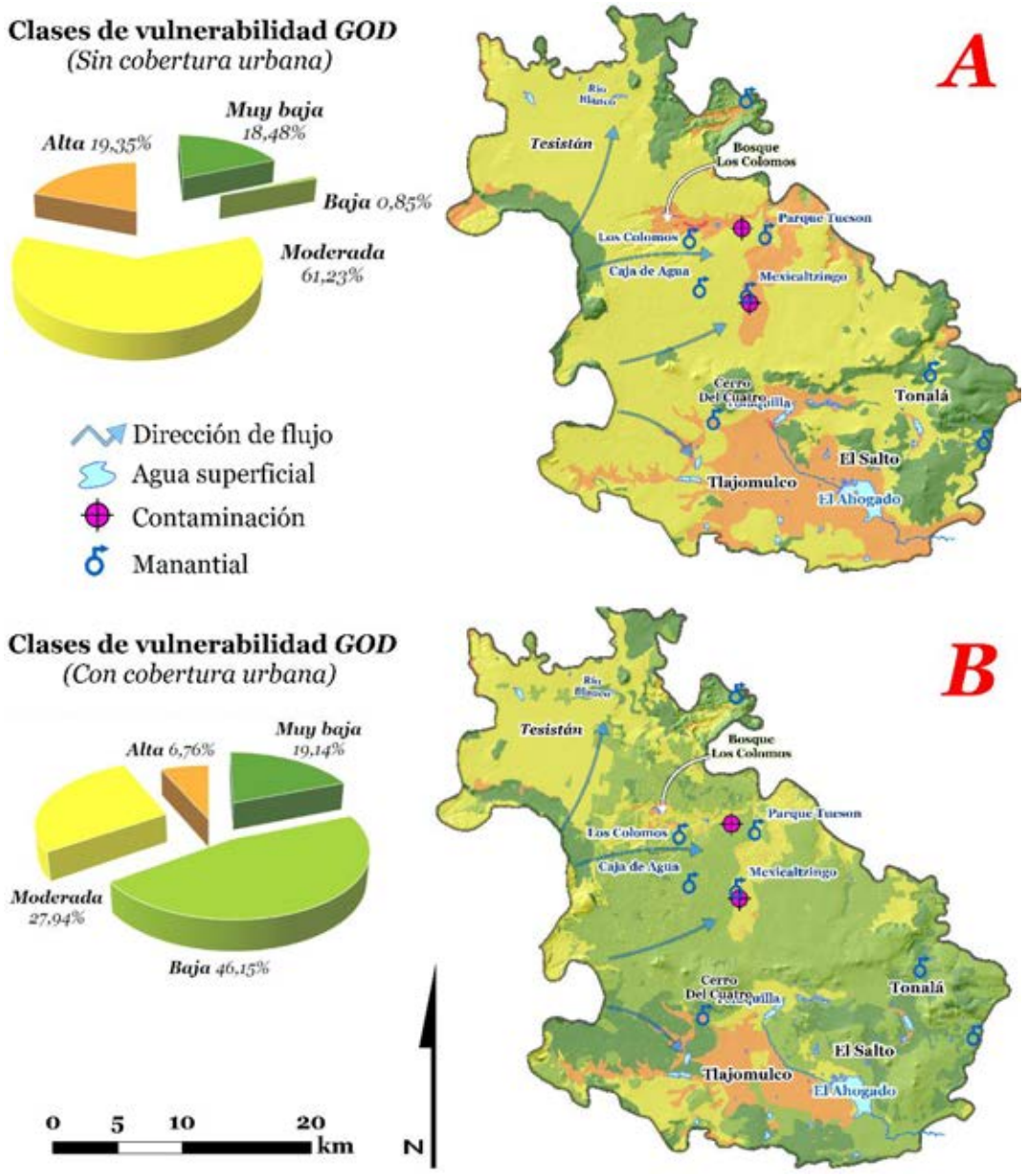


Figura 6.18 Mapas de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea en el acuífero Atemajac-Toluquilla, mediante el método GOD: (***A***) sin considerar la cobertura de la ciudad y (***B***) con la cobertura asfáltica de la ciudad

La categoría de vulnerabilidad *Muy alta* ha sido omitida de los gráficos mostrados en la figura 6.18, debido a su baja representatividad (con un porcentaje menor del 0,10% -sin ciudad- y del 0,01% -con la *cobertura* de la ciudad-, respectivamente). Sin embargo, en los mapas de

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

dicha figura se distinguen algunos sectores de poca extensión (marcados en color rojo), sobre todo en el entorno del bosque urbano de Los Colomos y cerca del arroyo de El Ahogado, donde la litología dominante corresponde a materiales aluviales del Cuaternario y el nivel piezométrico se encuentra a menor profundidad.

En cualquiera de las alternativas, las clases de vulnerabilidad *Baja* y *Muy baja* apenas tienen importancia en cuanto a superficie ocupada, ambas sumarían tan sólo un 19% del área del acuífero (Figura 6.18). Si se considera la cobertura urbana, los espacios menos vulnerables del acuífero Atemajac-Toluquilla representan cerca de una quinta parte de su superficie y corresponden a los sectores donde los procesos antrópicos son más importantes. Con el escenario que no considera a la ciudad como una protección a los vertidos se genera un mapa más simple y, en general, con una mayor vulnerabilidad.

6.4.2 Método DRASTIC

El método denominado DRASTIC fue propuesto por la agencia de protección ambiental de los Estados Unidos (EPA) -Aller *et al.*, 1987-. Esta metodología parte del supuesto de que un contaminante puede ser introducido al acuífero desde la superficie, debido a la infiltración directa del agua de lluvia, de escorrentía superficial y/o a un vertido. Asimismo, el método supone que el contaminante vertido se diluye en el agua y tiene las mismas propiedades de ésta (e.g. viscosidad, densidad y movilidad a través del medio rocoso), para posteriormente ser transportado hasta la zona saturada del acuífero.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

6.4.2.1 Factores del método DRASTIC

El acrónimo DRASTIC corresponde a siete variables de la ecuación 6.2:

$$\text{índice } \mathbf{DRASTIC} = \boldsymbol{D}_r D_w + \boldsymbol{R}_r R_w + \boldsymbol{A}_r A_w + \boldsymbol{S}_r S_w + \boldsymbol{T}_r T_w + \boldsymbol{I}_r I_w + \boldsymbol{C}_r C_w \qquad \textit{(Ec. 6.2)}$$

1. ***D*** (*Depth to groundwater*): profundidad a la que se halla el nivel piezométrico
2. ***R*** (*Recharge*): distribución de la recarga del acuífero por agua de lluvia
3. ***A*** (*Aquifer media*): material de la zona saturada
4. ***S*** (*Soil media*): características del suelo
5. ***T*** (*Topography*): pendiente topográfica
6. ***I*** (*Impact of vadose zone*): materiales de la zona no saturada
7. ***C*** (*Hydraulic conductivity*): permeabilidad o conductividad hidráulica

Los subíndices *r* de la ecuación 6.2 representan rangos de puntuación, mientras que los *w* determinan la ponderación (*weight*) de la variable correspondiente.

En el cuadro 6.2 se detallan los rangos de puntuación de cada variable del método DRASTIC.

D (w = *5*)		**R** (w = *4*)		**A** (w = *3*)	
***Nivel piezométrico** [m]*	***D*r**	***Recarga** [mm/año]*	***R*r**	***Litología***	***A*r**
0 - 1,5	*10*	0 – 50	*1*	Lutita masiva	*2*
1,5 - 4,6	*9*	50 – 103	*3*	Metamórficas/ígneas	*3*
4,6 - 9,1	*7*	103 – 178	*6*	Metamórfica/ígnea más meteorizadas	*4*
9,1 - 15,2	*5*	178 – 254	*8*	Depósitos glaciales	*5*
15,2 - 22,9	*3*	> 254	*9*	Secuencias de areniscas, calizas y lutitas	*6*
22,9 - 30,5	*2*			Areniscas	*6*
> 30,5	*1*			Calizas	*6*
				Arena/grava	*8*
				Basaltos	*9*
				Calizas kársticas	*10*

S (w = *2*)		**T** (w = *1*)		**I** (w = *5*)		**C** (w = *3*)	
Textura del suelo	***S*r**	*[%]*	***T*r**	***Material que constituye la zona de infiltración***	***I*r**	***Permeabilidad** [m/día]*	***C*r**
Delgado/ausente	*10*	0 – 2	*10*	Capa confinante	*1*	0,04 - 4,1	*1*
Gruesa	*10*	2 – 6	*9*	Cieno-arcilla	*3*	4,1 - 12,2	*2*
Media	*9*	6 – 12	*5*	Lutita	*3*	12,2 - 28,6	*3*
Fina o compacta	*7*	12 – 18	*3*	Caliza	*6*	28,6 - 40,8	*6*
Arenisca margosa	*6*	> 18	*1*	Arenisca	*6*	40,8 - 81,5	*8*
Margas	*5*			Arena/grava con alto contenido de arcilla	*6*	> 81,5	*10*
Limo margoso	*4*			Metamórfica/ígnea	*4*		
Arcilla margosa	*3*			Grava y arena	*8*		
Estiércol/cieno	*2*			Basalto	*9*		
Arcilla no compactada	*1*			Caliza karstificada	*10*		

Vulnerabilidad	índice **DRASTIC**
Muy baja	≤ 64
Baja	65 – 105
Moderada	106 – 146
Alta	147 – 187
Muy alta	≥188

Cuadro 6.2 Clasificación de valores y ponderación de las variables del método DRASTIC (con información de Aller *et al.* -1987-)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

6.4.2.2 Mapas de vulnerabilidad a la contaminación en el acuífero Atemajac-Toluquilla (método DRASTIC)

6.4.2.2.1 Espesor de la zona no saturada (D)

Para aplicar el método DRASTIC en el sistema acuífero Atemajac-Toluquilla, el algoritmo correspondiente (Figura 2.3C) ha sido programado con el propósito de reclasificar automáticamente la capa en formato ráster, de acuerdo con los valores presentados en el cuadro 6.2. La información piezométrica utilizada para generar dicha capa es la misma que la utilizada para la evaluación con el método GOD (Figura 6.16), obtenida a partir de medidas del nivel piezométrico tomadas en marzo de 2011.

6.4.1.2.2 Recarga de agua subterránea por lluvia (R)

La recarga neta es una variable de naturaleza cuantitativa, que depende, fundamentalmente, de la cantidad de lluvia, de la topografía y de la capacidad infiltración de agua a través del suelo. No obstante, también depende de otras variables más cualitativas (e.g. litología, tipo y textura de la capa edáfica, usos del suelo y presencia de vegetación, etc.). En general, la recarga neta puede determinarse restando, de la cantidad de lluvia, la evapotranspiración y la escorrentía superficial. Mediante ecuaciones más detalladas, como las utilizadas comúnmente en el balance hídrico, se puede estimar del volumen de agua de recarga (Custodio y Llamas, 1983). A su vez, la distribución espacial de dichas estimaciones puede inferirse a partir de información cartográfica: edafológica, hidrogeológica y de los usos del suelo (Döll y Fiedler, 2008). En términos de vulnerabilidad intrínseca a la contaminación de acuíferos, la recarga neta es una variable determinante a considerar, puesto que el aumento de recarga por infiltración de agua de lluvia supone una mayor posibilidad de que los contaminantes alcancen el nivel piezométrico. Sin embargo, los mapas de recarga neta a menudo presentan poca precisión y, de entre los factores del método DRASTIC, suele ser una de las variables más difíciles de obtener (R_r). Por ello, Aller *et al.* (1987) aclararon que los rangos de puntuación establecidos para dicha variable son intencionadamente amplios.

Piscopo (2001) elaboró los mapas de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos en la región de Nueva Gales del Sur (Australia) mediante el método DRASTIC. Con objeto de obtener una capa que representara la distribución de la recarga neta, dicho autor propuso la siguiente ecuación:

$$R_r = F_s + F_p + F_{sp}$$

(Ec. 6.3)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La ecuación 6.3 permite determinar, espacialmente, la recarga neta de un acuífero. Esta sencilla expresión ha sido utilizada en distintos trabajos, aceptados por la comunidad científica internacional (Al-Adamat *et al.*, 2003; Russo *et al.*, 2014; Ibrahim y Koch, 2015; Kaliraj *et al.*, 2015; Muhammad *et al.*, 2015). Cada variable es puntuada de acuerdo con los valores del cuadro 6.3, donde F_s representa la pendiente [*%*]; F_p representa la precipitación [*mm/año*] y F_{sp} la capacidad de infiltración de agua de lluvia a través de la superficie.

Pendiente [%]	F_s	Precipitación [*mm/año*]	F_p	Capacidad de infiltración	F_{sp}
< 2	*4*	> 850	*4*	*Alta*	*5*
2-10	*3*	700-850	*3*	*Moderada – alta*	*4*
10-33	*2*	500-700	*2*	*Moderada*	*3*
> 33	*1*	< 500	*1*	*Lenta*	*2*
				Muy lenta	*1*

Cuadro 6.3 Asignación de valores para determinar la recarga neta (Piscopo, 2001)

En el cuadro 6.4 se muestra las estimación de recarga R_r. basada en los valores obtenidos (con la ecuación 6.3) y según los rangos del método DRASTIC.

R_r (Piscopo, 2001)	Valor (método DRASTIC)	**Recarga neta** [*mm/año*]
11-13	*9*	≥ 254
9-11	*8*	178 – 254
7-9	*6*	103 – 178
5-7	*3*	50 – 103
3-5	*1*	< 50

Cuadro 6.4 Valores de *Rr* y su equivalente en medidas de la recarga neta, según el método DRASTIC (véase cuadro 6.2) -Aller *et al.*, 1987; Piscopo, 2001-

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Entre las variables de la metodología de Piscopo (2001), el factor F_{sp} tiene un carácter cualitativo y ello supone cierta subjetividad. Con el fin de minimizar dicho efecto, se ha procurado utilizar información geográfica con escala detallada. En la figura 6.19 se muestran los mapas elaborados de los factores F_s y F_{sp}. Para puntuar las clases correspondientes al factor F_{sp}, se han considerado cuatro aspectos: si se trata de una zona urbana asfaltada (o no), la densidad de la vegetación presente (si es una zona natural o se utiliza para actividades de agricultura), el tipo de litología que aflora y la textura del suelo (véase figura 6.17). Dado que la precipitación anual es generalmente superior a 850 mm (apartado *6.3.2*), se ha establecido la variable $F_p = 4$ (Cuadro 6.3). Adicionalmente, en las masas de agua superficial (e.g. embalses) se ha definido que la recarga es nula. Se ha asignado el valor máximo (*4)* a las zonas verdes (urbanas o no), localizadas en litología de material aluvial y suelo con textura gruesa (Apartados *6.3.3* y *6.3.4*).

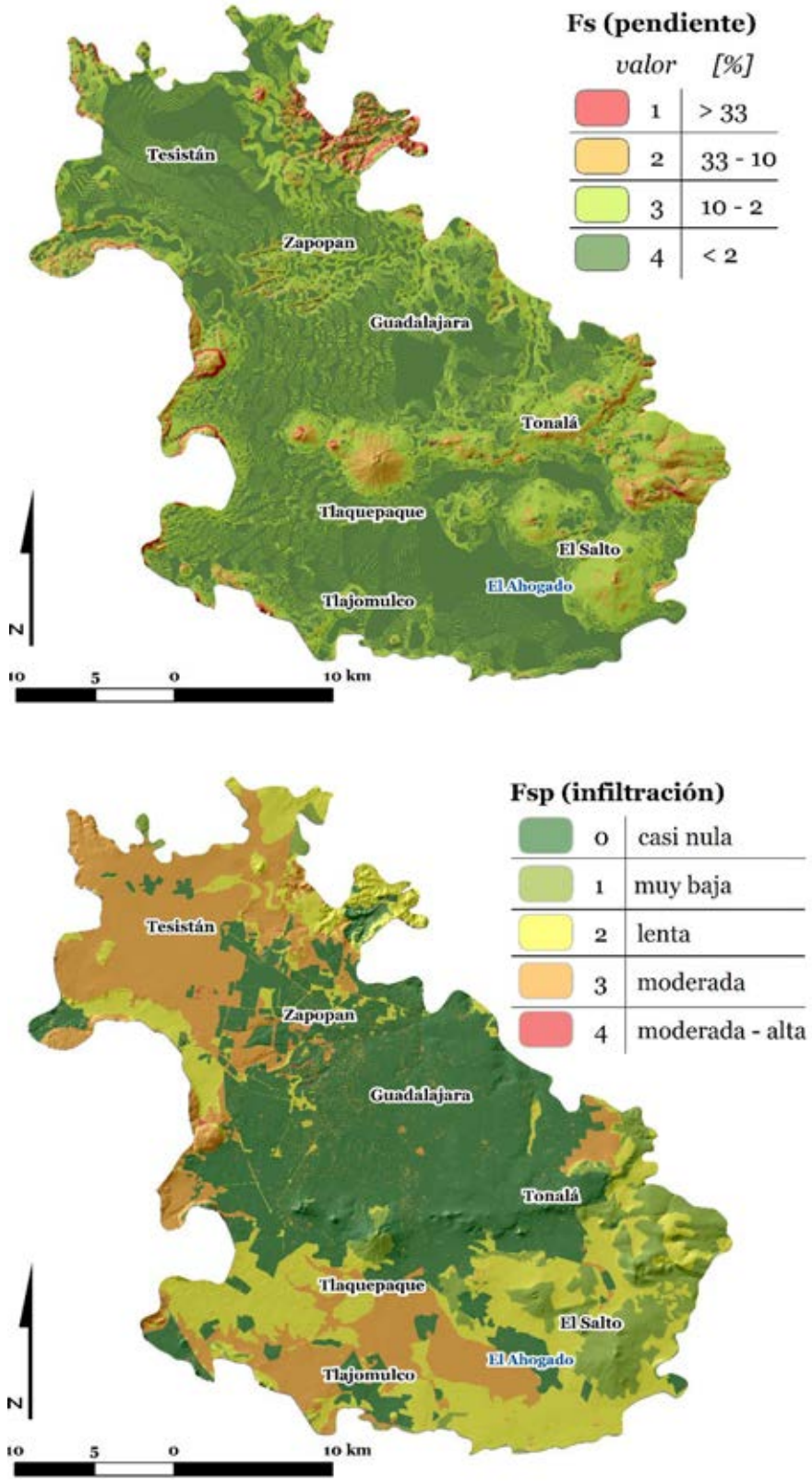


Figura 6.19 Mapas del factores F_s (pendiente) y F_{sp} (infiltración de agua), según ecuación *6.3*

La recarga neta R_r se ha obtenido mediante la suma, por superposición, de ambos factores y F_p, según la ecuación 6.3. En el mapa de la figura 6.20 aprecia cómo la recarga neta estimada disminuye en el área urbana.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

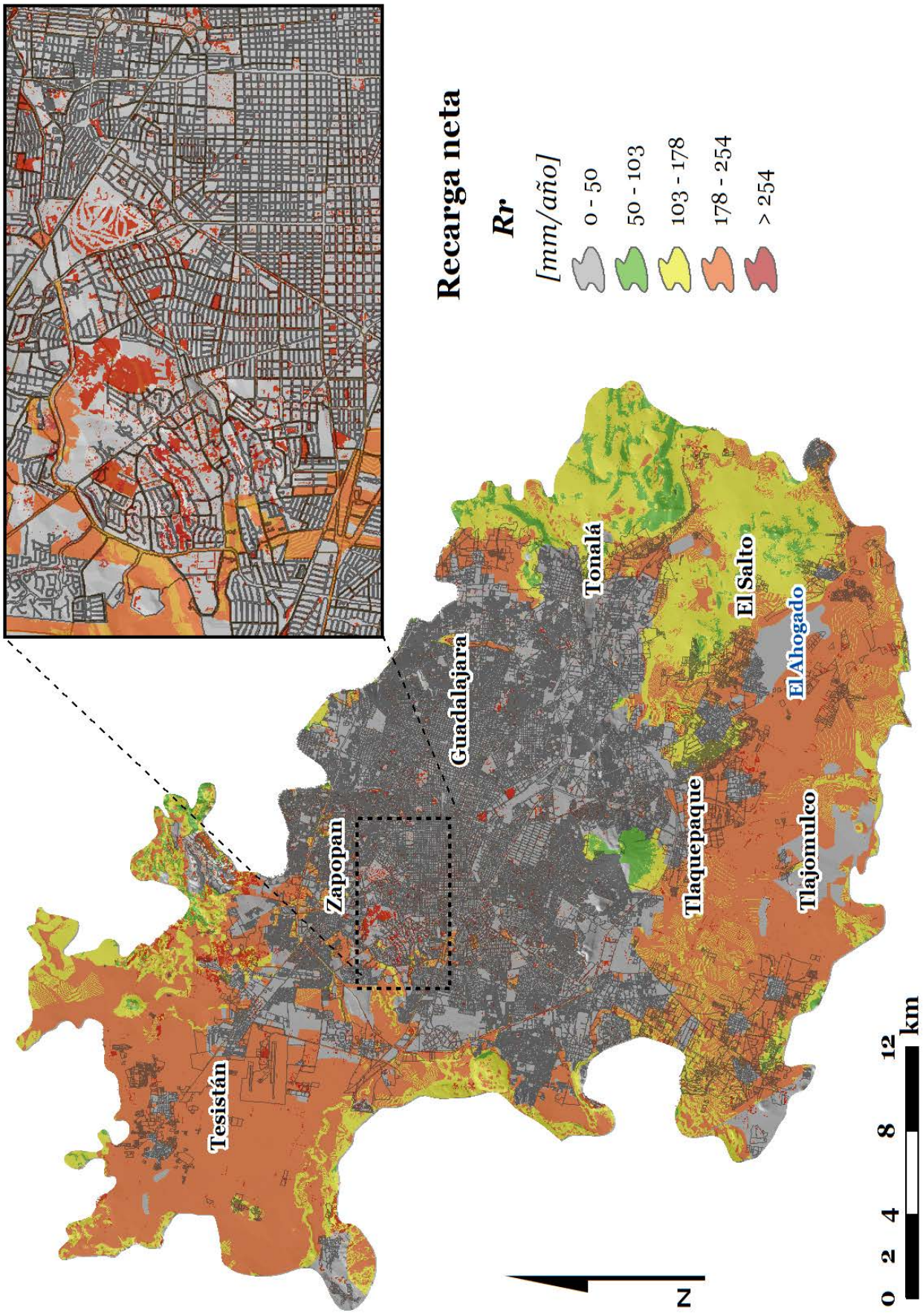


Figura 6.20 Mapa de recarga neta (*Rr*) en el acuífero Atemajac-Toluquilla

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La ecuación 6.3 de la metodología propuesta por Piscopo (2001) ha sido adaptada al área de estudio, al considerar que la infiltración de agua a través de las zonas urbanas asfaltadas es casi nula ($F_{sp} = 0$). No obstante, la capa de zonas verdes urbanas en las que se considera que ocurre la mayor parte de la recarga se ha obtenido mediante ortofotografías áreas del año 1998. Por ello, tras casi dos décadas, dicha superficie puede haber sido modificada considerablemente.

Al igual que otras capas geográficas, el mapa de recarga neta se ha elaborado mediante el algoritmo preparado en *ModelBuilder* (véase figura 2.3A y anexo II). El volumen total de recarga en el acuífero se ha calculado en 131,7 hm^3/año, lo que corresponde a la suma total de las celdas de la capa de la recarga neta, multiplicadas por la superficie que cubren (100 m^2). El valor medio de dichas celdas es de 135 mm/año, y de 223 mm/año en la capa de recarga que no se considera la cobertura de la ciudad.

La recarga neta determinada según la metodología propuesta por Piscopo (2001) ha sido utilizada previamente en climas más áridos (entre 500 y 850 mm/año) que el área de estudio (donde la precipitación media es superior a 900 mm/año). Otra razón para tomarse con cautela los resultados presentados, es que dicho modelo (Ecuación 6.3) es de tipo aditivo (en lugar de que los factores de la ecuación se multipliquen). Con todo, los resultados obtenidos por dicha metodología son muy similares a los registrados mediante balance hídrico (CONAGUA, 2015b). La recarga anual estimada en el sistema acuífero Atemajac-Toluquilla, mediante el método de Piscopo (2001), concuerda con el obtenido por el INEGI (1998), calculado mediante balance hídrico, que es del orden de 130 hm^3. Asimismo, la CEA (2007) estimó, también mediante un balance, una recarga anual por agua lluvia de 139,17 hm^3/año. La CONAGUA (2015) calculó que la recarga neta está en torno a 173 hm^3, entre Atemajac (124,3 hm^3/año) y Toluquilla (49,1 hm^3/año). No obstante, ninguno de los trabajos antes referidos han documentado un mapa con la distribución espacial de la recarga. Por ello, la propuesta de la figura 6.20 puede ser de utilidad para mejorar la calidad de la información de entrada cuando utiliza el método DRASTIC. El factor *R* del método DRASTIC es una de las variables con mayor peso ($w = 5$ en el cuadro 6.2), por eso es importante obtener un mapa más riguroso de la recarga neta. Asimismo, el mapa de recarga neta considera en buena medida los usos del suelo, lo cual interviene en la determinación de la infiltración directa de la lluvia en la capa edáfica, dependiendo de si ésta ha sido removida y cubierta por asfalto, si se realizan actividades de agricultura o si existe vegetación densa.

La mayor parte del sistema acuífero está cubierta por materiales aluviales y volcanoclásticos del Cuaternario (Formación Toba Tala), que constituyen el acuífero superior. Dichos materiales presentan una menor protección al agua subterránea que las rocas a las que cubre

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

(acuífero inferior -Figura 6.7-), i.e. coladas de basaltos, andesitas e ignimbritas del Mioceno-Plioceno. En la figura 6.21 se muestran las capas de información cartográfica correspondientes a las variables consideradas en el método DRASTIC (ecuación 6.2 y cuadro 6.2).

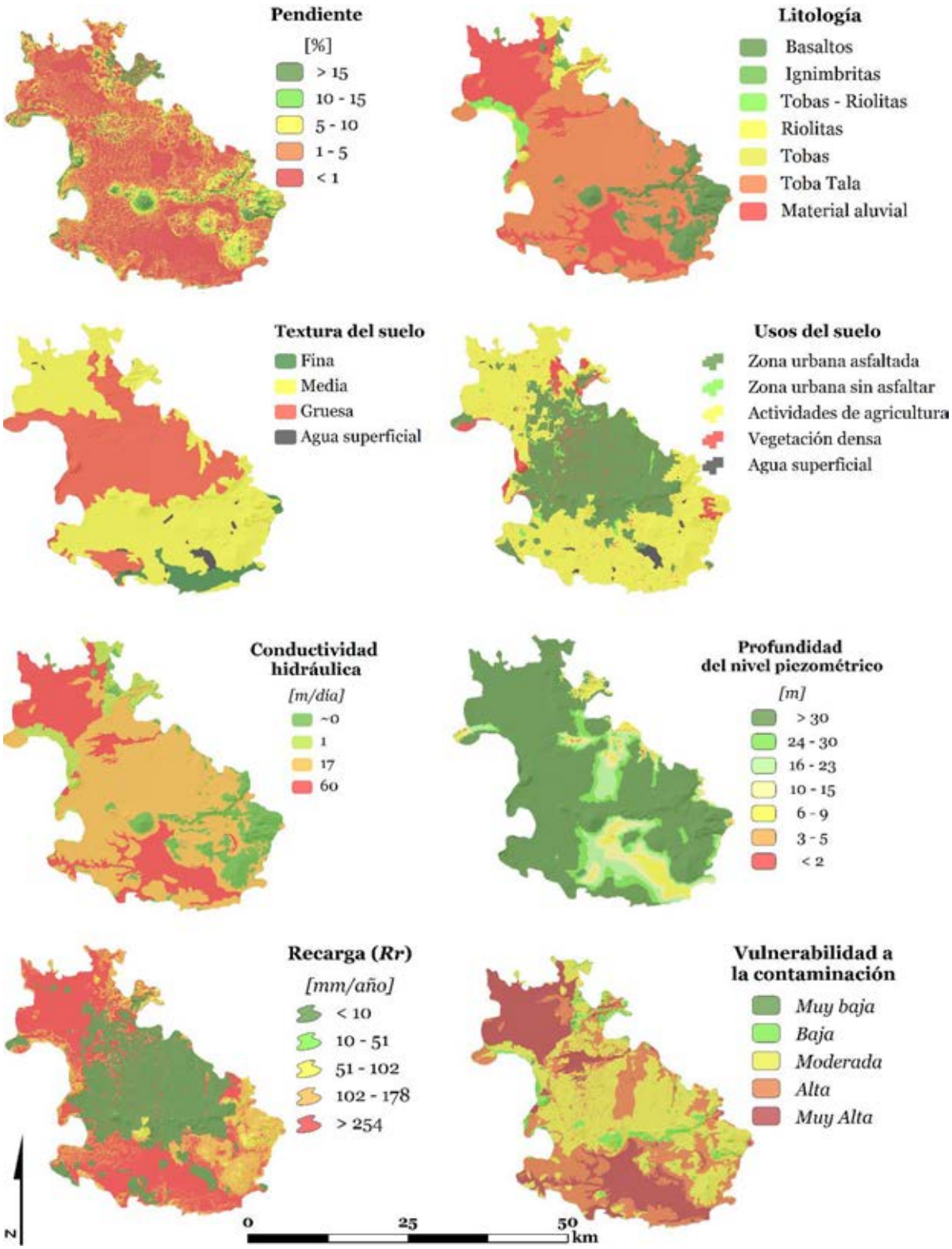


Figura 6.21 Mapas de los factores que intervienen en la evaluación de vulnerabilidad acuífera intrínseca del sistema Atemajac-Toluquilla y del resultado final del método DRASTIC

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

6.4.1.2.3 Mapa de vulnerabilidad a la contaminación del método DRASTIC

En la figura 6.22 se muestra el mapa de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea en el sistema acuífero Atemajac-Toluquilla, elaborado mediante el método DRASTIC.

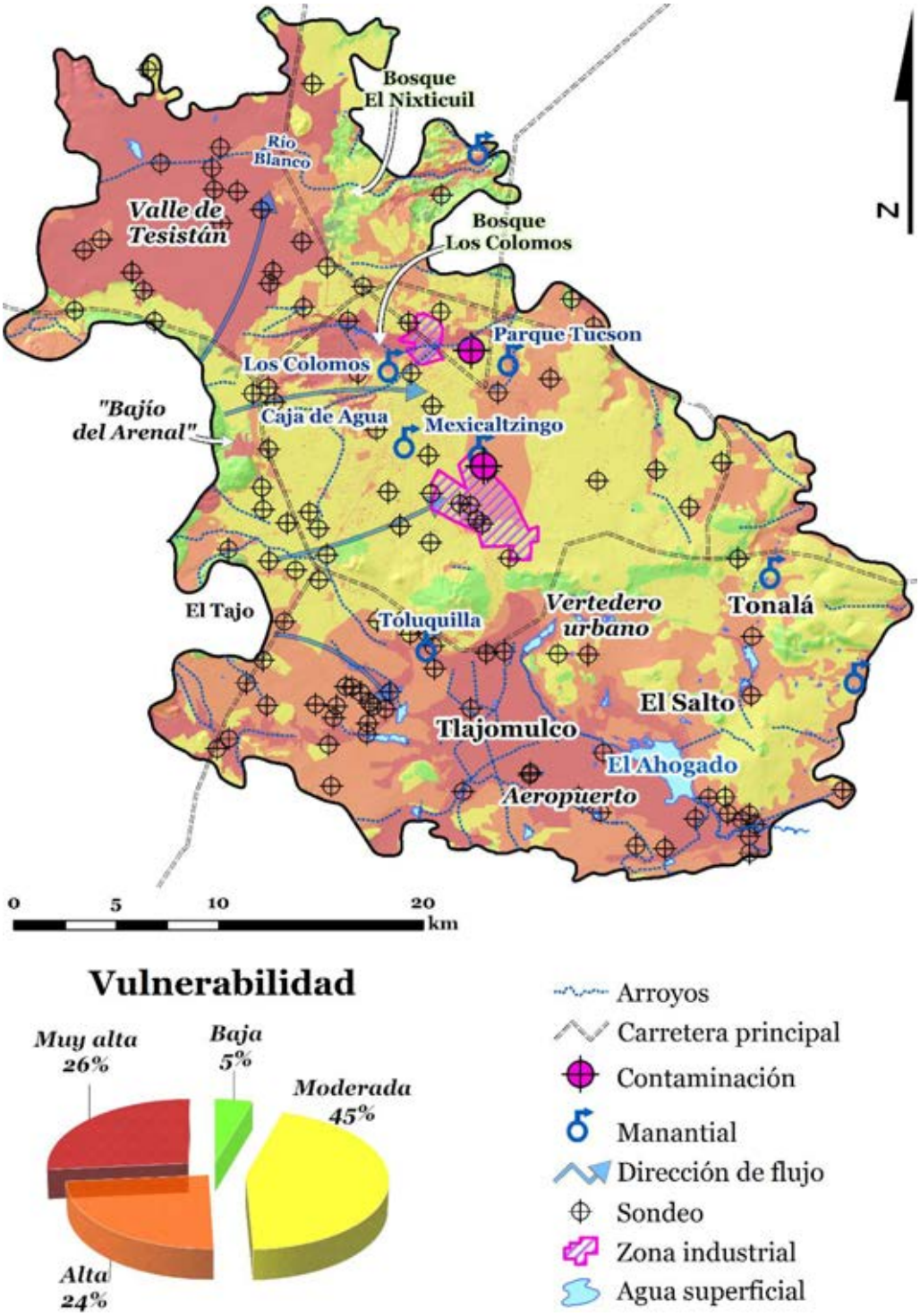


Figura 6.22 Mapa de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea, en el acuífero Atemajac-Toluquilla, obtenido mediante el método DRASTIC

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

La mitad del sistema acuífero (50,4%) presenta una vulnerabilidad *Alta* (233 km²) o *Muy alta* (256 km²). El predominio de dichas clases es atribuible, principalmente, a la escasa protección que ofrecen las capas que cubren el acuífero en las áreas no asfaltadas de la ciudad y en la periferia (Figura 6.22). Los sectores más vulnerables a la contaminación se encuentran donde la tasa de recarga puede superar los 254 mm/año; corresponden a los materiales que presentan mayor permeabilidad (valores altos de las variables *A*, *I* y *S*), y con pendientes topográficas (*T*) poco pronunciadas (Figura 6.20). Además, las zonas que presentan mayor vulnerabilidad son las que están destinadas a las actividades de tipo industrial (de acuerdo con el programa de ordenamiento estatal –SEMADET, 2015a-) y ya se ha detectado que ciertos componentes en el agua subterránea (e.g. sólidos disueltos, NO_3^-. SO_4^{2-}) superan la concentración legal (véase apartado *6.3.7*).

Únicamente pequeñas porciones del sistema hidrogeológico (5%) pertenecen a la clase de vulnerabilidad *Baja* (~45 km²) y el 0,5% del acuífero presenta vulnerabilidad *Muy Baja* (~3 km²). Por su escasa representatividad espacial, esta última clase no ha sido incluida en el gráfico de la figura 6.22.

Cerca del 45% de la superficie del sistema acuífero Atemajac-Toluquilla (~445 km²) presenta vulnerabilidad *Moderada* y buena parte de ésta corresponde a zonas completamente urbanizadas. Dichos sectores se hallan localizados en el sector SE y en la parte central del acuífero, donde afloran las rocas basáltico-andesíticas. Asimismo, las riolitas y tobas volcánicas cercanas a la sierra de La Primavera, con pendientes pronunciadas y baja permeabilidad, también presentan poca susceptibilidad a la contaminación (Figura 6.22).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

6.5 Discusión de los resultados de la cartografía de vulnerabilidad acuífera intrínseca

Evans y Myers (1990) destacaron que una ventaja del modelo DRASTIC es que utiliza un elevado número de capas de entrada y ello limita el impacto de las imprecisiones encontradas de cada una de las siete variables en el mapa final (Rosen, 1994). En este sentido, Merchant (1994) y Piscopo (2001) indicaron que se puede evaluar la vulnerabilidad a la contaminación sin considerar todas las variables de dicha metodología. Sin embargo, Napolitano y Fabbri (1996) realizaron análisis de sensibilidad para evaluar la influencia de los parámetros individuales en la vulnerabilidad, utilizando los métodos DRASTIC y SINTACS, y determinaron que ello no es correcto. Debido a la insuficiencia de información cartográfica, el método DRASTIC no ha sido aplicado a escala de la cuenca del río Santiago.

En el mapa de la figura 6.23 se presentan los sectores del acuífero Atemajac-Toluquilla en los que han identificado partes del acuífero con vulnerabilidad a la contaminación *Moderada, Alta* y *Muy alta*, tanto con el método DRASTIC como con el GOD.

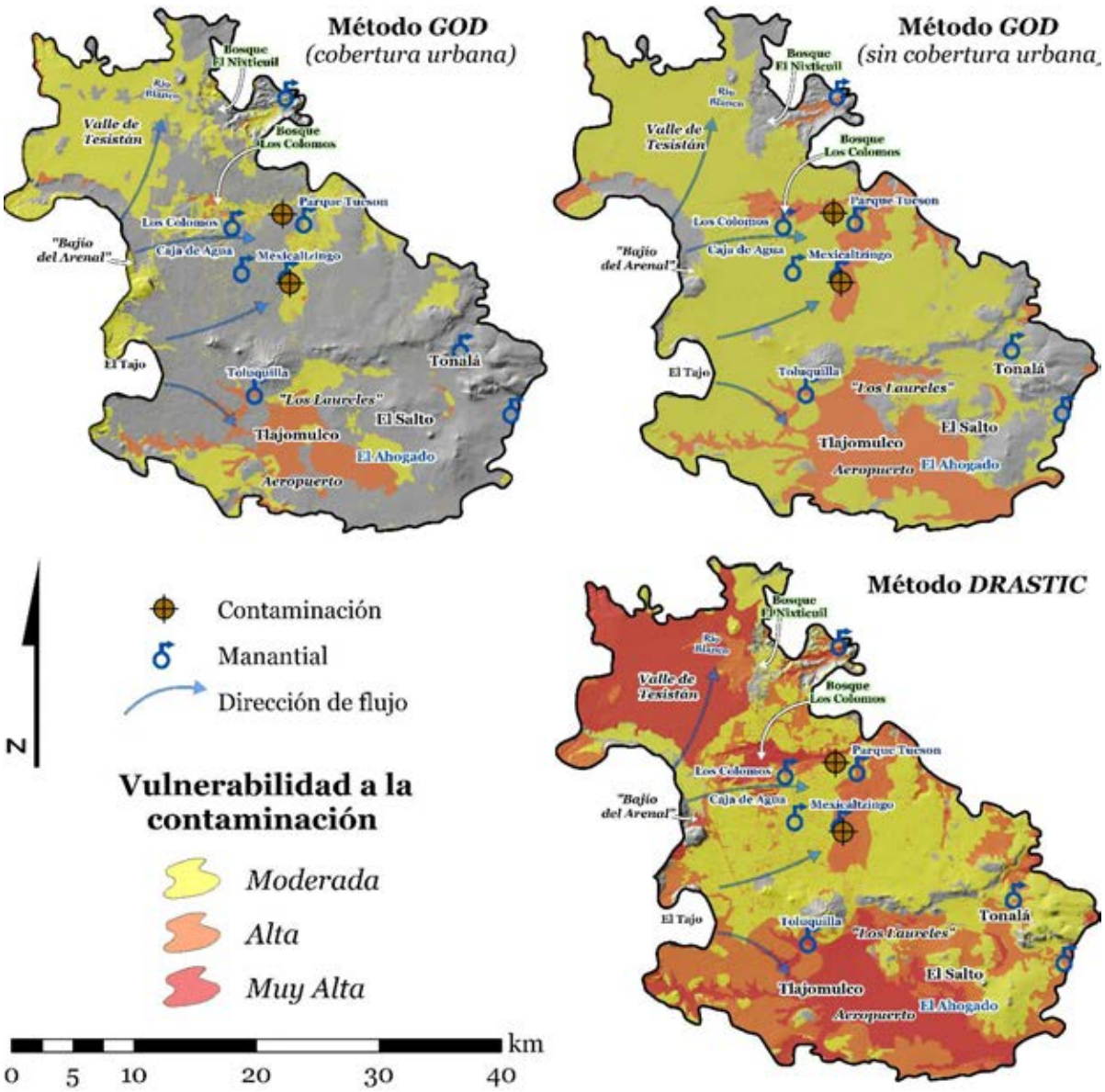


Figura 6.23 Sectores del acuífero Atemajac-Toluquilla que presentan una vulnerabilidad *Moderada*, *Alta* o *Muy alta* a la contaminación de sus aguas subterráneas

En el sistema acuífero Atemajac-Toluquilla se dispone de más información que en los demás sectores de la cuenca, por lo que el índice DRASTIC proporciona un mayor grado de detalle. El método GOD, caracterizado por su flexibilidad, ha permitido establecer dos escenarios (considerando la cobertura urbana o no) y, finalmente, se obtienen resultados distintos al método DRASTIC con ambas perspectivas. No obstante, el funcionamiento del sistema hidrogeológico Atemajac-Toluquilla es complejo y se han hecho escasos trabajos para profundizar en su caracterización hidrogeológica. Por ello, deben realizarse actividades de

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

validación, *in situ*, de los resultados aquí presentados sobre la vulnerabilidad a la contaminación. En general, con objeto de contrastar los mapas aquí presentados, debe mejorar el conocimiento hidrogeológico del sistema acuífero.

Los resultados obtenidos, tanto por el método GOD (bajo cualquier escenario) -Figura 6.18- como por el método DRASTIC (Figuras 6.22 y 6.23), coinciden en que los sectores septentrional y meridional del acuífero Atemajac-Toluquilla (en la periferia de la ciudad de Guadalajara), presentan una vulnerabilidad entre *Moderada* y *Muy alta*. Ello se ha observado concretamente en cuatro zonas: el área de Los Colomos, el municipio de Tlajomulco, en el Valle de Tesistán y en la cuenca endorreica de poca extensión denominada El Bajío del Arenal (Figura 6.23). Dichos sectores representan regiones con cierta susceptibilidad a la contaminación de las aguas subterráneas debido a sus características edafológicas, litológicas y topográficas, así como al hecho de no estar urbanizadas y, por tanto, es donde ocurre la mayor parte de la recarga (Figura 6.20). Por ello, es preciso priorizar la protección de estos sectores ante los vertidos de contaminantes en la superficie.

La información de las capas que han sido obtenidas de la aplicación de los métodos de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos ha sido normalizada, de acuerdo con la ecuación 2.1, con objeto de comparar los resultados obtenidos por los métodos GOD y DRASTIC, de tal forma que los valores de cada capa estuvieran comprendidos entre *0* y *1*. Una vez normalizadas, las capas ráster han sido comparadas a partir de la siguiente expresión:

$$Diferencia\ porcentual = \frac{|\ Metodología\ de\ referencia - Metodología\ a\ evaluar\ |}{Metodología\ de\ referencia} * 100$$

(*Ec. 6.4*)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Si se utiliza como *metodología de referencia* el mapa del método DRASTIC, con respecto al método GOD (*metodología a evaluar*) en el que se considera la cobertura urbana, casi el 96% de la superficie del sistema acuífero presenta resultados diferentes. En contraste, si se compara el mapa final del método DRASTIC con el del método GOD, en el cual no se considera la cobertura urbana, los resultados de ambos mapas coinciden en cerca del 33% de la extensión del sistema hidrogeológico Atemajac-Toluquilla. En general, en el mapa final del método DRASTIC se muestra una mayor vulnerabilidad a la contaminación de dicho sistema acuífero.

Los resultados de los dos diferentes escenarios del método GOD presentan resultados similares en cerca del 32% del sistema acuífero. Dicha región está constituida,

principalmente, por material aluvial del Cuaternario, en el Valle de Atemajac y el área correspondiente al municipio de Tlajomulco.

Como se explica en el apartado *6.2* de la presente memoria, a pesar de que existe cierta discrepancia en el término de vulnerabilidad intrínseca a la contaminación, todos los planteamientos señalan que el concepto se refiere a las características del sistema hidrogeológico *per se*, sin tomar en cuenta el factor antrópico (e.g. los usos del suelo, tasa de sobreexplotación, dependencia de la población o el tipo de contaminante que puede ser vertido).

El crecimiento de las ciudades en la superficie de los acuíferos de la cuenca del río Santiago representa un factor de riesgo importante para la calidad del agua subterránea. En el área de investigación, las actividades industriales más importante se desarrollan en Guadalajara y Aguascalientes (apartado *3.2.3*). Asimismo, los núcleos urbanos se han establecido precisamente en los sectores más vulnerables a la contaminación de dichos recursos: sobre los materiales aluviales del Cuaternario y sobre materiales volcanoclásticos, tales como la Formación Toba Tala (en el caso del acuífero Atemajac-Toluquilla). Las características de permeabilidad alta de estas litologías, que además suelen estar cubiertas por suelo de escaso espesor (e.g. Feozem, regosoles) y textura gruesa, en combinación con la topografía plana, favorecen la infiltración de contaminantes. El agua de lluvia y/o los contaminantes vertidos que caen o fluyen sobre estas rocas, se infiltran de forma relativamente rápida hasta alcanzar la zona saturada del acuífero.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Según los resultados obtenidos, si se considera que la cobertura urbana reduce la recarga del acuífero, la vulnerabilidad también se reduce, aunque los núcleos urbanos representan un evidente factor de riesgo. En el caso del acuífero Atemajac-Toluquilla, la consideración de la cobertura asfáltica como una limitante para la recarga reduce en casi un 30% la vulnerabilidad *Alta*. Sin embargo, dado que las pérdidas de la red de saneamiento de la ciudad de Guadalajara se estiman en un casi 2 hm^3/año (CONAGUA, 2015b; SIAPA, 2016), lo anterior es incorrecto.

Se deberán desarrollar programas para la protección de las zonas más vulnerables a la contaminación de las aguas subterráneas en la cuenca del río Santiago, sobre todo en los acuíferos localizados en sectores con uso urbano del suelo, tales como el sistema acuífero Atemajac-Toluquilla. En dichos programas se ha de prestar especial atención a la calificación de los usos del suelo y al control de la calidad del agua subterránea, mediante campañas de muestreo periódicas y determinaciones analíticas precisas, especialmente de aquellas variables cuya concentración excede los parámetros legales. Asimismo, Mahlknecht *et al.*

(2017) han insistido en la necesidad de conocer las fluctuaciones del nivel piezométrico en el acuífero mediante equipos de registro continuo.

La administración pública ha decretado al bosque urbano de Los Colomos (véase figura 6.10) como una zona de protección de las fuentes de agua (SEMADET, 2015b). De la misma manera, se considera al denominado Bosque El Nixticuil (Gobierno de Jalisco, 2012; Ayuntamiento de Zapopan, 2016). La información hidrogeológica pone de manifiesto que este último sector no constituye una zona de recarga significativa de agua subterránea (véase figura 6.20), debido a su extensión y a sus características litológicas, edafológicas y topográficas. En definitiva, no se considera que el bosque de El Nixticuil presente alta vulnerabilidad intrínseca a la contaminación de las aguas subterráneas, de acuerdo con los mapas elaborados mediante los métodos DRASTIC y GOD (Figura 6.23). Por otra parte, se tienen planificadas actividades industriales en los espacios que presentan mayor vulnerabilidad a la contaminación y donde ya se han detectado problemas de calidad del agua, como por ejemplo, los pozos de para abastecimiento urbano donde se ha encontrado evidencia de contaminación de origen antrópico (Hernández-Antonio *et al.*, 2015; Mahlknecht *et al.*, 2017), en el centro de la ciudad de Guadalajara (véase figura 6.11).

Sahoo *et al.* (2016) elaboraron, mediante el método DRASTIC, mapas de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero aluvial localizado bajo la ciudad de Kanpur (India), que tiene algunas características similares al acuífero Atemajac-Toluquilla. Sin embargo, la capa de recarga neta utilizada por dichos autores la obtuvieron a partir de las fluctuaciones del nivel piezométrico. Además, durante dicha evaluación no consideraron el uso del suelo, la disminución de la recarga por agua de lluvia, la *protección* de la capa asfáltica ante los vertidos y la recarga procedente de las pérdidas de agua destinada al abastecimiento urbano o de conductos de aguas residuales. Al igual que otros tantos trabajos enfocados a evaluar la efectividad del método DRASTIC y a mejorar su precisión (Zhou *et al.*, 1999; Gogu y Dassargues, 2003; Fijani *et al.*, 2013; Pacheco *et al.,* 2014; Neshat *et al.*, 2014; Kazakis y Voudouris, 2015; Bonfanti *et al.*, 2016; Sadat-Noori, 2016; Allouche *et al.*, 2017), Sahoo *et al.* (2016) utilizaron métodos de estadística multivariable para efectuar un análisis de sensibilidad de la metodología. No obstante, dichas investigaciones suelen considerar que los sectores del acuífero más vulnerables a la contaminación están correlacionados, espacialmente, con los valores de mala calidad del agua subterránea medidos en los sondeos. No obstante, lo anterior no necesariamente se cumple. Ello se valora, generalmente, sin tener en cuenta el sentido del flujo del agua subterránea en el acuífero y no se ha encontrado un trabajo de referencia para la evaluación adecuada de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos en un contexto urbano.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Es relativamente sencillo crear un mapa de vulnerabilidad mediante los métodos que se han propuesto durante las últimas décadas. Sin embargo, los resultados obtenidos y la utilidad de dicha cartografía dependerán de la calidad de la información de entrada, como sucede con cualquier tipo de modelización. El método DRASTIC puede ser perfectible, por lo que en los últimos años, se han publicado trabajos enfocados a la mejora y validación de los métodos de evaluación de cartografía de vulnerabilidad intrínseca.

Los algoritmos creados en la presente investigación, mediante las herramientas de programación en la plataforma de SIG, pueden ayudar a reducir el tiempo de producción de las capas finales, dado que ayudan decidir rápidamente cuál es la metodología más adecuada, además de contrastar los resultados obtenidos, según las particularidades del área estudiada. No obstante, con dicha agilización también se corre el riesgo de apresurar la obtención de resultados y podría dejarse a un lado la esencia de la metodología, como suele ocurrir generalmente con las modelizaciones obtenidas de forma semi-automática, sobre todo en la Era Tecnológica que se vive actualmente.

Los métodos paramétricos de evaluación cartográfica de vulnerabilidad a la contaminación pocas veces están exentos de crítica, porque la asignación de valores puede ser inadecuada. Sin embargo, la automatización de algunas tareas permite corregir de forma más rápida las imprecisiones que se hayan cometido durante la puntuación de valores y repetir el procedimiento. En definitiva, la mayor ventaja que ofrecen los algoritmos preparados recae en la facilidad de modificar variables y comparar rápidamente los resultados obtenidos.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Los mapas presentados pueden jugar un papel esencial en la CRS, i.e. una base científica que permita fundamentar la toma de decisiones para la ordenación del territorio, ese debe ser el objetivo principal. Si la planificación hidrológica de la cuenca aspira a ser sustentable, debe ser compatible con la protección de sus aguas subterráneas. La cartografía presentada constituye la primera evaluación de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos, mediante superposición de mapas, que se ha realizado en el área de estudio. Por tanto, puede tomarse como una referencia inicial, que debe ir contrastándose y mejorándose en el tiempo. Para ello es indispensable ir completando la información de entrada, de acuerdo con información hidrogeológica más rigurosa.

Capítulo VII Conclusiones

7.1 Caracterización del medio físico y revisión de los aspectos relacionados con la gestión de los recursos hídricos en la cuenca del río Santiago

Se ha realizado una caracterización del medio físico en el área de estudio y se ha generado cartografía detallada, a partir del análisis de información espacial. Se ha llevado a cabo el análisis de datos temporales y de los trabajos realizados *in situ* en el marco de esta tesis doctoral. Se han creado nuevas capas geográficas, en formato digital, con mayor precisión que las disponibles actualmente. Entre ellas, destaca el mapa litológico (a escala 1:50.000), obtenido a partir del trazado vectorial de mapas impresos, creados mediante técnicas analógicas por la administración pública, así como el Modelo Digital de Terreno con una resolución de 10x10 m, en toda el área de estudio. El SIG compilado durante la presente investigación contiene numerosas variables que han sido tratadas y homogeneizadas para toda la extensión de la cuenca del río Santiago.

Se ha analizado la pluviometría diaria registrada en 154 estaciones meteorológicas, durante el periodo histórico de 44 años (1970-2014). Ello ha puesto de manifiesto que, dentro del área de estudio, se registra mayor precipitación a menor altitud, porque se generan lluvias convectivas debidas a: la combinación de cambios abruptos de topografía, la temperatura atmosférica relativamente alta y la dirección preponderante del viento hacia el E-NE. La precipitación media histórica sobre el área de estudio ha sido calculada en 653 mm; varía entre 1346 mm en la parte baja de la cuenca (en Nayarit) y 452 mm en el sector septentrional (Aguascalientes). En la ciudad de Guadalajara (estado de Jalisco), la precipitación media es de 997 mm. El año más seco del periodo histórico ha sido 2011 (391 mm), 1992 ha sido es el más húmedo (831 mm) y 1975 (618 mm) representa un buen ejemplo de año medio.

El análisis de los datos registrados en las estaciones meteorológicas e hidrométricas del área de estudio ha permitido constatar deficiencias en la información y una distribución poco uniforme de los equipos de registro a lo largo de la cuenca. En la elaboración de los mapas de isoyetas se ha tenido en cuenta sólo el 55% de los datos meteorológicos proporcionados por el Servicio Meteorológico Nacional, mientras que en el análisis preliminar de las series de caudales de los principales ríos, únicamente se ha utilizado la información del 15% de las estaciones hidrométricas controladas por el Banco Nacional de Aguas Superficiales. Ello, junto con el régimen influenciado de los ríos debido a los numerosos embalses construidos, ha impedido efectuar un estudio climático e hidrológico más detallado.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Existen pocos trabajos de hidrogeología a escala del área de investigación, que permitan conocer el funcionamiento de sus acuíferos. Las fuentes consultadas utilizan la cartografía geológica a escala 1.250.000, en el mejor de los casos. Además, se han identificado algunas carencias en la gestión del agua subterránea: la delimitación de las unidades administrativas, falta de control sobre el número de captaciones o del nivel piezométrico de los acuíferos. Ello ha reflejado la necesidad de incorporar trabajos de carácter científico para determinar la disponibilidad de recursos hídricos subterráneos y proponer medidas para su protección. En el marco de esta tesis doctoral, se ha propuesto una delimitación de 29 acuíferos en el área de investigación, a partir de diversos criterios: la división administrativa utilizada actualmente en la cuenca, descripción de los mapas hidrogeológicos, cartografía geológica (a escala 1:50.000) y sondeos inventariados por las instituciones públicas. Dicha propuesta preliminar pretende servir como punto de partida para mejorar la gestión y estudio de las aguas subterráneas en el área de investigación, con un enfoque más hidrogeológico (centrado en la disponibilidad del agua subterránea), aunque tendría que contrastarse, y en su caso mejorarse en investigaciones futuras. Ello permitiría avanzar en las estrategias de protección de dichas fuentes de agua, que proporcionan cerca de la mitad de las necesidades para abastecimiento de la población.

La distribución irregular de los recursos hídricos en la cuenca del río Santiago es fruto de la gran diversidad de las características del medio físico. Sin embargo, las particularidades demográficas (7,5 millones de habitantes concentrados en las zonas urbanas con baja disponibilidad), así como las deficiencias en la planificación y gobernanza de los recursos hídricos, juegan un papel esencial en los problemas de escasez de agua y de la mala calidad química y ecológica ocasionada por los vertidos de contaminantes. Buena parte de la planificación de los recursos hídricos está basada en la construcción de infraestructuras y proyectos de trasvase. Así, el desarrollo económico que se produce en sectores concretos de la cuenca, se lleva a cabo a expensas del deterioro de los sistemas hidrológicos y de las condiciones adversas en las que vive una parte de la población.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

En los trabajos previos consultados se ha presentado un diagnóstico preliminar de los problemas existentes en el área de estudio, expuestos a lo largo de la tesis doctoral, en términos de la gestión integral de los recursos hídricos. Sin embargo, se constata una necesidad de profundizar en la interpretación de la información disponible y, en la medida de lo posible, que sea acompañada de acciones definidas para atajar las deficiencias. El camino a seguir para establecer una gobernanza y gestión del agua apunta a recuperar el soporte de las decisiones mediante criterios con rigor científico y no únicamente basadas en los planes de carácter económico, jurídico y/o político. La información tratada en la presente caracterización puede ser aprovechada para proponer una gestión y planificación hidrológica

más adecuadas en la cuenca del río Santiago que, con el tiempo, puedan extenderse al ámbito nacional.

7.2 Calidad del agua en el río Santiago

Se ha presentado una caracterización de la calidad del agua del río Santiago y una descripción general de la dinámica de los contaminantes encontrados. Para ello, se ha utilizado una cantidad significativa de información proveniente de la Comisión Estatal del Agua (CEA) del estado de Jalisco y de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), que ha sido contrastada con los datos recogidos en campo (de manera puntual) para la presente investigación. No obstante, dada la escasa representatividad del muestreo efectuado en el marco de esta tesis, únicamente puede considerarse como una referencia para verificar parte de la información existente.

La combinación de técnicas de estadística multivariable y de geoestadística (e.g. ACP, correlación *run&rank*) ha sido de utilidad para tratar e interpretar la abundante información sobre la calidad del agua del río Santiago. Dichas herramientas han permitido deducir la afinidad entre múltiples variables medidas, con objeto de elegir las que ofrecen información más importante para la caracterización de la calidad del agua. Además, a partir del tratamiento estadístico se han identificado las tendencias de los componentes del agua, a lo largo del río y durante el periodo de muestreo. Se han reconocido los dos tipos de fuentes principales de contaminación que descargan al río Santiago: vertidos de aguas residuales urbanas y, en menor medida, aguas residuales industriales. La mayor parte de la contaminación de las aguas del río Santiago se produce en la parte alta de la cuenca, sobre todo en el área cercana a la ciudad de Guadalajara. Los principales focos de contaminación identificados se localizan cerca del lago de Chapala (Ocotlán, Jalisco), aguas abajo del arroyo de El Ahogado y aguas abajo del municipio de Guadalajara.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

El control periódico llevado a cabo por la CEA y la CONAGUA incluye numerosas variables de calidad del agua. Sin embargo, se limita básicamente a determinar los parámetros contemplados por la normativa, sin realizar un análisis y tratamiento de la información que repercuta en la toma de decisiones para optimizar la gestión y la protección de la calidad del agua.

El análisis de la información realizado en el marco de la presente tesis doctoral permite resaltar la capacidad de atenuación natural del río Santiago, que puede ser debido a distintos factores: dilución de contaminantes por la entrada de afluentes y descarga de manantiales con agua de mejor calidad, la configuración de la cuenca hidrográfica y el aumento de la

precipitación hacia su parte baja, donde además existe poco impacto de las actividades antrópicas. A lo largo del río Santiago se produce una disminución sistemática de numerosos componentes del agua indicadores de contaminación. No obstante, es muy posible que los contaminantes más persistentes se hallen retenidos en los sedimentos de los embalses del río Santiago. Este aspecto deberá ser investigado en el futuro. Las consecuencias negativas por la construcción de embalses en grandes ríos han sido ampliamente estudiadas por la comunidad científica; sin embargo, en este caso particular, es posible que las presas estén jugando un papel importante en la mejora de los indicadores de la calidad del agua, hasta presentar valores aceptables en la zona baja de la cuenca. La capacidad de atenuación de la contaminación aquí descrita no debe llevar a la propuesta de que la resiliencia del río Santiago se encargue de atenuar los problemas encontrados. Antes al contrario, debe tomarse como una oportunidad para poner en marcha medidas que permitan recuperar el equilibrio de sus ecosistemas.

7.3 Propuesta metodológica para la predicción de variables de calidad del agua del río Santiago en tramos no muestreados

Se ha presentado un enfoque metodológico para la predicción de variables de calidad del agua en el río Santiago. De acuerdo con los resultados obtenidos de la validación cruzada que se ha realizado en el capítulo V, la técnica geoestadística de *Top-kriging* (TK), que ha sido adaptada en el marco de esta tesis doctoral, ofrece una predicción de la calidad del agua más precisa que otras técnicas, más incluso que el krigeage ordinario (OK), para estimar numerosas variables medidas en el río Santiago, a pesar de que el método OK es el más utilizado por la comunidad científica. Dicha mejora ha resultado particularmente notable para el caso de variables relacionadas con vertidos de aguas residuales.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Los modelos que explican mejor los cambios en la dinámica de la calidad de agua en ríos, y por tanto los más adecuados para interpolar mediante técnicas geoestadísticas los valores observados, son los que involucran algoritmos de regresión espacial con respecto a los focos de contaminación. Son, sobre todo, los que consideran la superficie de la cuenca hidrográfica como *área de soporte*, cuyo punto de drenaje está representado por la localización de la estación de muestreo, y las cuencas que se hallan imbricadas en otras de mayor tamaño, de forma sucesiva, hacia aguas abajo. El TK, utilizado para interpolar los datos de calidad del agua en el río Santiago, y su combinación con los estimadores de regresión (tales como *regression topological krigging* RTK) han resultado tener la mejor precisión para estimar las variables más comunes. Con TK y RTK se consiguen mejores resultados que con los métodos

comúnmente utilizados, como OK, regresión lineal simple o krigeage con deriva externa (OKED).

El enfoque propuesto puede ser aplicado de manera efectiva en cuencas similares a la del río Santiago, en las cuales exista un gran sistema fluvial, con información topográfica detallada y los focos de contaminación identificados. Según los resultados obtenidos, la situación de los focos de contaminación (como una deriva externa) no parece tener una repercusión tan importante como el tamaño de la cuenca vertiente al punto de muestreo, en la mayor parte de las variables. Por ello, la incorporación del tamaño de las cuencas hidrográficas en cada punto de control, así como la utilización de técnicas de regresión espacial, con respecto a los focos de vertidos, han resultado ser más influyentes en la comprensión de la dinámica de las variables de calidad del agua a lo largo del río Santiago. En consecuencia, para mejorar la gestión de la calidad del agua en la CRS, se sugiere aprovechar todo lo posible la información recogida periódicamente, teniendo en cuenta la correlación espacial entre las áreas de las cuencas vertientes y las variables de calidad medidas.

Existe una creciente necesidad de analizar adecuadamente la información de calidad del agua disponible en las cuencas hidrográficas. Dicho análisis puede mejorar considerablemente si se tratan los datos medidos de forma habitual, con ayuda de métodos de interpolación apropiados para inferir la información faltante. Ello puede suponer una herramienta de especial utilidad en las estrategias de control y vigilancia del cumplimiento de la legislación aplicable, especialmente durante el diseño y planificación de las campañas de muestreo. Las estaciones de control, definidas por la administración pública, posiblemente han sido elegidas en función de su cercanía con las vías de comunicación terrestre (i.e. cerca de caminos, embalses o puentes) y no necesariamente de acuerdo con las zonas de mayor interés para el control de la calidad del agua. Por lo tanto, el análisis expuesto puede servir para relocalizar las estaciones de muestreo. Deben aumentarse los puntos de muestreo, particularmente en los tramos que presentan mayor incertidumbre en las predicciones.

No obstante, los diferentes contextos hidrológicos siempre serán un impedimento para que existan soluciones globales. La efectividad de cualquier modelización para el control de la calidad del agua dependerá de la disponibilidad y calidad de datos medidos, del tipo de variables estudiadas, así como de las características naturales y de la presión antrópica en el área estudiada.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

7.4 Cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos en la cuenca del río Santiago y medidas para la protección de sus aguas subterráneas

Se han generado los primeros mapas de vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas en la cuenca del río Santiago utilizando dos métodos paramétricos: DRASTIC y GOD. Dado que los dos métodos utilizan diferente número de parámetros y puntuaciones, se obtuvieron resultados ligeramente distintos, aunque ambos métodos han sido implementados con datos cartográficos provenientes de las mismas fuentes de información y los ha aplicado la misma persona. Para ello, en el marco de esta tesis doctoral se han programado distintos algoritmos en la plataforma de SIG que permiten reducir el tiempo de producción de las capas finales y pueden ser reproducidos para aplicarse en cualquier otra región, mediante la información de entrada adecuada.

El método GOD ha resultado ser el más viable para elaborar la cartografía de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea a escala de toda la cuenca del río Santiago, dado que la disponibilidad de datos es limitada. Sin embargo, dicho método prescinde de variables consideradas importantes, tales como el tipo de suelo, la distribución espacial de la recarga o la topografía. Cabe destacar que los sectores más vulnerables a la contaminación se encuentran, en su totalidad, dentro de los polígonos de la delimitación de acuíferos propuesta. En general, la mayor parte de la cuenca presenta baja vulnerabilidad a la contaminación, dado el predominio de rocas volcánicas de baja permeabilidad. Sin embargo, las zonas identificadas con mayor vulnerabilidad a la contaminación se encuentran bajo los núcleos urbanos densamente poblados.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Para llevar a cabo la cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos es necesario disponer de capas de información (e.g. litológica, edafológica e hidrogeológica) detallada, a partir de la delimitación precisa de los materiales acuíferos. Ello permite concentrar eficazmente los esfuerzos en la interpretación de los resultados y tomar decisiones bien encauzadas a partir de éstos. Siempre debe tenerse en cuenta que la cartografía final es una generalización, una aproximación con la incertidumbre inherente a los datos y a los modelos en los que está basada. Para obtener mejores mapas, se considera fundamental que la metodología elegida sea aplicada utilizando información precisa, correctamente puntuada y que provenga del adecuado conocimiento hidrogeológico del acuífero.

La vulnerabilidad intrínseca de un acuífero, por definición, se refiere a las características naturales del sistema hidrogeológico. Los métodos de cartografía de vulnerabilidad, hasta

ahora, no han sido desarrollados para ser aplicados en sistemas hidrogeológicos bajo grandes ciudades. Por lo tanto, es necesario desarrollar metodologías especializadas en tales circunstancias, e incorporar variables que representen factores antrópicos, tales como los usos del suelo, grado de sobreexplotación del acuífero y dependencia de la población a dicha fuente de agua.

La cartografía presentada debe considerarse como una propuesta, para contrastar y mejorar con el tiempo, con miras a convertirse en instrumento de bajo coste para agilizar las medidas correctivas, enfocadas a vigilar el cumplimiento de la legislación en los sectores identificados como más susceptibles a la contaminación. La utilización de información más detallada y rigurosa, además de la mejora del conocimiento del acuífero, son factores decisivos para optimizar los resultados proporcionados por estos mapas, de cara a la gestión y planificación hidrogeológica en la cuenca del río Santiago.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

"*Saber no es suficiente, debe aplicarse.*
No basta tener disposición, hay que actuar"
(Johann Wolfgang Goethe)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Recomendaciones

Para establecer una gobernanza y gestión integrada de los recursos hídricos en la cuenca del río Santiago, se debe plantear un sistema de soporte para la toma de decisiones mediante criterios con rigor científico. Para ello es necesario la colaboración de todas las partes interesadas (e.g. organismos públicos de gestión de recursos hídricos y protección de zonas naturales, centros de investigación y universidades, sociedad civil organizada, etc.) en el desarrollo de futuras líneas de investigación. Es necesario profundizar en la interpretación de la información disponible y, en la medida de lo posible, que sea acompañada de acciones concretas para atajar las deficiencias descritas a lo largo de la presente tesis doctoral. Se destacan las siguientes sugerencias:

- Corregir las deficiencias identificadas en las estaciones meteorológicas e hidrométricas del área de estudio, en cuanto a los errores y lagunas de información, así como conseguir una distribución más representativa de dichos dispositivos a lo largo de la cuenca.

- Reforzar las medidas de vigilancia de la legislación aplicable, en materia de extracción de agua potable, vertidos de aguas residuales y ordenación territorial.

- Considerar otras variables importantes sobre calidad del agua (e.g. Mg^{+}, CO_3^{-2}, HCO_3-, Ca^{+}, K^{+}, Cr[*VI*], Se, Sb, Tl, Cs, V, Br^{-}, U, CFCs, compuestos orgánicos volátiles, organoclorados, contaminantes emergentes, etc.) que no se controlan actualmente, con objeto de mejorar la caracterización del río Santiago y sus tributarios, así como en las aguas subterráneas. Además, se recomienda dejar de medir algunas variables, dada su redundancia (e.g. aquellas relacionadas con la mineralización de las aguas y ciertos metales disueltos en el agua) o su carencia de significado práctico para la evaluación (e.g. coliformes totales, sustancias activas al azul de metileno, grasas y aceites).

- Procesar adecuadamente los datos hidroquímicos disponibles y mejorar su aprovechamiento mediante la aplicación razonable de métodos de interpolación, basados en Gestoestadística, con objeto de inferir la calidad del agua en tramos no muestreados y perfeccionar así las estrategias de control.

- Desarrollar estudios de salud pública en las poblaciones cercanas a los focos de vertidos contaminantes, relacionados con los problemas de calidad del agua superficial y subterránea identificados.

- Llevar a cabo una investigación detallada sobre la concentración de contaminantes retenidos en los sedimentos de los embalses del río Santiago.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

- Incrementar la toma de datos *in situ* en la parte alta de la cuenca, donde se localizan los focos de contaminación, donde la mayoría de las variables de calidad del agua estimadas presentan una mayor incertidumbre de predicción y donde existe menor disponibilidad de recursos hídricos.

- Mejorar la eficiencia de las redes de abastecimiento urbano y, en segundo término, impulsar estrategias para la optimización de los sistemas de riego y las dosis de abonado en las zonas de agricultura, sobre todo en el sector oriental de la cuenca del río Santiago, así como impulsar la instalación de sistemas de aprovechamiento de aguas pluviales.

- Utilizar la delimitación de los 29 acuíferos en la cuenca del río Santiago, propuesta en el marco de esta tesis doctoral, para la caracterización de los sistemas hidrogeológicos (e.g. disponibilidad, establecimiento de zonas de mayor vulnerabilidad y perímetros de protección, control de la calidad del agua, modelización, etc.). Se debe profundizar en el conocimiento de estos acuíferos mediante técnicas hidrogeológicas de campo y laboratorio.

- Recabar información de ensayos de bombeo representativos de los acuíferos en la cuenca del río Santiago, así como llevar a cabo pruebas de trazadores (naturales y artificiales), en combinación con técnicas de SIG, que permitan profundizar en el conocimiento de las propiedades y funcionamiento del medio hidrogeológico.

- Contar con un inventario actualizado de las fuentes potenciales de contaminación de los recursos hídricos, sobre todo en las zonas urbanas del área de estudio, donde se han identificado los sectores más vulnerables a los vertidos contaminantes así como la menor disponibilidad de agua y sobreexplotación de acuíferos, que han derivado en problemas de calidad, subsidencias y extinción de numerosos manantiales.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

- Medición continua (o al menos durante los períodos de aguas altas y bajas) de los niveles piezométricos de los acuíferos y de distintas variables hidrogeoquímicas, mediante la instalación de una red de piezómetros. Se debe prestar especial atención a la alimentación del modelo conceptual del funcionamiento hidrogeológico, a partir de los componentes químicos identificados que superan los estándares legales.

- Según los resultados de los mapas de vulnerabilidad a la contaminación en la Ciudad de Guadalajara, es pertinente proteger el sector septentrional del acuífero y en la cuenca endorreica del área denominada El Bajío del Arenal, localizada en el sector occidental del sistema hidrogeológico, así como la parte sur de éste (municipios de Tlajomulco y El Salto), que están constituidos por materiales aluviales cuaternarios. Conviene priorizar la protección de dichos sectores, donde ocurre la mayor parte de la recarga, dado que están comprendidos por materiales de mayor permeabilidad y no han sido completamente urbanizados.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Referencias

"He logrado ver más lejos porque he subido a hombros de gigantes"
(Bernard De Chartres; Isaac Newton)

Aboites L, Cifuentes E, Jiménez-Cisneros B, Torregrosa ML (2008). Agenda Nacional del agua. Primera edición. Academia Mexicana de Ciencias. 60 pp.

Academia Mexicana de Ciencias (AMC), Comisión Nacional del Agua –CONAGUA- (2010). El Agua en México: Cauces y encauces. Jiménez-Cisneros B, Torregrosa ML, Aboites A (editores). Ciudad de México. 702 pp.

Aco-Palestina A (2003). Fisiografía y evolución de la planicie costera del delta del río Grande de Santiago, Nayarit, México. Tesina de Licenciatura en Ingeniería Geológica. Escuela de Ingeniería y Arquitectura. Instituto Politécnico Nacional. Ciudad de México. 70 pp.

Adams B, Foster SSD (1992). Land surface zoning for groundwater protection. Water and Environment Journal, 6 (4): 312-320.

Addinsoft (2004). XL-STAT v7.5.2. Software especializado en análisis estadístico (Fecha de acceso 05/02/2014). <https://www.xlstat.com/>

Aguilar-Robledo M, Mejía J, Alfaro C, Razo I, Muñoz C (2014). Explosión en Guadalajara, 1992. Memorias de los seminarios multidisciplinarios de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí. 38 pp.

Aguirre-Díaz GJ, Labarthe-Hernández, G (2003). Fissure ignimbrites: Fissure-source origin for voluminous ignimbrites of the Sierra Madre Occidental and its relationship with Basin and Range faulting. Geology, 31: 773–776.

Ajayi SO, Osibanjo O (1984). Self-purification constants for a Nigerian stream. Water Research, 18: 505-506.

Al-Adamat RAN, Foster ID, Baban SNJ (2003). Groundwater vulnerability and risk mapping for the Basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, Remote sensing and DRASTIC. Applied Geography, 23: 303–324.

Alatorre-Zamora MA, Campos-Enríquez JO (1991). La Primavera caldera (Mexico): Structure inferred from gravity and hydrogeological considerations. Geophysics, 56: 992-1002.

Albinet M, Margat J (1971). Cartographie de la vulnerabilité a la pollution desnappes d'eau souterraine. Bulletin BRGM, 3 (4): 13–22.

Alcocer J, Bernal-Brooks FW (2010). Limnology in Mexico. Hydrobiologia, 644: 15–68.

Alcocer J, Escobar E (1996). Limnological regionalization of Mexico. Lakes & Reservoirs: Research and Management, 2: 55-69.

Allan JF (1986). Geology of the Colima and Zacoalco grabens, southwest Mexico: Late Cenozoic rifting in the Mexican Volcanic Belt. Geological Society of America Bulletin, 97 (4): 473-485.

Allan JF, Nelson SA, Luhr JF, Carmichael ISE, Wopat M, Wallace PJ (1991). Pliocene-recent rifting in SW Mexico and associated volcanism: an exotic terrain in the making. En: Dauphin JP, Simoneit BRT (editores). The Gulf and Peninsular Province of the Californias. 425-445.

Allen DY (2014). Alexander von Humboldt and the Mapping of Mexico. E-Parametron, 9 (2): 78–96.

Aller L, Bennett T, Lehr JH, Petty RJ, Hackett G (1987). DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings. US Environment Protection Agency, Ada, Oklahoma, USEPA/60012-87/035. 641 pp.

Allouche N, Maanan M, Gontara M, Rollo N, Jmal I, Bouri S (2017). A global risk approach to assessing groundwater vulnerability. Environmental Modelling & Software, 88: 168 – 182.

Altenburger R, Ait-Aissa S, Antczak P, Backhaus T, Barceló D, Seiler TB, Brion F, Busch W, Chipman K, López de Alda M, *et al.* (2015). Future water quality monitoring — adapting tools to deal with mixtures of pollutants in water resource management. Science of the Total Environment, 512-513: 540-551.

Alva-Valdivia LM, Goguitchaichvili A, Ferrari L, Rosas-Elguera J, Urrutia-Fucugauchi J, Zamorano-Orozco JJ (2000). Paleomagnetic data from the Trans-Mexican Volcanic Belt: implication for tectonics and volcanic stratigraphy. Earth, Planets and Space, 52 (7): 467–478.

Alvarado A, Esteller MV, Quentin E, Expósito JL (2016). Multi-Criteria Decision Analysis and GIS Approach for Prioritization of Drinking Water Utilities Protection Based on their Vulnerability to Contamination. Water Resources Management, 30 (4): 1549–1566.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Álvarez MD (2016). El ocio y la cultura ambiental en áreas naturales de Guadalajara: el bosque de La Primavera y la barranca del río Santiago. Tesis doctoral. Centro de Investigaciones y Estudios Superiores de Antropología Social. Guadalajara, México. 265 pp.

Álvarez-Cabria M, Barquín J, Peñas FJ (2016). Modelling the spatial and seasonal variability of water quality for entire river networks: Relationships with natural and anthropogenic factors. Science of the Total Environment, 545–546: 152–162.

Anderson J, Gosk J (1987). Applicability of vulnerability maps. En Van Duijvenbooden W, Van Waegeningh HG (editores.). Vulnerability of soil and groundwater to pollulants. Proceedings and information nº 38, TNO Committee on hydrological research. La Haya, Píses Bajos. 321-332.

Andersson N, Morales A (1992). Mexico: Disaster in Guadalajara. The Lancet, 339: 1103.

Andreo B (2004). Cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos. En: Fernández Ruiz L, Fernández-Sánchez JA, López-Geta JA (editores). Protección de las aguas subterráneas frente a los vertidos directos e indirectos. IGME, Madrid. 55-78.

Andreo B, Goldscheider N, Vadillo I, Vías JM, Neukum C, Brechenmacher J, Carrasco F, Hötzl H, Jiménez P, Perles MJ, Sinreich M (2004). Applications: Sierra de Líbar, Southern Spain. En F. Zwahlen (ed): Vulnerability and Risk Mapping for the Protection of Carbonate (Karst) Aquifers. Informe final de la Acción COST 620, EUR 20912, European Commission, Directorate General for Research, Luxembourg. 183-200.

Andreo B, Goldscheider N, Vadillo I, Vías JM, Neukum C, Sinreich M, Jiménez P, Brechenmacher J, Carrasco F, Hötzl H, *et al.* (2006). Karst groundwater protection: First application of a Pan-European approach to vulnerability, hazard and risk mapping in the Sierra de Líbar (Southern Spain). Science of the Total Environment, 357: 54– 73.

Andreo B, Ravbar N, Vías JM (2009). Source vulnerability mapping in carbonate (karst) aquifers by extension of the COP method: application to pilot sites. Hydrogeology Journal, 17 (3): 749–758.

Andreo B, Vías JM, Durán JJ, Jiménez P, López-Geta JA, Carrasco F (2008). Methodology for groundwater recharge assessment in carbonate aquifers: application to pilot sites in southern Spain. Hydrogeology Journal, 16: 911–925.

Ani E, Hutchins M, Kraslawski C, Agachi P (2011). Mathematical model to identify nitrogen variability in large rivers. River Research and Applications, 27 (10): 1216–1236.

Aranda-Gómez, JJ (1989). Geología Preliminar del Graben de Aguascalientes. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Revista del Instituto de Geología, 8 (1): 22-32.

Arellano-Aguilar O, Ortega L, Gesundheit P (2012). Estudio de la contaminación en la cuenca del río Santiago y la salud pública en la región. UCCS – Greenpeace. 20 pp.

ARIA (2007). Explosion of hydrocarbons in an urban sewerage network April 22nd 1992 Guadalajara Mexico. Ministry in charge of the environment. Informe No. 3543. 4 pp.

Arrojo P (2006). El reto ético de la nueva cultura del agua. Editorial Paidós. Barcelona. 173 pp.

Arrojo P (2012). Prólogo. En: Ochoa H, Bürkner HJ (coordinadores). Gobernanza y gestión del agua en el occidente de México: la metrópoli de Guadalajara. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Occidente (ITESO). 9-14.

Astel A, Tsakovski S, Barbieri P, Simeonov V (2007). Comparison of self-organizing maps classification approach with cluster and principal components analysis for large environmental data sets. Water Reasearch, 41: 4566–4578.

Ávila-Pérez P, Balcázar UM, Zarazúa-Ortega G, Barceló-Quintal I, Díaz-Delgado C (1999). Heavy metal concentrations in water and bottom sediments of a Mexican reservoir. Science of the Total Environment, 234: 185-196.

Ayuntamiento de Zapopan (2016). Reglamento del Comité Técnico del Área de Protección Hidrológica del Municipio de Zapopan (Jalisco): Bosque-El Nixticuil-San Esteban-El Diente (BENSEDI). 12 pp.

Babiker IS, Mohamed MAA, Hiyama T, Kato K (2005). A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan. Science of the Total Environment, 345: 127–140.

Bachmat Y, Collins M (1987). Mapping to assess groundwater vulnerability to pollution. En: Van Duijvenbooden W, Van Waegeningh HG (editores). Vulnerability of soil and groundwater to pollulants. Proceedings and information No. 38, TNO Committee on hydrological research. La Haya, Países Bajos. 297-307.

Bakker K (2010). Privatizing water: governance failure and the world's urban water crisis. Cornell University Press. Nueva York, Estados Unidos. 319 pp.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Balderas-Torres A (2012). "Yes In My Backyard': Market based mechanisms for forest conservation and climate change mitigation in La Primavera, Mexico. Tesis Doctoral. Universidad de Twente. Países Bajos. 272 pp.

Balderas-Torres A, Ontiveros R, Skutsch M, Lovett JC (2013). Potential for climate change mitigation in Degraded Forests: A study from La Primavera, Mexico. Forests, 4: 1032-1054.

Balderas-Torres A, MacMillan DC, Skutsch M, Lovett JC (2015). 'Yes-in-my-backyard': Spatial differences in the valuation of forest services and local co-benefits for carbon markets in México. Ecological Economics, 109: 130-141.

Ballinas FA (2014). Estudio Hidrológico para Análisis de Planicies de Inundación. Tesina de Licenciatura en Ingeniería Civil. Escuela Superior de Ingeniería y Arquitectura. Instituto Politécnico Nacional. México. 113 pp.

Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales –BANDAS- (2016). Datos de caudales provenientes de las estaciones hidrométricas localizadas sobre el territorio mexicano (en el periodo 1926-2016), de acuerdo con la información del Organismo de Cuenca Lerma–Santiago-Pacífico de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA).

Banwell CJ, Gómez-Valle R (1970). Geothermal Exploration in Mexico 1968-1969. Proccedings of the U.N. Symposium on the Development of Geothermal Resources (Special Issue), 2 (1): 27-40.

Barlow B, Obregón O (2007). Ce-Qual-W2 water quantity and quality model for El Cajón reservoir. Informe del Departamento de Ingeniería Civil y Medio Ambiente. Brigham Young University. 43 pp.

Barreto P, Bonilla I, Gutiérrez M, Gutiérrez-Vizcaíno M, Kachadourian A, Martínez R, López G, Ontiveros R, Parra E, *et al.* (2009). Análisis del proceso de evaluación de impacto ambiental del proyecto de la Villa Panamericana en la zona del Bajío del Arenal. Documento dirigido a los medios de comunicación. Conferencia de prensa del 24 de noviembre de 2009. Zapopan, Jalisco.

Beccario C (2016). Earth. A visualization of global weather conditions. (Fecha de acceso 3/04/2016) https://earth.nullschool.net/about.html

Becerril M (2013). Vulnerabilidad natural del agua subterránea en el Valle de Tula, Hidalgo. Tesis para optar al grado de Maestro en Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). 130 pp.

Beekman CS (2010). Recent research in Western Mexican archaeology. Journal of Archaeological Research, 18: 41–109.

Bhaduri A, Bogardi J, Leentvaar J, Marx S -editores- (2014). The Global Water System in the Anthropocene. Challenges for Science and Governance. Springer Cham Heidelberg; New York, Dordrecht, London. 436 pp.

Birkhoff, T (2015). Population Statistics for Countries, Administrative Areas, Cities and Agglomerations – Interactive Maps and Charts (Fecha de acceso 04/05/2015) http://www.citypopulation.de

Bocco G, Priego A, Cotler H (2005). La geografía física y el ordenamiento ecológico del territorio. Experiencias en México. Gaceta Ecológica, 76: 23-34.

Boehm B (2005). Agua, tecnología y sociedad en la cuenca Lerma-Chapala: una historia regional global. Nueva Antropología, XIX (64): 99-130.

Bojórquez-Tapia LA, Cruz-Bello GM, Luna-González L, Juárez L, Ortiz-Pérez MA (2009). V-DRASTIC: Using visualization to engage policymakers in groundwater vulnerability assessment. Journal of Hydrology, 373: 242–255.

Bonfanti M, Ducci D, Masetti M, Sellerino M, Stevenazzi S (2016) Using statistical analyses for improving rating methods for groundwater vulnerability in contamination maps. Environmental Earth Sciences, 57: 1003.

Bonilla I (2015). La feminización de la justicia ambiental desde la Ecología Política. Una alternativa para Ocotlán, Jalisco. Revista Latin-americana de Geografía e Gênero, Ponta Grossa, 6 (2): 38 – 51.

Bot A, Foster TJ, Lundin L (2014). Modelling acidified emulsion gels as Matryoshka composites: Firmness and syneresis. Food Hydrocolloids 34, 88-97.

Box GEP (1979). Robustness in the strategy of scientific model building. En: Launer R L, Wilkinson G N (editores). Robustness in Statistics. Academic Press. 201–236.

Bradley E (1983). Estimating the Error Rate of a Prediction Rule: Improvement on Cross-Validation. Journal of the American Statistical Association, 78 (382): 316-331.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Brand DD (1958). Coastal Study of Southwest Mexico. Technical Report for the Office of Naval Research. Partes 1 y 2. University of Texas, Department of Geography. Austin, Estados Unidos. 15 pp.

Burke JJ (2003). Groundwater for irrigation: productivity gains and the need to manage hydro–environmental risk. En: Llamas MR, Custodio E (editores). Intensive Use of Groundwater. Challenges and opportunities. Balkema Publishers: Lisse, Holanda: 59–92.

Burton T (2003). Western Mexico: A Traveler's Treasury. Sombrero Books. 4ta edición. Isla de Vancouver, Canadá. 241 pp.

Buzai GD, Robinson DJ (2011). Sistemas de Información Geográfica en América Latina (1987-2010): un Análisis de su Evolución Académica basado en la Iberoamerican Conference of Geographical Information Systems (CONFIBSIG).

Caldera AR (2009). Gobernanza y sustentabilidad: Desarrollo institucional y procesos políticos en torno al agua subterránea en México. Tesis Doctoral. Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales. México. 174 pp.

Cámara Nacional de la Industria del Vestido –CANAIVE- (2010). La Industria del Vestido en el Estado de Aguascalientes. Memorias de la Asamblea General Ordinaria de la Cámara Nacional de la Industria del Vestido. 21 pp.

Cameron KL, Nimz GJ, Kuentz D (1989). Southern cordilleran Basaltic Andesite suite, Southern Chihuahua, Mexico: A link between tertiary continental arc and flood basalt magmatism in North America. Journal of Geophysical Research, 94: 7817-7840.

Campa MF, Coney PJ (1983). Tectono-stratigraphic terranes and mineral resource distributions in Mexico. Canadian Journal of Earth Sciences, 20(6): 1040-1051

Caro JL (2013). Ordenamiento urbano y territorial visto desde el manejo de cuencas a través de un Sistema de Información Geográfica (SIG) en la Cuenca El Ahogado, Jalisco. Ciencia ergo-sum, 21 (1): 55-65.

Carrillo-Rivera JJ, Varsányi I, Kovács LÓ, Cardona A (2007). Tracing groundwater flow systems with Hydrogeochemistry in contrasting geological environments. Water Air Soil Pollution, 184: 77–103.

Casillas MA, González C (2009). Del campo a la ciudad. Reflexiones en torno a la gestión del agua en Los Altos de Jalisco. Simposio "El acceso al agua en América: historia, actualidad y perspectivas". 53 Congreso Internacional de Americanistas. México. 16 pp.

Castelan E (1999). Los Consejos de Cuenca en el desarrollo de las presas en México. Memorias: Third World Center for Water Management. Contributing papers to the World Commission on Dams. Prepared for Thematic Review V.3: River basins-institutional frameworks and management options. 13 pp.

Castiglioni S, Castellarin A, Montanari A, Skøien JO, Laaha G, Merz R, Blöschl G (2011). Smooth regional estimation of low-flow indices: physiographical space based interpolation and top-kriging. Hydrology and Earth System Sciences, 15 (3): 715—727.

Castillo DJ (2003). Calidad del agua subterránea en el municipio de Aguascalientes y su relación con el abatimiento del acuífero. Trabajo de fin de Máster en Ingeniería Ambiental. Universidad Autónoma de Aguascalientes.

Castro JE (1998). Water, power and citizenship: contemporary social struggles in the Valley of Mexico: a long-term perspective. Tesis Doctoral. School of Geography and the Environment. Universidad de Oxford. Reino Unido. 253 pp.

Castro JE (2007). Poverty and citizenship - Sociological perspectives on water services and public–private participation. Geoforum, 38: 756–771.

Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental de la Universidad Nacional Autónoma de México –CIGA/UNAM- (2016). Programa de Manejo Integral de la Cuenca Santiago–Guadalajara. Etapa de caracterización. Informe elaborado para la Secretaria de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial del Estado de Jalisco (SEMADET). 300 pp.

Cervantes MC, Franco AM, Juárez MC –coordinadores- (2014). Geografía ambiental de México. Universidad Nacional Autónoma de México: Distrito Federal. 450 pp.

Chachadi AG, Lobo-Ferreira JP (2001). Sea Water Intrusion Vulnerability Mapping of Aquifers Using GALDIT Method. Memorias Workshop on Modelling in Hydrogeology, Anna University. Chennai, India. 143-156.

Challenger A (1998). Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro. UNAM, Instituto de Biología. Ciudad de México. 847 pp.

Chang H (2008). Spatial analysis of water quality trends in the Han River basin, South Korea. Water Research, 42 (13): 3285-3304.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Chaussard E, Wdowinski S, Cabral-Cano E, Amelung F (2014). Land subsidence in central Mexico detected by ALOS InSAR time-series. Remote Sensing of Environment, 140: 94–106

Chávez-Guillén R (2006). Disponibilidad del Agua Subterránea En México. Presentación de la Gerencia de Aguas Subterráneas de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), IV Foro Mundial del Agua, marzo de 2006. Ciudad de México. 13 pp.

Chávez-Guillén R, Lara F, Sención R (2006). El agua subterránea en México: condición actual y retos para un manejo sostenible. Boletín Geológico y Minero del IGME, 117 (1): 115-126.

Chun-hung C, Yeong-Nain S, Her-Yung W (2016). Case analysis of catastrophic underground pipeline gas explosion in Taiwan. Engineering Failure Analysis, 65: 39–47.

Cherry JA, Gillham RW, Pickens JF (1975). Contaminant Hydrogeology (Part I): Physical Processes. Journal of Geosciences, 2: 76-84.

Chiles JP, Delfiner P (2012) Geostatistics: Modeling Spatial Uncertainty, segunda edición. John Wiley & Sons. Quebec, Canadá. 734 pp.

Chorley L (1987). Handling Geographic Information. Report of the Committee of Enquiry Chaired by Lord Chorley. Departamento de Medio Ambiente. HMSO. Londres, Reino Unido. 208 pp.

Civita M (1987). La previsione e la prevenzione del rischio d'inquinamento delle acque sotterranee a livello regionale mediante le Carte di Vulnerabilità. Atti Conv. Inquinamento delle Acque Sotterranee: Previsione e Prevenzione. Mantova, Italia. 9-18.

Civita M (1994). Le Carte délia Vulnerabilitâdegli Acquiferiall'Inqulnamento. TeoriaiPratica. (Aquifer vulnerability maps to pollution). Pitagora Ed: Bologna.

Civita M, De Maio M (1997). SINTACS: un sistema parametrico per la valutazione e la cartografia per la valutazione della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento, Metodologia e automazione. Editorial Pitagora. Bologna, Italia. 191 pp.

Civita M, De Maio M (2004). Assessing and mapping groundwater vulnerability to contamination: The Italian "combined" approach. Geofísica Internacional, 43: 513-532.

Clark K, Damon PE, Shafiqullah M, Ponce BF, Cárdenas D (1981). Sección geológica-estructural a través de la parte sur de la Sierra Madre Occidental, entre Fresnillo y la costa de Nayarit. Universidad de Texas. Memoria Técnica XIV, 69-99

Clausen JE, Contreras SH (2010). Socio-environmental assessments for large hydro projects in Mexico: outcomes and complexities of introducing interdisciplinary approaches to integrate cumulative effects, climate change and public participation in the early stages. http://cadp.org.ar/wordpress/wp-content/uploads/2014/02/Clausen_Mexico.pdf (Consultado: 05/10/2015)

Clough BJ, Wrigth JV, Walker GPL (1981). An unusual bed of giant pumice in Mexico. Nature, 289: 49-50.

Comisión Económica para América Latina y el Caribe –CEPAL- (2001). Jouravlev A. Administración del agua en América Latina y el Caribe en el umbral del siglo XXI. Serie recursos naturales e infraestructura. 77 pp.

CEPAL (2005). Ballestero M, Brown E, Jouravlev A, Küffner U, Zegarra E. Administración del agua en América Latina: situación actual y Perspectivas. Serie recursos naturales e infraestructura, marzo de 2005. Santiago de Chile. 76 pp.

CEPAL (2014). Red de Cooperación en la Gestión Integral de Recursos Hídricos para el Desarrollo Sustentable en América Latina y el Caribe Naciones Unidas. Circular Nº 41, diciembre de 2014. 8 pp.

CEPAL (2015). Red de Cooperación en la Gestión Integral de Recursos Hídricos para el Desarrollo Sustentable en América Latina y el Caribe Naciones Unidas. Circular Nº 42, abril de 2015. 8 pp.

CEPAL (2016). Desafíos de la seguridad hídrica en América Latina y el Caribe. Serie recursos naturales e infraestructura. Unidad de Recursos Naturales y Energía de la División de Recursos Naturales e Infraestructura de la CEPAL y la Agencia Alemana de Cooperación Internacional (GIZ). 57 pp.

CEPAL (2017). Panorama Económico y Social de la Comunidad de Estados Latinoamericanos y Caribeños, 2016. Organización de las Naciones Unidas. Santiago de Chile. 67 pp.

Comisión Estatal del Agua de Jalisco –CEA- (2007). Políticas públicas del sector hídrico del estado de Jalisco, sus premisas e instrumentos. Gerencia de Planeación y Programación Hídrica - Coordinación de Políticas y Lineamientos. En: CONAGUA. Programa Hídrico Visión 2030 del Estado de Jalisco. 15 pp.

CEA (2011). Árboles de las barrancas de los ríos Santiago y Verde. Guadalajara. 288 pp.

CEA (2012). Informe del proyecto ejecutivo de la planta de depuración de aguas residuales de El Ahogado. Guadalajara. 149 pp.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

CEA (2013). Memoria del proyecto ejecutivo de la planta de depuración de aguas residuales de Agua Prieta. Guadalajara. 261 pp.

CEA (2015). Ponencia del proyecto del embalse El Purgatorio. Dirección General. 3er Foro del Agua – 22 de marzo de 2015. 17 pp.

CEA (2017). Resultados del sistema de control de calidad del agua superficial, publicados en el sitio *web* de la CEA (Consultado el 16/01/2017) http://info.ceajalisco.gob.mx/sca/

CEA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua –IMTA- (2011). Actualización del estudio de calidad del agua del río Santiago (desde su nacimiento en el lago de Chapala, hasta la presa Santa Rosa). 2372 pp.

CEA, IMTA (2015). Evaluación de la disponibilidad (de los recursos hídricos) conforme a la norma NOM-CNA-2000 para el abastecimiento de la zona conurbada de Guadalajara. Convenio CEA-IMTA-001/2014. 219 pp.

Comisión Estatal del Agua y Saneamiento de Jalisco –CEAS- (2002). Evaluación de Impacto Ambiental de la Presa de Arcediano, parte II. Descripción del sistema ambiental regional y señalamiento de tendencias del desarrollo y deterioro de la región. Manifestación de Impacto Ambiental, Modalidad Regional. Contrato No. IHSC-023/2002. 65 pp.

CEAS (2004). Informe de la evaluación de impacto ambiental de la planta depuradora de aguas residuales de Agua Prieta. Modalidad particular. 269 pp.

CEAS, AyMA (2006). Identificación y caracterización de fuentes de contaminación del río Santiago y del río Zula, entre los municipios de Ocotlán y Tonalá. Presentación Ejecutiva. 27 pp.

Comisión Federal de Electricidad –CFE-, Universidad Tecnológica de Jalisco –UTJ- (2009). Presentación del Proyecto de aprovechamiento geotérmico en el bosque La Primavera por la CFE. VIII Congreso Nacional de Tecnología Ambiental. Guadalajara, Jalisco. Noviembre 2009. 64 pp.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas –CONANP- (2000). Programa de manejo del Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 134 pp.

Comisión Nacional del Agua –CNA- (1990). Informe del "Estudio geohidrológico en la zona de Tesistán-Atemajac, Estado de Jalisco". Elaborado por la empresa Ariel Consultores S.A. para la evaluación de los recursos hídricos subterráneos en los acuíferos de Tesistán, Atemajac y Ocotlán. Contrato No. SGAA-89-47.

CNA (2000). Informe del Estudio de disponibilidad y balance de aguas superficiales de las cuencas del Verde y del Juchipila. 33 pp.

Comisión Nacional del Agua –CONAGUA- (2006). Establecimiento de compromisos de los Agentes de Cambio en la Región Santiago para la implantación de la Agenda del Agua 2030. 16 pp.

CONAGUA (2009a). Actualización Programa Hídrico Visión 2030 del Estado de Jalisco. Serie Planeación Hidráulica en México. Componente: planeación regional estatal. 109 pp.

CONAGUA (2009b). Manual de procedimientos para la delimitación de acuíferos. Subdirección General Técnica - Gerencia de Aguas Subterráneas. (Consultado el 12/04/2014) http://datos.gob.mx/busca/dataset/delimitacion-de-acuiferos/resource/75c31c12-3870-4215-b09a-571c622f52f3

CONAGUA (2010). Descubre una cuenca: río Santiago. Guía para educadores. Grupo Especializado de Trabajo de Cultura del Agua. Ciudad de México. 265 pp.

CONAGUA (2013). Estadísticas del Agua en México, edición 2013. Ciudad de México. 176 pp.

CONAGUA (2014). Atlas del Agua en México. Gobierno de la República. Secretaría de Educación Pública. Ciudad de México. 142 pp.

CONAGUA (2015a). Presentation of strategic projects for drinking water sewerage and sanitation in Mexico. (Fecha de acceso: 07/10/2015). http://www.conagua.gob.mx/english07/publications/StrategicProjects.pdf

CONAGUA (2015b). Informes anuales sobre disponibilidad de agua subterránea en los acuíferos delimitados por la CONAGUA en la cuenca del río Santiago (*43* documentos, consultado el 06/03/2016) https://www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/disponibilidad-por-acuiferos-66095

CONAGUA (2016a). Información vectorial de los acuíferos delimitados por la CONAGUA en la cuenca del río Santiago (archivos en formato **.shp* descargados el 2/02/2006 desde: http://catalogo.datos.gob.mx)

CONAGUA (2016b) Ley Federal de Derechos Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales. Comisión Nacional del Agua. SEMARNAT. Ciudad de México. 176 pp.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

CONAGUA (2017). Listado del personal acreditado para realizar visitas de inspección en la región administrativa Lerma-Santiago-Pacífico. Gerencia de Inspección y Medición (Actualizado hasta el día 18/04/2017) http://app.conagua.gob.mx/Inspector.aspx

Commission for Environmental Cooperation –CEC- (2009). Ecological Regions of North America. Representación de información espacial mediante archivos vectoriales. Quebec, Canadá. (Fecha de acceso: 6/04/2014) http://www.cec.org/naatlas/

Confederation of Danish Industry (2014). Ready for globalization. Global Benchmark Report 2014. Foreword. Dinamarca. 141 pp.

Consejo de Cuenca del Río Santiago –COCURS- (2013). Informe del programa de medidas preventivas y de mitigación de la sequía en la cuenca del río Santiago. Elaborado por la Universidad de Zacatecas. México. 340 pp.

Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social -CONEVAL- (2014). Informe de pobreza en México 2014, a nivel nacional y por entidades federativas. Primera edición. Ciudad de México. 144 pp.

Consejo Nacional de Población –CONAPO- (2014). La situación demográfica de México 2014. Primera edición. Ciudad de México. 255 pp.

Constitución Política de la República Mexicana (1917). Diario Oficial del gobierno provisional de la República Mexicana. Publicada el 5 de febrero de 1917.

Corbo-Camargo F, Arzate-Flores JA, Álvarez-Béjar R, Aranda-Gómez JJ, Yutsis V (2013). Subduction of the Rivera plate beneath the Jalisco block as imaged by magnetotelluric data. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, 30 (2): 268-281.

Cossu R, Lai T, Sandon A (2012). Standardization of BOD5/COD ratio as a biological stability index for MSW. Waste Management, 32: 1503–1508.

Cotler H (2003). La cuenca Lerma-Chapala: algunas ideas para un antiguo problema. Gaceta Ecológica, 71: 5-10.

Cotler H, Caire G (2009). Lecciones aprendidas del manejo de cuencas en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). WWF, la Organización Mundial de Conservación. Primera edición. Ciudad de México. 380 pp.

Cotler H, Mazari Hiriart M, Sanchez JA –editores- (2006). Atlas de la cuenca Lerma-Chapala: construyendo una visión conjunta. Instituto Nacional de Ecología (INE) e Instituto de Ecología de la UNAM, México. 198 pp.

Cotler H, Priego A, Rodríguez C, Enríquez C (2004). Determinación de zonas prioritarias para la eco-rehabilitación de la cuenca Lerma-Chapala. Gaceta Ecológica, 71: 79-92.

Croghan CW, Egeghy PP (2003). Methods of dealing with values below the limit of detection using SAS. USEPA. Las Vegas, Estados Unidos. 5 pp.

Cuevas ML, Garrido A, Pérez JL, Iura D (2009). Estado actual de la vegetación en las cuencas de México. SEMARNAT – INE. Ciudad de México. 9 pp.

Cukrov N, Cmuk P, Mlakar M, Omanovic D (2008). Spatial distribution of trace metals in the Krka River, Croatia: An example of the self-purification. Chemosphere, 72: 1559–1566.

Curray JP, Moore DG (1963). Sedimentos e historia de la costa de Nayarit, México. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, XXVI (2): 107-116.

Curray JP, Moore DG (1964). Pleistocene progradation of continental terrace, costa de Nayarit, México. Marine Geology of the Gulf of California. American Association of Petroleum Geologists, 3: 193-215.

Custodio E, Llamas MR (1983). Hidrología Subterránea 2ª Edición. Omega. Barcelona. Tomos I y II. 2459 pp.

Custodio E, Llamas MR, Sahuquillo A (2000). La investigación hidrogeológica española en el contexto mundial. En López-Geta JA, Fornés JM (editores.). 100 Años de Hidrogeología en España (1900-2000). Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Madrid, España. 32 pp.

Canadian Council of Ministers of the Environment (2001). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment. Gobierno de Canadá. 4 pp.

D'Urquiza-Díaz A, De Anda J, Nelson EJ (2009). The water balance for reservoirs and its application to tropical latitudes. Journal of Environmental Hydrology, 17 (25). 1-28.

Daly D, Dassarques A, Drew D, Dunne S, Goldscheider N, Neale S, Popescu IC, Zwahlen F (2002). Main concepts of the "European approach" to karst-groundwater-vulnerability assessment and mapping. Hydrogeology Journal, 10: 340–345.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Daly D, Drew D (1999). Irish methodologies for karst aquifer protection. En: Beek B (editor) Hydrogeology and engineering geology of sinkholes and karst. Rotterdam, Países Bajos. 267-272.

Daly D, Warren WP (1994). Mapping groundwater vulnerability to pollution: Geological Survey of Ireland guidelines. Groundwater Newsletter nº 25. Groundwater Service Ireland (GSI). Dublín, Irlanda. 10-15.

Damon PE, Nieto-Obregon JN (1979). Un plegamiento neogénico en Nayarit y Jalisco y evolución geomórfica del Río Grande de Santiago. Memoria Técnica XIII. 156-191.

Das Gupda A (2008). Implication of environmental flows in river basin management. Physics and Chemistry of the Earth, 33: 298-303.

Davenport C (1981). Apuntes de la asignatura de medios sísmicos en la exploración geotécnica. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. 337 pp. http://www.ptolomeo.unam.mx:8080/xmlui/handle/132.248.52.100/5916 (revisado 02/10/2014).

De Anda J, González FA (2013). Calidad del agua en la Presa de Aguamilpa, Nayarit, México. Primera Edición, México. 327 pp.

De Anda J, Maniak U (2007). Modificaciones en el régimen hidrológico y sus efectos en la acumulación de fósforo y fosfatos en el lago de Chapala, México. Interciencia, 32 (2): 100-107.

De La Lanza G, Sánchez N, Sorani V, Bojórquez JL (1996). Características geológicas, hidrológicas y del manglar en la planicie costera de Nayarit, México. Boletín de Investigaciones Geográficas, 32: 33-54.

De la Maza R (1997). El paisaje: La visión primigenia. En: Hernández Obregón y Blanchard (coordinadores): Selva Lacandona: Un Paraíso en Extinción. Editorial Pulsar. México: México Desconocido. Segunda edición. Ciudad de México. 59 pp.

De la Mota y Escobar A (1605). Descripción Geográfica de los Reinos de Galicia, Vizcaya y León, en los territorios de la Nueva España. Manuscrito original. Biblioteca Virtual del Patrimonio Bibliográfico Español. http://bvpb.mcu.es/ (fecha de acceso: 30/06/2014). 64 pp.

Delgado GC, Ávila S, Chávez Alma, Meza A, Navarro I (2014). Apropiación de agua, medio ambiente y obesidad: los impactos del negocio de bebidas embotelladas en México. Primera edición (Colección alternativas). 231 pp.

Demant A, Robin C (1975). Las fases del vulcanismo en México - una síntesis en relación con la evolución geodinámica desde el cretácico. Revista del Instituto de Geología de la UNAM, 75 (1): 66-79.

Demoulin A (2012). Morphometric dating of the fluvial landscape response to a tectonic perturbation. Geophysical Research Letters, 39 (15) 15402: 1 - 5.

Deutsch CV, Journel A (1992). GSLIB: Geostatistical Software Library and User's Guide. Oxford University Press. Stanford, Estados Unidos. 340 pp.

Diario Oficial de la Federación –DOF- (2015a). Acuerdo por el que se actualiza la disponibilidad media anual de agua subterránea de los 653 acuíferos de los Estados Unidos Mexicanos, mismos que forman parte de las regiones hidrológico-administrativas. 53 pp.

DOF (2015b). Extracto del Título de Concesión para explotar recursos geotérmicos, otorgado en favor de la Comisión Federal de Electricidad para el Área Geotérmica denominada Cerritos Colorados. Publicado el 4 de septiembre de 2015.

DOF (2015c). Proyecto de decreto por el que se expide la Ley General de Aguas. Dictamen en sentido positivo que presentan las comisiones de agua potable y saneamiento y de recursos hidráulicos de la cámara de diputados. Número 4228-II. 130 pp.

DOF (2016). Decreto por el que se actualiza la disponibilidad media anual de las aguas nacionales superficiales de las 757 cuencas hidrológicas que comprenden las 37 regiones hidrológicas en que se encuentra dividido los Estados Unidos Mexicanos. Publicado el 7 de julio de 2016. 76 pp.

Díaz Del Castillo SL (2004) Contexto histórico y geotécnico de Guadalajara. Memorias de la XXII Reunión Nacional de Mecánica de Suelos. 13 pp.

Díaz RE, Bravo LC, Alatorre LC, Sánchez E (2013). Presión antropogénica sobre el agua subterránea en México: una aproximación geográfica. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía de la UNAM, 82: 93-103.

Dirección General de Estudios Del Territorio Nacional –DETENAL- (1973-1976). Mapas litológicos de México (en formato *.pdf*), a escala 1:50.000. Primera edición impresa. Elaborados mediante fotointerpretación y verificación en campo. Proporcionados por el INEGI http://www.inegi.org.mx/ (Último acceso: 27/01/2016 -varios documentos-)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Directiva Marco Europea del Agua –DMA- (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas. 73 pp.

Doerfliger N (1996). Advances in karst groundwater protection strategy using artificial tracer test analysis and multiattribute vulnerability mapping. Tesis Doctoral. Université de Neuchâtel, Suiza. 292 pp.

Dolan JF, Mullins HT, Wald DJ (1998). Active tectonics of the north-central Caribbean: Oblique collision, strain partitioning, and opposing subducted slabs. En: Dolan JF, Mann P (editores) Active Strike-Slip and Collisional Tectonics of the Northern Caribbean Plate Boundary Zone: Boulder, Colorado. Geological Society of America Special Paper, 326. 61 pp.

Döll P, Fiedler K (2008). Interactive comment on "Global-scale modeling of groundwater recharge". Hydrology and Earth System Sciences Discussions, 4: 2237-2250.

Doyle JD (1997). The influence of mesoscale orography on a coastal jet and rainband. Monthly Weather Review, 125: 1464-1488.

Draoui M, **Vias J, Andreo B, Targuisti K, Stitou El Messari J** (2008). A comparative study of four vulnerability mapping methods in a detritic aquifer under Mediterranean climatic conditions. Environmental Geology, 54: 455–463.

Ducci D, Sellerino M (2013). Vulnerability mapping of groundwater contamination based on 3D lithostratigraphical models of porous aquifers. Science of the Total Environment, 447: 315–322.

Duque-Trujillo J, Ferrari L, Gianluca N, López-Martínez M (2014). Miocene faulting in the southwestern Sierra Madre Occidental, Nayarit, Mexico kinematics and segmentation during initial rifting of southern Gulf of California. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, 31 (3): 282-302.

Durán JM, Torres A (2002). Crisis ambiental en el lago de Chapala y el abastecimiento para Guadalajara. e-Gnosis, 1: art.6. 13 pp.

Durán JM, Torres A (2004). Los costos ambientales del abastecimiento de agua a las ciudades. El caso de la zona metropolitana de Guadalajara. Carta Económica Regional, 17 (90): 29-40.

Durán JM, Torres A (2006). Los problemas del abastecimiento de agua potable en una ciudad media. Espiral, Estudios sobre Estado y Sociedad, 7 (36): 129-162.

Dutch S (2008). Plate tectonics and Evolution of Central America and the Caribbean. (Fecha de acceso 3/04/2015) https://www.uwgb.edu/dutchs/CostaRica2008/CR-PT.HTM

Dye B (2012). La apasionante geología del Área de Protección de Flora y Fauna de La Primavera. Reserva de la Biósfera MAF-UNESCO. Oficina del Área de Protección de Flora y Fauna de La Primavera. 39 pp.

Eijsackers H, Zehnder AJB (1990). Litter decomposition: a Russian matriochka doll. Biogeochemistry, 11: 153-174.

Elshorbagya A, Simonovicb SP, Panu US (2002). Estimation of missing streamflow data using principles of chaos theory. Journal of Hydrology, 255: 123-133.

Embid A, Martín L (2015). La experiencia legislativa de la década 2005-2015 en materia de aguas en América Latina. Santiago de Chile. Símbolo ONU: LC/L. CEPAL. 4064. 57 pp.

Enock CR (1909). Mexico: its ancient and modern civilization, history, political conditions, topography, natural resources, industries and general development. Londres, Reino Unido. 536 pp.

Environmental Systems Research Institute –ESRI- (2011). Arc Hydro Tools v2.0 Tutorial. Nueva York, Estados Unidos. 189 pp.

ESRI (2014). ArcGIS. Version 10.3. Licencia *ArcInfo* de la Universidad de Málaga. Programa para Sistemas de Información Geográfica.

Ercin AE, Hoekstra AY (2014). Water footprint scenarios for 2050: A global analysis. Environment International, 64: 71–82.

Escolero O, Marín LE (1992). Groundwater problems in Mexico. Eos Transactions - American Geophysical Union (AGU), 73 (19): 211.

Esteller MV, Díaz-Delgado C (2000). Calidad y contaminación del acuífero profundo Del valle de Toluca, Estado de México, México. Memorias First Joint World Congress on Groundwater. 21 pp.

Esteller MV, Rodríguez R, Cardona A (2012). Evaluation of hydrochemical changes due to intensive aquifer exploitation: case studies from Mexico. Environmental Monitoring and Assessment, 184: 5725–5741.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Evans BM, Myers WL (1990). A GIS-based approach to evaluating regional groundwater pollution potential with DRASTIC. Journal of Soil and Water Conservation, 45 (2): 242-245.

Fa JE, Morales LM (1993). Patterns of mammalian diversity in Mexico. En: Biological diversity of Mexico: origins and distribution. Oxford University Press, New York. 281–299.

Fall C, Hinojosa-Peña A, Carreño-De-León MC (2007). Design of a monitoring network and assessment of the pollution on the Lerma River and its tributaries by wastewaters disposal. Science of the Total Environment, 373 (1): 208-219.

Faybishenko B, Nicholson TJ, Shestopalov V, Bohuslavsky A, Bublias V -editores- (2015). Groundwater Vulnerability Chernobyl Nuclear Disaster. American Geophysical Union - John Wiley & Sons, Inc. (Special Publications). Nueva Jersey, Estados Unidos. 137 pp.

Ferrari L (1995). Miocene shearing along the northern boundary of the Jalisco block and the opening of the southern Gulf of California. Geology, 23 (8): 751–754.

Ferrari L (2000). Digital Cartography of the Trans-Mexican Volcanic Belt (Fecha de acceso: 3/05/2014) http://satori.geociencias.unam.mx/Digital_Geosciences

Ferrari L (2004). The Geochemical Puzzle of the TMVB Mantle Plume, Continental Rifting or Mantle Perturbation Inducted by Subduction. (Fecha de acceso: 3/05/2014) http://www.mantleplumes.org/Mexico2.html

Ferrari L, López Martínez M, Rosas-Elguera J (2002). Ignimbrite flare-up and deformation in the southern Sierra Madre Occidental, western Mexico Implications for the late subduction history of the Farallon plate. Tectonics 21 (4). 17-1 – 17-24.

Ferrari L, López-Matínez M, Orozco-Esquivel, Bryan SE, Duque-Trujillo J, Lonsdale P, Solari L (2013). Late Oligocene to Middle Miocene rifting and synextensional magmatism in the southwestern SMO, Mexico - The beggining of the Gulf of California rift. Geosphere, 9 (5): 1-40.

Ferrari L, Orozco-Esquivel T, Manea V, Manea M (2012). The dynamic history of the Trans-Mexican Volcanic Belt and the Mexico subduction zone. Tectonophysics, 522: 122-149.

Ferrari L, Pasquarè G, Venegas S, Castillo D, Romero F *(*1994). Regional tectonics of western Mexico and its implications for the northern boundary of the Jalisco block. Geofísica Internacional, 33 (1): 139-151.

Ferrari L, Pasquarè G, Venegas-Salgado S, Romero-Ríos F (1999). Geology of the western Mexican Volcanic Belt and adjacent Sierra Madre Occidental and Jalisco block. Geological Society of America - Special Paper, 334: 65-83.

Ferrari L, Petrone C, Francalanci L (2001). Generation of oceanic-island basalt-type volcanism in the western Trans-Mexican Volcanic Belt by slab rollback, asthenosphere infiltration, and variable flux melting. Geology, 29 (6): 507–510.

Ferrari L, Petrone C, Francalanci L, Tagami T, Eguchi M, Conticelli S, Manetti P, Venegas-Salgado S (2003). Geology of the San Pedro – Ceboruco Graben, Western Trans-Mexican Volcanic Belt. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, 20: 165-181.

Ferrari L, Rosas-Elguera J (1999). Late Miocene to Quaternary extension at the northern boundary of the Jalisco block, western Mexico: The Tepic-Zacoalco rift revised. Geological Society of America. Special Paper, 334: 1-23.

Ferrari L, Tagami T, Eguchi M, Orozco-Esquivel MT, Petrone C,Jacobo-Albarrán J, López-Martínez M (2005). Geology, geochronology and tectonic setting of late Cenozoic volcanism along the southwestern Gulf of Mexico. Journal of Volcanology and Geothermal Research, 146: 284–306.

Ferrari L, Valencia-Moreno M, Bryan S (2007). Magmatism and tectonics of the Sierra Madre Occidental and its relation with the evolution of the western margin of North America. Geological Society of America. Special Paper, 422: 1–39.

Figueroa F (2015). New environmental citizenship in Mexico. An exploration of Temacapulin's resistance to the Zapotillo dam. Tesis doctoral en filosofía social. Macquarie University, Australia. 326 pp.

Fijani E, Nadiri AA, Moghaddam AA, Tsai FT, Dixon B (2013). Optimization of DRASTIC method by supervised committee machine artificial intelligence to assess groundwater vulnerability for Maragheh–Bonab plain aquifer, Iran. Journal of Hydrology, 503: 89–100.

Flores R (2009). Los afluentes y los ríos. La construcción social del medio ambiente en el Consejo de la Cuenca Lerma de Chapala. Tesis doctoral en filosofía. México. 330 pp.

Flores-Tritschler E, Briseño J, García R (1990). Chapala, problemas y soluciones. Editorial: Universidad de Guadalajara. Guadalajara, México. 59 pp.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Food and Agriculture Organization of the United Nations –FAO- (2008) Nachtergaele F, van Velthuizen H, Verelst L (coordinadores) Harmonized World Soil Database (version 1.0). Laxenburgo, Austria. 42 pp.

FAO (2014). Working Group WRB. World reference base for soil resources 2014. International soil classification. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports, 106. Roma, Italia. 191 pp.

FAO (2016). Global framework for action to achieve the vision on groundwater governance. Informe de la Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO): marzo de 2016. Roma, Italia. 124 pp.

FAO, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization –UNESCO- (1976). Mapa mundial de suelos 1:5 000 000. México y América Central. Volumen III. Informe preparado por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación – FAO- y Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura – UNESCO-, París. 1976. 120 pp.

Ford T, Ryan D (1995). Toxic metals in aquatic ecosystems: a microbiological perspective. Environmental Health Perspectives, 103: 25-28.

Foster SSD (1986). Getting to Grips with Groundwater Pollution Protection in Developing Countries. Groundwater Pollution Protection, 10 (1): 51-60.

Foster SSD (1987). Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. En: Van Duijvenbooden W, Van Waegeningh HG (editores). Vulnerability of soil and groundwater topollulants. Proceedings and information nº 38, TNO Committee on hydrological research, The Hague, pp 69-86.

Foster SSD, Garduño H, Kemper K (2004). México – Los "Cotas": avances en la gestión participativa del agua subterránea en Guanajuato. Gestión Sustentable del Agua Subterránea - Lecciones de la Práctica. Programa asociado de la GWP. 16 pp.

Foster SSD, Hirata R (1988). Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data. WHO-PAHO-CEPIS Technical Report. Lima, Perú. 73 pp.

Foster SSD, Hirata R, Gomes D, D´Elia M, Paris M (2002a). Groundwater Quality Protection a guide for water utilities, municipal authorities, and environment agencies. Groundwater Management Advisory Team (GW-MATE) in association with the Global Water Partnership co-sponsored by WHO-PAHO-CEPIS & UNESCO-ROSTLAC-PHI. 114 pp.

Foster SSD, Hirata R, Gomes D, D´Elia M, Paris M (2002b). Protección de la Calidad del Agua Subterránea: guía para empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales. Groundwater Management Advisory Team (GW-MATE) en colabaración con the Global Water Partnership co-auspiciado por WHO-PAHO-CEPIS & UNESCO-ROSTLAC-PHI. 121 pp.

Foster SSD, Tyson G (2015). Resilient cities & groundwater. International Association of Hydrogeologist. Strategic Overview Series (Fecha de acceso: 8/04/2016) https://iah.org/wp-content/uploads/2015/12/IAH-Resilient-Cities-Groundwater-Dec-2015.pdf.

Foster SSD, van der Gun J (2016). Groundwater governance: key challenges in applying the Global Framework for Action. Hydrogeology Journal, 24: 749–752.

Frey HM, Lange RA, Hall CM, Arbor A, Delgado-Granados H, Carmichael ISE (2007). A Pliocene ignimbrite flare-up along the Tepic-Zacoalco rift - Evidence for the initial stages of rifting between the Jalisco block (Mexico) and North America. Geological Society of America Bulletin, 119 (1/2): 49–64.

Friedman A, Pizarro O, Williams SB, Johnson-Roberson M (2012). Multi-Scale Measures of Rugosity, Slope and Aspect from Benthic Stereo Image Reconstructions. PLoS ONE, 7 (12): 1-14.

Gallardo J (2005). Estudio Ambiental del ácido sulfhidrico como contaminante del aire en las comunidades de Juanacatlán y El Salto, Jalisco (2004-2005). Tesina de Máster en Ciencias de la Salud Ambiental. Universidad de Guadalajara. 132 pp.

García E (1964). Modificaciones al sistema climático de Köppen: para adaptarlo a las condiciones de la república mexicana. México: UNAM. Primera edición. 98 pp.

García E (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Cuarta Edición. Instituto de Geografía-UNAM, Ciudad de México. 90 pp.

García LE (2006). Water quality issues in Latin America. En: Water Quality Management in the Americas. Springer. Berlin Heidelberg. 1-15.

Garreta V, Monestiez P, Ver Hoef JM (2010). Spatial modelling and prediction on river networks: up model, down model or hybrid? Environmetrics, 21 (5): 439–456.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Gassert F, Landis M, Luck M, Reig P, Shiao T (2014). Aqueduct Global Maps 2.1. Working Paper. World Resources Institute. Washington DC, Estados Unidos. 20 pp.

Gastil RG, Krummenacher D, Jensky WA (1978). Reconnaissance geology map of the west-central part of the State of Nayarit, Mexico. Geological Society of America Map and Chart Series, Map MC-24.

Gastil RG, Krummenacher D, Minch J (1979). The record of Cenozoic volcanism around the Gulf of California. Geological Society of America Bulletin, 90: 839-857.

GEOEX-SIAPA (2003). Actualización del estudio geohidrológico de la zona conurbada de Guadalajara, cuencas Atemajac, Toluquilla y Cajititlán, realizado por el Sistema Intermunicipal para los Servicios de Agua Potable y Alcantarillado (SIAPA) y la empresa de consultoría GEOEX. Guadalajara, México. 446 pp.

Geological Society of America –GSA- (2007). The Geology of México: Celebrating the Centenary of the Geological Society of México - Special papers. Alaniz-Álvarez SA (editora). The Geological Society of America. Colorado, Estados Unidos. 478 pp.

Ghrefat H, Yusuf N (2006). Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan. Chemosphere, 65: 2114–2121.

Gilbert CM, Mahood GA, Carmichael ISE (1985). Volcanic stratigraphy of the Guadalajara area, Mexico. Geofísica Internacional, 24 (1): 169–191.

Gil-Márquez JM, Barberá JA, Mudarra M, Andreo B, Prieto-Mera J, Sánchez D, Rizo-Decelis LD, Argamasilla M, Nieto JM, De la Torre B (2017). Karst development of an evaporitic system and its hydrogeological implications inferred from GIS-based analysis and tracing techniques. International Journal of Speleology, 46: 219-235.

Gleason JA (2008). Urban Drainage System of Metropolitan Zone of Guadalajara: Problems and Proposals. Memorias de la 11th International Conference on Urban Drainage. Edinburgo, Escocia. 10 pp.

Gleason JA (2010). Gestión y planeación del Sistema hidráulico de la zona Conurbada de Guadalajara: un reto hacia la Sustentabilidad. Tesis Doctoral. Doctorado en Urbanismo. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Ciudad de México. 216 pp.

Gleason JA (2012). Captación de agua de lluvia en zonas urbanas: el caso de México. Presentación International Rainwater Catchment Systems Association (IRCSA). 15 de agosto de 2012. Centro Universitario de Arte, Arquitectura y Diseño (CUAAD). Universidad de Guadalajara, México. 80 pp.

Gobierno de Jalisco (2012). Acuerdo Legislativo con carácter de dictamen sobre la protección del Bosque El Nixticuil. Poder Legislativo - Secretaría del Congreso Estatal. Guadalajara, México. 6 pp.

Gobierno de Zapopan (2015). Estrategia territorial para la prosperidad urbana 2030. Oficina ONU-Habitat México - Director General de Proyectos Estratégicos de Zapopan. 425 pp.

Gogu RC, Dassargues A (2000). Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. Environmental Geology, 39 (6): 549-559.

Goguitchaichvili A, Alva-Valdivia L, Rosas-Elguera J, Urrutia-Fucugauchi J, González JA, Morales J, Solé J *(*2002). An integrated paleomagnetic study of Rio Grande de Santiago volcanic succession (trans-Mexican volcanic belt). Physics of the Earth and Planetary Interiors, 130: 175–194.

Goldscheider N, Klute M, Sturm S, Hotzl H (2000). The PI method: a GIS-based approach to mapping groundwater vulnerability with special consideration of karst aquifers. Zeitschrift fur Angewandte Geologie, 46 (3): 157–166.

Gómez AC, Cervantes AF (2014). La gestión del agua en el marco del federalismo. Instituto de Estudios del Federalismo "Prisciliano Sánchez". Cuadernos de Divulgación del Federalismo. Guadalajara, México. 52 pp.

Gómez-Balandra MA, Saldaña-Fabela MP, Llerandi-Juárez RD (2015). Environmental approaches during planning and construction stages of hydropower projects in Mexico. Journal of Environmental Protection, 6: 1186-1195.

Gómez-Tuena A, Orozco-Esquivel MT, Ferrari L (2005). Volumen Conmemorativo del Centenario Temas Selectos de la Geología Mexicana Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, -Tomo LVII- (3): 227-283.

Gómez-Tuena A, Orozco-Esquivel MT, Ferrari L (2007). Igneous petrogenesis of the Trans-Mexican Volcanic Belt. Geological Society of America Special Paper, 422: 129–181.

González E (1989). El Salto, industria y urbanización de Guadalajara. Departamento de Investigación Científica y Superación Académica. Universidad de Guadalajara. 79 pp.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

González-García A, Bojórquez JI, Nájera O, García JD, Madueño A, Flores F (2009). Regionalización ecológica de la llanura costera norte de Nayarit, México. Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía de la UNAM, 69: 21-32.

González-Reyna J, García-Rojas A (1961). El barón Alexander von Humboldt y su influencia en el desarrollo científico y económico de México. Departamento de Exploración – Petróleos Mexicanos (PEMEX). Ciudad de México. 20 pp.

Goovaerts P (1997). Geostatistics for Natural Resources Evaluation. Applied Geostatistics Series - Oxford University Press. Oxford, Reino Unido. 512 pp.

Goovaerts P (1999). Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. Geoderma, 89 (1–2): 1-45.

Gratiot N, Duvert C, Collet L, Vinson D, Némery J, Sáenz-Romero C (2010). Increase in surface runoff in the central mountains of Mexico: lessons from the past and predictive scenario for the next century. Hydrology and Earth System Sciences, 14: 291–300.

Gravelius H (1914). Flusskunde. Editorial Goschensche Verlagshandlung. Berlin, Alemania.

Grodsky SA, Carton JA (2003). The Intertropical Convergence Zone in the South Atlantic and the Equatorial Cold Tongue. Journal of Climate, 16: 2052–65.

Gutiérrez A, Flores M, Bojórquez I, Meza E (2013). Análisis del sector turístico como clave para la definición de estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático en la costa de Nayarit. Unidad Académica de Economía Maestría en Desarrollo Económico Local. Universidad Autónoma de Nayarit. México. 188 pp.

Gutiérrez-Negrín LC (1988).The La Primavera, Jalisco, Mexico, Geothermal Field. Geothermal Resources Council Transactions, 12: 161-165.

Guzmán-Colis G, Thalasso F, Ramírez–López EM, Rodríguez–Narciso S, Guerrero–Barrera AL, Avelar–González FJ (2011). Evaluación espacio-temporal de la calidad del agua del río San Pedro en el estado de Aguascalientes, México. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 27: 89-102.

Hansen AM, González-Márquez LC (2010). Scenarios of metal concentrations in the Arcediano Dam (State of Jalisco, Mexico). Journal of Environmental Science and Health, 45 (Part A): 99-106.

Hansen AM, van Afferden M –editores- (2001). The Lerma-Chapala Watershed Evaluation and Management. Springer US. Nueva York, Estados Unidos. 385 pp.

Harter T, Walker LG (2001). Assessing vulnerability of groundwater. U.S. Natural Resources Conservation Service. Washington DC, Estados Unidos. 13 pp.

Heath SK, Plater AJ (2010). Records of pan (floodplain wetland) sedimentation as an approach for post-hoc investigation of the hydrological impacts of dam impoundment: The Pongolo river, KwaZulu-Natal. Water Research, 44: 4226-4240.

Heilman IA (2013). Una propuesta de planificación para afrontar los efectos del cambio climático en el sector agrícola de Jalisco, México. Claremont Colleges Senior Theses. Paper 684. 129 pp.

Helsel DR, Hirsch RM (2002). Statistical Methods in Water Resources, Techniques of Water Resources Investigations. U.S. Geological Survey. (Fecha de acceso: 05/10/2015) http://pubs.usgs.gov/twri/twri4a3/html/toc.html

Hengl T, Heuvelink GBM, Rossiter DG (2007). About regression-kriging: From equations to case studies. Computers & Geosciences, 33 (10): 1301–1315.

Henry CD, Aranda-Gómez JJ (2000). Plate interactions control middle–late Miocene, proto-Gulf and Basin and Range extension in the southern Basin and Range. Tectonophysics, 318: 1- 26.

Herdendorf CE (1982). Large Lakes of the World. Journal of Great Lakes Research, 8 (3): 379-412.

Hermosillo JJ, Arancibia-Bulnes CA, Estrada CA (2011). Water desalination by air humidification: Mathematical model and experimental study. Solar Energy, 86: 1070–1076.

Hernández F (2013). Estudio estratégico del río Santiago en el tramo comprendido entre la CH Santa Rosa y el embalse de La Yesca. Tesina para optar al grado de Maestro en Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). 117 pp.

Hernández-Antonio A, Mahlknecht J (2014). Contaminación hidrotermal del agua subterránea: Atemajac-Toluquilla, Jalisco. Memorias del XXIII Congreso Nacional de Hidráulica. Puerto Vallarta, Jalisco, México. Octubre de 2014. 5 pp.

Hernández-Antonio A, Mahlknecht J, Tamez-Meléndez C, Ramos-Leal J, Ramírez-Orozco A, Parra R, Ornelas-Soto N, Eastoe CJ (2015). Groundwater flow processes and mixing in active volcanic systems: the case of Guadalajara (Mexico). Hydrology and Earth System Sciences, 19: 3937–3950.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Hernández-Antonio A, Mahlknecht J, Mora A, Torres Martínez JA, Ramírez-Orozco A (2017). Geochemistry and hydrothermal contamination of the Atemajac-Toluquilla groundwater system (Guadalajara, Mexico). 15th Water-Rock Interaction International Symposium, WRI-15. Évora, Portugal. Procedia Earth and Planetary Science, 17: 822 – 825.

Hernández-Bonilla, BE, Vázquez, JA, Soto PR, Rivera M (2014). Base de datos de piezometría de acuíferos en México y su publicación mediante un SIG. Memorias del XXIII Congreso Nacional de Hidráulica. Puerto Vallarta, Jalisco, México. Octubre de 2014. 2 pp.

Hernández-Espriú A, Reyna-Gutiérrez JA, Sánchez-León E, Cabral-Cano E, Carrera-Hernández J, Martínez-Santos P, Macías-Medrano S, Falorni G, Colombo D (2014). The DRASTIC-Sg model: an extension to the DRASTIC approach for mapping groundwater vulnerability in aquifers subject to differential land subsidence, with application to Mexico City. Hydrogeology Journal, 22: 1469–1485.

Hernández-Limón LG, Haro JC, Mahlknecht J (2005). Aplicación de cuatro metodologías del índice de vulnerabilidad acuífera a la contaminación (GOD, AVI, DRASTIC y SINTACS) en la cuenca Media del Río Conchos, Chihuahua. 18 pp.

Hernández-Valdez A (2001). El agua, entre la disputa y el derroche: agua y políticas públicas en México. Renglones, 49: 27-33.

Horton RE (1932). Drainage-basin characteristics. Transactions, American Geophysical Union, 13 (1): 350-361.

Hudson G, Wackernagel H (1994). Mapping temperature using kriging with external drift: theory and an example from Scotland. International Journal of Climatology, 14: 77-91.

Hudson PF, Hendrickson DA, Benke AC, Varela-Romero A, Rodiles-Hernández R, Minckley WL (2005). Rivers of Mexico. En: Rivers of North America, Primera edición. Elsevier Inc –Academic Press. Estados Unidos. 1030-1084.

Humboldt A (1808). Atlas Géographique et Physique du royaume de La Nouvelle Espagne: fondé sur des observations, des mesures trogonométriques et des nivellemens barométriques. Paris, Francia.

Humboldt A (1811a). Essai politique sur le royaume de la Nouvelle-Espagne. Paris, Francia. 233 pp.

Humboldt A (1811b). Carte Generale du Royaume de la Nouvelle Espagne depuis le Parallele de 16o jusqua'au Parallele de 58o (Latitude Nord) Dressee sur des observations commencement de l'annee 1804. Paris, Francia.

Hurtado R, Gardea-Torresdey J (2005). Estimación de la exposición a fluoruros en Los Altos de Jalisco, México. Salud Pública de México, 47 (1): 58-63.

Hurtado R, Gardea-Torresdey J (2006). Arsenic in drinking water in the Los Altos de Jalisco Region of Mexico. Panamerican Journal of Public Health, 20 (4): 236-247.

Hurtado R, Gardea-Torresdey J (2007). Evaluación de la exposición a Selenio en Los Altos de Jalisco, México. Salud Pública de México, 49 (4): 312-315.

Hurtado R, Gardea-Torresdey J, Tiemann JK (2000). Fluoride occurrence in tap water at "Los Altos de Jalisco" in the Central Mexico region. Proceedings of the 2000 Conference on Hazardous Waste Research. 211-219.

Hyman M, Dupont RR (2001). Groundwater and soil remediation: process design and cost estimating of proven technologies. Sociedad Americana de Ingeniería Civil (ASCE). Estados Unidos. 559 pp.

Ibrahim M, Koch B (2015). Assessment and mapping of groundwater vulnerability using SAR concentrations and GIS: A case study in Al-Mafraq, Jordan. Journal of Water Resource and Protection, 7: 588-596.

Instituto Nacional de Ecología –INE- (1979). Clasificación de la presa el Niágara, sobre el río Aguascalientes, en el estado de Aguascalientes. Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica. 14 pp.

INE (2007). Impacto, riesgo, verificación normativa y auditoría ambiental. Ciudad de México. 52 pp.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática –INEGI- (1984). Geología de la República Mexicana. En colaboración con el Instituto de Geología de la Facultad de Ingeniería de la UNAM. Ciudad de México. 86 pp.

INEGI (1993). Estudio hidrológico del Estado de Aguascalientes. Aguascalientes, México. 193 pp.

INEGI (1996). Cartas hidrológicas de Aguas Subterráneas a escala 1:250.000. Derivadas de interpretación cartográfica, imágenes satelitales, verificación en campo y análisis fisicoquímico de muestras de agua. Aguascalientes, México.

INEGI (1998). Estudio hidrológico del estado de Jalisco. Dirección General de Difusión. Primera edición. Aguascalientes, México. 176 pp.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

INEGI (2000). Diccionario de datos climáticos de la cartografía nacional, a escala 1:250.000 y 1:1.000.000. Aguascalientes, México. 65 pp.

INEGI (2008). Características edafológicas, fisiográficas, climáticas e hidrográficas de México. Datos Básicos de la Geografía de México. 32 pp.

INEGI (2009). Diccionario de datos edafológicos de la cartografía nacional, a escala 1:250.000. Aguascalientes, México. 33 pp.

INEGI (2010a). Censo Nacional de Población y Vivienda de México 2010. (Consultado el 7/02/2014) http://www.inegi.org.mx/

INEGI (2010b). Curvas de nivel (cada 10, 20, 50 y 100 m) provenientes de los mapas topográficos elaborados por el INEGI (Consultado el 7/12/2013) http://www.inegi.org.mx/

INEGI (2012a). Anuario Estadístico de Jalisco. (Descargado el 3/10/2014) http://www.inegi.org.mx/

INEGI (2012b). Mapas de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos mediante el método GOD en la Zona Hidrogeológica Valle de Calvillo, Aguascalientes. Escala 1:125.000. Primera edición. Aguascalientes, México.

INEGI (2013). Anuario estadístico y geográfico del territorio mexicano por entidad federativa. Aguascalientes, México. 744 pp.

INEGI (2014). Diccionario de datos edafológicos de la cartografía nacional, a escala 1:250.000. Aguascalientes, México. 67 pp.

INEGI (2016). Anuario estadístico y geográfico de los Estados Unidos Mexicanos. Cobertura temporal: 1995-2015. Formato digital. Aguascalientes, México. 965 pp.

Instituto de Información Territorial del Estado de Jalisco –IITEJ- (2014). Población en Bugambilias y El Palomar. (Consultado el 7/09/2015) http://iieg.gob.mx/general.php?id=4&idg=45

Instituto Geológico y Minero de España –IGME- (1972). Mapa de vulnerabilidad a la contaminación de los mantos acuíferos de la España peninsular, Baleares y Canarias: primer esquema cualitativo. Escala 1:1.000.000. Madrid, España.

IGME (2009). Análisis comparativo de la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca de acuíferos carbonáticos (Sierra de Cañete, provincia de Málaga). Boletín Geológico y Minero, 120 (1): 81-94.

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua –IMTA- (1993). Informe del estudio hidrogeoquímico e isotópico realizado en la zona de Toluquilla-Ocotlán-La Barca en el estado de Jalisco. 41 pp.

Instituto Mexicano para el Desarrollo Comunitario A.C. –IMDEC- (2007). Report on violations to the right to health and to a safe environment in Juanacatlán and El Salto, Jalisco, Mexico. 10 pp. (Fecha de consulta: 02/10/2014) http://www2.ohchr.org/english/issues/globalization/business/docs/ExecutiveSummarySantiagoRiver_en.pdf

Inter-American Network of Academies of Sciences (IANAS), United Nations Educational Scientific and Cultural Organization –UNESCO- (2015). Desafíos del agua urbana en Las Américas - Perspectivas de las Academias de Ciencias. Paris, Francia. 640 pp.

Intergovernmental Panel on Climate Change –IPCC- (2014) Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the IPCC. Ginebra, Suiza. 151 pp.

International Union of Soil Sciences –IUSS- Grupo de Trabajo WRB (2007). Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO. Roma, Italia. 130 pp.

Isaak DJ, Peterson EE, Ver Hoef JM, Wenger SJ, Falke JA, Torgersen CE, Sowder C, Steel EA, Fortin MJ, Jordan CE, Ruesch AS, Som N, Monestiez P (2014). Applications of spatial statistical network models to stream data. WIREs Water Wiley Periodicals Inc., 1 (3): 277-294.

Iturbe A, Sánchez L, Castillo L, Chías L (2009). Consideraciones Conceptuales sobre los Sistemas de Información Geográfica. Palibrio. 212 pp.

Jiao N, Zhang Y, Zeng Y, Gardner WD, Mishonov AV, Richardson MJ, Hong N, Pan D, Yan HX, Jo YH *et al.* (2007) Ecological anomalies in the East China Sea: Impacts of the Three Gorges Dam? Water Research, 41: 1287-1293.

Jiménez-Cisneros BE (2001). La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. Editorial Limusa. Ciudad de México. 926 pp.

Jiménez-Cisneros BE (2007). Información y calidad del agua en México. Trayectorias, 9 (24): 45-56.

Jiménez Cisneros BE (2014). Water recycling and reuse: An overview. En: Ahuja S (editor) Water reclamation and sustainability. Capítulo VIII. Elsevier. Estados Unidos. 431-454.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Jiménez-Cisneros BE, Durán JC, Méndez JM (2010). Calidad. En: Academia Mexicana de Ciencias – CONAGUA (2010). El Agua en México: Cauces y encauces. Jiménez-Cisneros B, Torregrosa ML, Aboites A (editores). 265-290.

Jiménez-Cisneros BE, Garduño H, Domínguez R (1998). Water availability in Mexico considering quantity, quality, and uses. Journal of Water Resources Planning and Management, 124: 1-7.

Jiménez-Cisneros BE, Marín LE –editores- (2004). El Agua en México vista desde la Academia. Academia Mexicana de Ciencias. Ciudad de México. 411 pp.

Jiménez-Cisneros BE, **Rose J** –editores- (2009). Urban water security: managing risks. UNESCO-IHP (Urban Water Series) The United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). Londres, Reino Unido. 354 pp.

Johnson C (2012). Toward post-sovereign environmental governance? Politics, scale, and EU water framework directive. Water Alternatives, 5 (1): 83-97.

Jury WA, Vaux H (2005). The role of science in solving the world's emerging water problems. Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS), 102 (44): 15715–15720.

JVC (2003). Informe de la evaluación de impacto ambiental del proyecto entregado a la Secretaría del Medio Ambiente para el Desarrollo Sustentable de Jalisco (SEMADES), para la construcción de un estadio de Futbol y la urbanización del *Centro de Cultura Convenciones & Negocios*: Jorge Vergara Cabrera (JVC). Guadalajara, México. 446 pp.

Kaliraj S, Chandrasekar N, Peter TS, Selvakumar S, Magesh NS (2015). Mapping of coastal aquifer vulnerable zone in the south west coast of Kanyakumari, South India, using GIS-based DRASTIC model. Environmental Monitoring and Assessment, 187 (4073): 1-27.

Karrasch B, Parra O, Cid H, Mehrens M, Pacheco P, Urrutia R, Valdovinos C, Zaror C (2006) Effects of pulp and paper mill effluents on the microplankton and microbial self-purification capabilities of the Biobío River, Chile. Science of the Total Environment, 359: 194-208.

Kavouri K, Plagnes V, Tremoulet J, Dörfliger N, Rejiba F, Marchet P (2011). PaPRIKa: a method for estimating karst resource and source vulnerability—application to the Ouysse karst system (southwest France). Hydrogeology Journal, 19: 339–353.

Kazakis N, Voudouris K (2011). Comparison of three applied methods of groundwater vulnerability mapping: A case study from the Florina basin, Northern Greece. En: Lambrakis N *et al.* -editores- (2011). Advances in the Research of Aquatic Environment. 359 pp.

Kazakis N, Voudouris K (2015). Groundwater vulnerability and pollution risk assessment of porous aquifers to nitrate: modifying the DRASTIC method using quantitative parameters. Journal of Hydrology, 525: 13–25.

Kimberlain TB, Blake ES, Cangialosi JP (2015). National Hurricane Center - tropical cyclone report of the hurricane Patricia. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 32 pp.

Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolf B, Rubel F (2006). World Map of Köppen-Geiger Climate classification updated. Meteorologische Zeitschrift, 15: 259-263.

Krasilnikov P, Gutiérrez-Castorena MC, Ahrens RJ, Cruz-Gaistardo CO, Sedov S, Solleiro-Rebolledo E (2013). The Soils of Mexico. World Soils Book Series. Springer. Madison, Estados Unidos. 187 pp.

Kudelin B (1960). Printsipy Regional'noi Otsenki Estestvennykh Resursov Podzemnykh Vod. Universidad Estatal de Moscú (MGU). URSS.

Kudelin B, Korobeinikova Z, Lebedev N (1963). Natural groundwater resources in the Central Chernozem Region and methods of their mapping (original en ruso). Universidad Estatal de Moscú (MGU). URSS.

Laaha G, Skøien JO, Blöschl G (2012). Quantitative geology and geostatistics, comparing geostatistical models for River Networks. Quantitative Geology and Geostatistics, 17: 543-553.

Laaha G, Skøien JO, Blöschl G (2014). Spatial prediction on river networks: comparison of top-kriging with regional regression. Hydrological Processes, 28 (2): 315-324.

Laaha G, Skøien JO, Nobilis F, Blöschl G (2013). Spatial prediction of stream temperatures using top-kriging with an external drift. Environmental Modeling & Assessment, 18 (6): 671-683.

Lahiere L (1982). Petrology of lacustrine deposits, Juchipila quadrangle, Zacatecas. Tesis de Máster. Universidad de New Orleans. Estados Unidos. 95 pp.

Lerner DN –editor- (2004). Urban Groundwater Pollution. International Contributions to Hydrogeology. Swets & Zeitlinger Publishers. Lisse, Países Bajos. 298 pp.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente –LGEEPA- (1988). Publicada en el Diario Oficial de la Federación (DOF) aprobada por la Cámara de diputados del Congreso de la Unión, en 1988. México. (Última reforma: 04-06-2012). 114 pp.

Ley de Aguas Nacionales –LAN- (1992). Publicada en el Diario Oficial de la Federación (DOF) aprobada por la Cámara de diputados del Congreso de la Unión, en 1992. México (Última reforma: 24-03-2016). 110 pp.

Lind OT, Dávalos-Lind L (2001). An Introduction to the Limnology of Lake Chapala, Jalisco, Mexico. En: Hansen AM, van Afferden M. The Lerma-Chapala Watershed Evaluation and Management. Springer US. Nueva York, Estados Unidos. 137–149.

Llamas MR (1975). Noneconomic motivations in ground-water use: hydroschizophrenia. Ground Water, 13 (3): 296–300.

Llamas MR, Martínez-Santos P (2005). Intensive groundwater use: silent revolution and potential source of social conflicts. Journal of Water Resources Planning and Management, 131 (5): 337-341.

Longoria, JF (1990). Structural traverse across the Sierra Madre Oriental fold-thrust belt in east-central Mexico: Alternative interpretation and reply. Geological Society of America Bulletin, 102: 261-266.

López S (2013). Élites gerenciales en la gestión participativa del agua: El Consejo Directivo del Comité Técnico de Aguas Subterráneos (COTAS) del acuífero del Valle de San Luis Potosí. Tesis de Maestría. El Colegio de San Luis Potosí. 231 pp.

López-Ramírez ME, Ochoa H (2010). Conflictos sociales por el agua en América Latina. El caso de Juanacatlán y El Salto en Jalisco, México. En: Preciado-Coronado J –coordinador- (2010). Anuario de la integración latinoamericana y caribeña. Universidad de Guadalajara. Red de Investigación sobre la Integración de América Latina y el Caribe (REDIALC). 256 pp.

López-Ramírez ME, Ochoa H (2012). Geopolítica del agua en la zona metropolitana de Guadalajara: historia y situación actual del espacio vital. En: Ochoa H, Bürkner HJ (coordinadores). Gobernanza y gestión del agua en el Occidente de México: la metrópoli de Guadalajara. ITESO. 33-71.

Luhr JF (2000). The geology and petrology of Volcán San Juan (Nayarit, México) and the compositionally zoned Tepic Pumice. Journal of Volcanology and Geothermal Research, 95: 109–156.

Luhr JF, Nelson SA, Allan JF, Carmichael IS (1985). Active rifting in southwestern Mexico - Manifestations of an incipient eastward spreading-ridge jump. Geology, 13: 54-57.

Lumb A, Sharma TC, Bibeault JF (2011). A Review of genesis and evolution of water quality index (WQI) and some future directions. Water Quality, Exposure and Health, 3 (1): 11–24.

MacGillivray W (1832). The Travels and Researches of Alexander von Humboldt. Cambridge University Press - Technology & Engineering - New York, Harper. 432 pp.

Macías JL (2005). Geología e historia eruptiva de algunos grandes volcanes activos de México. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, Volumen Conmemorativo del Centenario. Temas Selectos de la Geología Mexicana Tomo LVII, (3): 379-424.

Maciel-Flores R, Rosas-Elguera J (1992). Modelo geológico y evaluación del campo geotérmico La Primavera, Jalisco, México. Geofísica Internacional, 31: 359-370.

Mahlknecht J (2016). Aspectos a considerar en el monitoreo del agua subterránea. Presentación en la 3ª Bienal de Fondos de Agua. 15-17 de junio de 2016. Bogotá, Colombia.

Mahlknecht J, Hernández-Antonio A, Eastoe CJ, Tamez-Meléndez C, Ledesma-Ruiz R, Ramos-Leal, JA, Ornelas-Soto N (2017). Understanding the dynamics and contamination of an urban aquifer system using groundwater age (^{14}C, ^{3}H, CFCs) and chemistry. Journal of Hydrological Processes (*en prensa*). 47 pp.

Mahlknecht J, Ledesma R, Pastén E (2013). Evaluation of Guadalajara Metropolitan Area aquifer system using CFCs, Tritium, Carbon-14 and stable isotopes. Presentación en The National and International Conference on Groundwater (NGWA), 28 de abril a 2 de mayo de 2013. San Antonio, Texas. 25 pp.

Mahlknecht J, Pastén E –editores- (2013). Diagnóstico de los recursos hídricos en América Latina. Primera edición. Pearson Educación, México. 824 pp.

Mahood GA (1977). A preliminary report on the comenditic dome and ash flow complex of Sierra La Primavera, Jalisco. UNAM, Revista del Instituto de Geología, 1 (2): 177-190.

Mahood GA (1981). A Summary of the Geology and Petrology of the Sierra La Primavera, Jalisco, Mexico. Journal of Geophysical Research, 86: 10137-10152.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Mahood GA, Truesdell AH, Templos LA (1983). A reconnaissance geochemical study of La Primavera geothermal area, Jalisco, Mexico. Journal of Volcanology and Geothermal Research, 16: 247-261.
Muhammad AM, Zhonghua T, Dawood AS, Earl B (2015). Evaluation of local groundwater vulnerability based on DRASTIC index method in Lahore, Pakistan. Geofísica Internacional, 54 (1): 67 – 81.
Manea VC, Manea M, Ferrari L *(*2013). A geodynamical perspective on the subduction of Cocos and Rivera plates beneath Mexico and Central America. Tectonophysics, 609: 56–81.
Manzack H (1968). The course of self-purification process of canalized, highly polluted rivers Water Research, 2: 3-45.
Margat J (1968). Vulnerabilité des nappes d'eau souterraine á la pollution. Bases de la cartographie. Doc. BRGM, 68 SGL 198 HYD. Orléans, Francia.
Marín AI (2012). Vulnerabilidad a la contaminación y protección de las aguas subterráneas en acuíferos carbonáticos. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga, España. 398 pp.
Marín AI, Andreo B, Mudarra M (2015). Vulnerability mapping and protection zoning of karst springs. Validation by multitracer tests. Science of the Total Environment, 532: 435–446.
Marín AI, Dörfliger N, Andreo B (2011). Comparative application of two methods (COP and PaPRIKa) for groundwater vulnerability mapping in Mediterranean karst aquifers (France and Spain). Environmental Earth Sciences, 65: 2407–2421.
Marín LE (2002). Perspectives on Mexican Ground Water Resources. Ground Water, 40 (6): 570-571.
Marín LE (2007). The Role of Academies of Science for Improved Groundwater Governance. International Symposium on Groundwater Sustainability (ISGWAS). 259-267.
Marín LE (2014). Public Participation in Mexico's Water Management… or Not? Groundwater, 52 (6): 813-814.
Marín S, Torres-Ruata C (1990). Hidrogeología. Atlas Nacional de México. Vol. II. Escala 1:4.000.000. Instituto de Geografía de la UNAM. Ciudad de México.
Martínez-Juárez D, Jiménez-Reyes N, Rodríguez A (2013). Nota sobre la distribución geográfica y morfología de *Sisyrinchium platyphyllum* (iridaceae: sisyrinchieae). Acta Botanica Mexicana, 102: 77-88.
Martínez-Lagunes R, Rodríguez-Tirado J (1998). Water policies in Mexico. Water Policy, 1: 103-114
McCulligh C (2013). La no regulación ambiental: contaminación industrial del río Santiago en Jalisco. Observatorio del Desarrollo, 2 (7): 22-29.
McCulligh C (2014). Contaminar para competir - Contaminación industrial del río Santiago en Jalisco. Carta Económica Regional, 26 (113): 114-137.
McCulligh C, Páez JC, Moya G (2007). Mártires del Río Santiago: informe sobre violaciones al derecho a la salud y a un medio ambiente sano en Juanacatlán y El Salto, Jalisco, México. IMDEC. Guadalajara, México. 74 pp.
McDowell FW, Clabaugh SE (1981). The igneous history of the SMO and its relation to the tectonic evolution of the Wetern Mexico. Revista del Instituto de Geología de la UNAM, 5 (2): 195-206.
McDowell FW, Keizer RP (1977). Timing of mid-Tertiary volcanism in the Sierra Madre Occidental between Durango City and Mazatlan, Mexico. Geological Society of America Bulletin, 88: 1479-1487.
Medina JM, García JA, Pérez LC, García S (1997). Analogía de las condiciones geohidrológicas del Área Metropolitana de Guadalajara y radio de influencia (periodo 1980-1996). Pan American Institute of Geography and History. Revista Geográfica, 123: 119-132.
Mekonnen MM, Hoekstra AY (2016). Four billion people facing severe water scarcity. Science Advances, 2: 1-6.
Mengistu, SG, Creed, IF, Kulperger RJ, Quick CG (2013). Russian nesting dolls effect – Using wavelet analysis to reveal non-stationary and nested stationary signals in water yield from catchments on a Northern forested landscape. Hydrological Processes, 27 (5): 1099-1085.
Meyer S, Blaschek M, Duttmann R, Ludwig R (2015). Improved hydrological model parametrization for climate change impact assessment under data scarcity: the potential of field monitoring techniques and geostatistics. Science of the Total Environment, 543 (B): 906-923.
Michaud F, Royer JY, Bourgois J, de Lepinay BM, Liaudon GP (1994). The Rivera fracture zone revisited. Marine Geology, 137: 207-225.
Micheli J (2002). Política ambiental en México y su dimensión regional. Región y Sociedad, 14 (23): 129 – 170.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Miller VC (1953). A quantitative geomorphologic study of drainage basin characteristics in the clinch mountain area. Technical Report, No. 3. Contract N6 ONR 271–300. Virginia and Tennessee Columbia University. Departamento de Geología. Estados Unidos. 30 pp.

Miraldo A, Li S, Borregaard MK, Flórez-Rodríguez A, Gopalakrishnan S, Rizvanovic M, Wang Z, Rahbek C, Marske KA, Nogués-Bravo D (2016). An Anthropocene map of genetic diversity. Science, 353 (6307): 1532-1535.

Mitchel GW, Toscano JJ (1964). Una investigación del Lago Jalisco: un lago pleistocénico en la región central de Jalisco. Sociedad de Geografía y Estadística del Estado de Jalisco. 22 pp.

Moncayo-Estrada R, Lyons J, Ramirez-Herrejón JP, Escalera-Gallardo C, Campos-Campos O (2015). Status and trends in biotic integrity in a sub-tropical river drainage: analysis of the fish assemblage over a three-decade period. River Research and Applications, 31: 808–824.

Montaño J (2010). Programa de formación iberoamericano en materia de aguas. PNUMA. Apuntes del curso de Hidrogeología IV. 20-24 de septiembre de 2010. Ciudad de la Habana, Cuba. 59 pp.

Monte TR (2013). Metodología para evaluar la modificación de la capacidad de autodepuración de los ríos por efecto del cambio climático. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) - Programa de posgrado en Ingeniería Ambiental. 160 pp.

Moore G, Marone C, Carmichael ISE, Renne P (1994). Basaltic volcanism and extension near the intersection of the Sierra Madre volcanic province and the Mexican Volcanic Belt. Geological Society of America Bulletin, 106 (3): 383-394.

Morales-Hernández J, Bernardo MJ (2011). La Agroecología en los procesos de formación en agricultura sustentable: una experiencia en México. En: Morales-Hernández J (coordinador). La agroecología en la construcción de alternativas hacia la sustentabilidad rural. ITESO/Siglo XXI. Jalisco, México. 254-282.

Morán-Ramírez J, Ledesma-Ruiz R, Mahlknecht J, Ramos-Leal JA (2016). Rock-water interactions and pollution processes in the volcanic aquifer system of Guadalajara, Mexico, using inverse geochemical modeling. Applied Geochemistry, 68: 79-94.

Morell I, Giménez E, Esteller MV (1996). Application of principal components analysis to the study of salinization on the Castellon Plain (Spain). Science of the Total Environment, 177: 161-171.

Morio M, Finkel M, Martac E (2010). Flow guided interpolation - A GIS-based method to represent contaminant concentration distributions in groundwater. Environmental Modelling & Software, 25 (12): 1769–1780.

Müller MF, Thompson SE (2015). TopREML: A topological restricted maximum likehood approach to regionalize trended runoff signatures in stream networks. Hydrology and Earth System Sciences (HESS), 19: 2925-2942.

Munguía J (1984). Nueva toponimia náhuatl de Jalisco. Gobierno de Jalisco. Secretaría General, Unidad Editorial. Guadalajara, México. 44 p.

Munn OD (1893). Water Power Transformed into Light. Scientific American 69, 114.

Muñoz-Salinas E, Castillo, M (2013). Sediment and Water Discharge Assessment on Santiago and Pánuco Rivers (Central Mexico): The Importance of Topographic and Climatic Factors. Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography, 95: 171-183.

Nace RL (1973). Memorias de la reunión de American Water Resources Association (AWRA) en 1972. Ground Water, 11 (1), 48-49.

Namour P, Schmitt L, Eschbach D, Bertrand M, Fantino G, Bordes C, Breil P (2015). Stream pollution concentration in riffle geomorphic units (Yzeron basin, France). Science of the Total Environment, 532: 80-90.

National Research Council –NRC- (1993). Groundwater vulnerability assessment contamination potential under conditions of uncertainty. Committee on techniques for assessing groundwater vulnerability. Water science and technology board commission on Geosciences, Environment, and Resources. National Academy Press. Washington DC, Estados Unidos. 210 pp.

National Weather Service –NWS- (2015). Weather Forecast Office - Birmingham Geographic Information Systems Website. Birmingham, Alabama (Estados Unidos). (Consultado el 03/08/2015) https://www.weather.gov/bmx/gis.

Natural Earth (2017). Free vector and raster map data at 1:10m, 1:50m, and 1:110m scales. http://www.naturalearthdata.com/

Nava L (2013). Gobernanza global del agua. En: López-Vallejo M, Mungaray AB, Quintana F, Velázquez R (2013). Gobernanza Global en un mundo interconectado. Universidad Autónoma

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

de Baja California - Asociación Mexicana de Estudios Internacionales, A.C. - Universidad Popular Autónoma del Estado de Puebla. 113-121.

Navarro-García JR, Regalado J –coordinadores- (2006). El debate del agua en Jalisco y Andalucía. Consejería de Cultura - Escuela de Estudios Hispano-Americanos (CSIC) - Asociación Cultural La Otra Andalucía. Contribución a la Feria Internacional del Libro de Guadalajara 2006. Sevilla, España. 256 pp.

Navarro-García JR, Teixeira S, Tortolero A –coordinadores- (2014). Gestión hidráulica en América Latina y España. Campos dos Goytacazes, Brasil. 417 pp.

Naylor WM (1893). The growth of opinion on the self-purification of rivers. Public Health, 6: 236-239.

Nel JL, Roux DJ, Abell R, Ashton PJ, Cowling RM, Higgins JV, Thieme M, Viers JH (2009). Progress and challenges in freshwater conservation planning. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 19 (4): 474–485.

Nelson SA (1986). Geología del Ceboruco y riesgos potenciales. UNAM. Revista del Instituto de Geología, 6 (2). 243-258.

Nelson SA, Hegre J (1990). Volcán Las Navajas, a Pliocene-Pleistocene trachyte/peralkaline rhyolite volcano in the northwestern Mexican volcanic belt. Bulletin of Volcanology, 52: 186-204.

Nelson SA, Sánchez-Rubio G (1986). Trans Mexican Volcanic Belt Field-Guide. Geological Association of Canada, Volcanology Division. 108 pp.

Neshat A, Pradhan B, Dadras M (2014). Groundwater vulnerability assessment using an improved DRASTIC method in GIS. Resources, Conservation and Recycling, 86: 74–86.

Nieto-Obregón J, Delgado L, Damon PE (1985). Geochronologic, petrologic, and structural data related to large morphologic features between the Sierra Madre Occidental and the mexican volcanic belt. Geofísica Inernacional, 24 (4): 623-663.

Nieto-Obregón J (1987). Tectonic synthesis and seismic risk along the Rio Grande de Santiago fault, in Jalisco, Mexico. International Journal of Mining and Geological Engineering, 7: 37-51.

Nieto-Samaniego AF, Ferrari L, Alaniz-Álvarez SA, Labarthe-Hernández G, Rosas-Elguera J (1999). Variation of Cenozoic extension and volcanism across the southern Sierra Madre Occidental volcanic province, Mexico. Geological Society of America Bulletin, 111 (3): 347–363.

Nieto-Samaniego AF, Alaniz-Álvarez SA, Camprubí A (2005). La Mesa Central de México: estratigrafía, estructura y evolución tectónica cenozoica. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana - Volumen Conmemorativo del Centenario - Temas Selectos de la Geología Mexicana. Tomo LVII, (3): 285-318.

Nixon GT, Demant A, Armstrong RL, Harakal JE (1987). K-Ar and geologic data bearing on the age and evolution of the Trans-Mexican Volcanic Belt. Geofísica Internacional, 26(1): 109-158.

Nixon KC (1993). The genus *Quercus* in Mexico. En: Ramamoorthy *et al.* (editores). Biological diversity of Mexico: origins and distribution. Oxford University Press. Nueva York, Estados Unidos. 397–420.

Ochoa H (2001). La organización territorial huichol. Tesina de Licenciatura en Geografía. Universidad de Guadalajara, México. 129 pp.

Ochoa H (2012). Gestión del agua en la periferia urbana: Tlajomulco de Zúñiga. En: Ochoa H, Bürkner HJ –coordinadores-. Gobernanza y gestión del agua en el Occidente de México: la metrópoli de Guadalajara. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Occidente (ITESO), México. 245-282.

Ochoa H, Bürkner HJ –coordinadores- (2012). Gobernanza y gestión del agua en el Occidente de México: la metrópoli de Guadalajara. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Occidente (ITESO). Guadalajara, México. 438 pp.

Ochoa H, Arrojo P, Godínez-Madrigal J, López-Villegas P, López-Aguayo A, Quiroz-Hernández ML (2015). Agua para el desarrollo regional en los Altos de Jalisco. Gestión del agua e impacto social del proyecto El Zapotillo. Guadalajara, Jalisco: Asociación Ganadera Local de San Juan de Los Lagos, Jalisco. Asociación Civil CONREDES y Universidad ITESO. Guadalajara, México. 383 pp.

Ochoa H –editor- (2015). Imposition, resistance, and alternatives in the face of an inter-regional water crisis in Mexico: El Zapotillo Project. Waterlat-Gobacit Network working papers. Thematic Area Series SATCTH TA6: Basins and Hydrosocial Territories Working Paper, 2 (1). 278 pp.

Oficina de las Naciones Unidas de Servicios para Proyectos –UNOPS- (2017). México: Proyecto Jalisco Sostenible. Asistencia técnica para la sostenibilidad del proceso de planeación

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

de obras de infraestructura en la cuenca del río Verde, estado de Jalisco (México). (Fecha de acceso: 15/01/2017) https://www.unops.org/espanol/Projects/Paginas/Mexico-proyecto-jalisco.aspx

Ohmori H (1993). Changes in the hypsometric curve through mountain building resulting from concurrent tectonics and denudation. Geomorphology, 8: 263-277.

Olea RA (1999). Geostatistics for Engineers and Earth Scientists. Springer Science Business Media, LLC. US Geological Survey. The University of Kansas Lawrence, Estados Unidos. 303 pp.

Olmer M, Rezac B (1974). Methodical principles of maps for protection of groundwater in Bohemia and Moravia. Escala 1:200.000. Francia. Memorias de la IAH, 10 (1): 105–107.

Olsen RL, Chappell RW, Loftis J (2012). Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis - literature review and Illinois River watershed case study. Water Research, 46: 3110-3122.

Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND, Powell GVN, Underwood EC, D'amico JA, Itoua I, Strand HE, Morrison JC, *et al.* (2001). Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. BioScience, 51 (11): 933-938.

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) –OCDE- (2013). Water and Climate Change Adaptation: Policies to Navigate Uncharted Waters, OECD Studies on Water, OECD Publishing. 228 pp.

Organización Mundial de la Salud –OMS- (2014). Guidelines for drinking-water quality - 4th ed. WHO Press, World Health Organization. Ginebra, Suiza. 564 pp.

OMS, United Nations Children's Fund –UNICEF- (2015). Progress on sanitation and drinking water – 2015 update and MDG assessment. WHO and UNICEF. 90 pp.

Ortega-Gutiérrez F, Mitre-Salazar LM, Roldán-Quintana J, Aranda- Gómez JJ, Morán-Zenteno DJ, Alaniz-Alvarez SA, Nieto-Samaniego AF (1992). Carta Geológica de la República Mexicana, escala 1:2'000,000. Quinta Edición. UNAM. Ciudad de México.

Ortiz MA (1978). Geomorfología fluvial del curso bajo del río Grande de Santiago, Nayarit. Tesis de Maestría en Geografía. Colegio de Geografía de la UNAM. 65 pp.

Oswald Spring U –coordinadora- (2011). Retos de la investigación del agua en México. CRIM-UNAM, Red Temática del Agua del Conacyt. Cuernavaca, México. 754 pp.

Ouyang Y (2005). Evaluation of river water quality monitoringstations by principal component analysis. Water Research, 39: 2621–2635.

Pacheco-Vega R (2015a). Gobernanza del agua en Aguascalientes: regionalización, reescalamiento e intermunicipalidad. Espacialidades, 5 (1): 94-118.

Pacheco-Vega R (2015b). Gobernanza del agua residual en Aguascalientes: captura regulatoria y arreglos institucionales complejos. Región y Sociedad, 27 (64): 313-350.

Padilla A, Delgado J (2013). Tratamiento y gestión de series temporales hidrológicas. Manual de usuario de la aplicación Trasero 2.1.0. Departamento de ciclo hídrico. Diputación Provincial de Alicante. 87 pp.

Palerm J (2005). Needs and opportunities for SEA in Mexico: a view through the Arcediano dam case study - Practice report. Impact Assessment and Project Appraisal, 23 (2): 125-134.

Pardo M, Suárez G (1995). Shape of the subducted Rivera and Cocos plates in southern Mexico - Seismic and tectonic implications. Journal of Geophysical Research, 100 (B7): 12357-12373.

Pardo-Igúzquiza E (1998). Optimal selection of number and location of rainfall gauges for areal rainfall estimation using geostatistics and simulated annealing. Journal of Hydrology 210, (1–4): 206-220.

Pardo-Igúzquiza E, Guardiola-Albert C, Heredia J, Moreno-Merino L, Durán JJ, Vargas-Guzmán JA –editores- (2014). Mathematics of Planet Earth. Proceedings of the 15th Annual Conference of the International Association for Mathematical Geosciences. Springer. Berlín, Alemania. 861 pp.

Paredes (2004). Integración de la modelación de la calidad del agua en un sistema de ayuda a la decisión para la gestión de recursos hídricos. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. 368 pp.

Passerat J, Ouattara NK, Mouchel JM, Rocher V, Servais P (2011). Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. Water Research, 45: 893-903.

Pavlis M, Cummins E (2014). Assessing the vulnerability of groundwater to pollution in Ireland based on the COST-620 Pan-European approach. Journal of Environmental Management, 133: 162-173.

Peniche S, Guzmán M (2010). Estudios de la Cuenca del Río Santiago - Un enfoque multidisciplinario. Editorial Páramo. Guadalajara, México. 201 pp.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Pérez-Peña JV (2009). GIS-Based tools and methods for landscape analysis and active tectonic evaluation. Tesis Doctoral. Doctorado en Ciencias Geologicas por la Universidad de Granada, España. 170 pp.

Pérez-Peña JV, Azañón JM, Azor A (2009). CalHypso: An ArcGIS extension to calculate hypsometric curves and their statistical moments. Applications to drainage basin analysis in SE Spain. Computers & Geosciences, 35: 1214–1223.

Perkins FC (1909). A remarkable Mexican concrete conduit at Guadalajara. Scientific American, 101: 328.

Perles Roselló MJ, Vías JM, Andreo B (2009). Vulnerability of human environment to risk: Case of groundwater contamination risk. Environment International, 35: 325–335.

Petrone CM, Orozco-Esquivel T, Ferrari L (2014). Petrogenesis and geodynamic significance of silicic volcanism in the western Trans-Mexican Volcanic Belt: the role of gabbroic cumulates. Contributions to Mineralogy and Petrology, 167 (1006): 1-22.

Piscopo G (2001). Groundwater vulnerability map explanatory notes - Castlereagh Catchment. Centre for Natural Resources of New SW Department of Land and Water Conservation. Nueva Gales del Sur, Australia. 18 pp.

Prati L, Richardson QB (1971). Water pollution and self-purification study on the PO river below ferrara. Water Research, 5 (5): 203-212.

Pressat R (1977). Introducción a la demografía. Ariel Barcelona. 187 pp.

Prygiel J, Coste M (1993). The assessment of water quality in the Artois-Picardie water basin (France) by the use of diatom indices. Twelfth International Diatom Symposium. Springer Netherlands. 343-349

Quantitative Decisions –Quantdec- (2000). Map Algebra - Local Operations. N-ary operations: local statistics. http://www.quantdec.com/SYSEN597/GTKAV/section9/map_algebra2.htm (Consultado: 3/10/2015)

Quevedo MA (1906). La Cuestión del lago de Chapala. Dictamen presentado al Sr. Ministro de Fomento sobre el Aprovechamiento de las aguas del lago, México. Talleres de tipografía y grabado Rodríguez. Ciudad de México.

Quintero-Legorreta O (1992). Evolución de la Frontera septentrional del bloque de Jalisco México desde hace 17 millones de años. Universidad Nacional Autónoma de México, Revista del Instituto de Geología de la UNAM, 10 (1): 6-25.

Ramírez-García P, López-Blanco J, Ocaña D (1998). Mangrove vegetation assessment in the Santiago River Mouth, Mexico, by means of supervised classification using Landsat TM imagery. Forest Ecology and Management, 105: 217–229.

Ramos-Leal JA, Noyola C, Tapia FO (2010). Aquifer vulnerability and groundwater quality in mega cities: case of the Mexico Basin. Environmental Earth Sciences, 61: 1309–1320.

Rangel-Peraza JG, De Anda J, González-Farías FA, Erickson DE (2009a). Water quality assessment of Aguamilpa Reservoir, Nayarit, Mexico. WIT Transactions on Ecology and the Environment, 125: 169-183.

Rangel-Peraza JG, De Anda J, González-Farías FA, Erickson DE (2009b). Statistical assessment of water quality seasonality in large tropical reservoirs. Lakes & Reservoirs: Research and Management, 14: 315–323.

Rangel-Peraza JG, De Anda J, González-Farías FA, Rode M, Sanhouse-García A, Bustos-Terrones YA (2015). Assessment of heavy metals in sediment of Aguamilpa Dam, Mexico. Environmental Monitoring and Assessment (2015), 187:134. 14 pp.

Rangel-Peraza JG, Obregón O, Nelson J, Williams GP, De Anda J, González-Farías FA, Miller J (2012). Modelling approach for characterizing thermal stratification and assessing water quality for a large tropical reservoir Aguamilpa. Lakes & Reservoirs: Research and Management, 17: 119–129.

Ravbar N, Goldscheider N (2007). Proposed methodology of vulnerability and contamination risk mapping for the protection of karst aquifers in Slovenia. Acta Carsologica, 36 (3): 397–411.

Ravindra K, Ameena M, Rani M, Kaushik A (2003). Seasonal variations in physico-chemical characteristics of River Yamuna in Haryana and its ecological best-designated use. Journal of Environmental Monitoring, 5: 419-426.

Rebolledo B, Gil A, Flotats X, Sánchez JA (2016). Assessment of groundwater vulnerability to nitrates from agricultural sources using a GIS-compatible logic multicriteria model. Journal of Environmental Management, 171: 70-80.

Recio A (2014). Un informe de Pedro de Ribera para Nueva España: el abastecimiento de agua a Guadalajara. Archivo Español de Arte, 87 (348): 351-364.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Recio A (2016). El acueducto de Guadalajara y la obra de fray Pedro Antonio de Buzeta en España y Nueva España. Revista de Indias, 76 (268): 717-749.

Registro Público de Derechos de Agua subterránea –REPDA- (2011). Inventario georreferenciado de 14.757 concesiones de agua subterránea en la cuenca del río Santiago, registradas por el Organismo de Cuenca Lerma-Santiago-Pacífico de la CONAGUA.

Rendón JE, Rendón GJ (2012). Propuesta para el manerjo integral del agua en el área metropolitana de Guadalajara. Tesina de Licenciatura en Ingeniería Civil. Facultad de Ingeniería de la UNAM. Ciudad de México. 115 pp.

Righter K, Carmichael ISE, Becker TA, Renne PR (1995). Pliocene-Quaternary volcanism and faulting at the intersection of the Gulf of California and the Mexican Volcanic Belt. Geological Society of America Bulletin, 107: 612-626.

Rivera J, Velázquez J, Báez D (2014a). Sistema de información hidrológica para la cuenca del río Santiago, México. XIII Conferencia Iberoamericana en Sistemas, Cibernética e Informática (CISCI). 15-18 de julio de 2014. Florida, Estados Unidos. 6 pp.

Rivera M, Vázquez JA, Soto PR, Hernández BE (2014b). Instrumentación de pozos de monitoreo piezométrico en acuíferos de México. Memorias del XXIII Congreso Nacional de Hidráulica. Puerto Vallarta, Jalisco, México. Octubre de 2014. 4 pp.

Rizo-Decelis LD, Andreo B (2016a). Water quality assessment of the Santiago River and attenuation capacity of pollutants downstream Guadalajara City, Mexico. River Research and Applications, 32 (7): 1505-1516.

Rizo-Decelis LD, Andreo B (2016b). Atenuación natural de contaminantes y evaluación de la calidad del agua del río Santiago. Foro Internacional Innovation MX. 6-8 de abril 2016. Guadalajara, México.

Rizo-Decelis LD, Marín AI, Andreo B (2016a). Groundwater vulnerability mapping in Guadalajara aquifers system (Western Mexico). European Geosciences Union (EGU), 18. General Assembly 2016. Viena, Austria. Geophysical Research Abstracts.

Rizo-Decelis LD, Villalpando-Vizcaíno R, Andreo B (2016b). Tratamiento de datos meteorológicos del SMN para la cuenca del río Santiago. Foro Internacional Innovation MX. 6-8 de abril 2016. Guadalajara, México.

Rizo-Decelis LD, Pardo-Igúzquiza E, Andreo B (2017). Spatial prediction of water quality variables along a main river, in presence of pollution hotspots (aceptado para publicación) Science of the Total Environment.

Robles-Gil A (1896). Memoria descriptiva del proyecto de las compuertas que el Sr D José M Bermejillo establecerá en el Puente de Ocotlán. En: Archivo Histórico del Agua (AHA), Aprovechamientos Superficiales. 94–126.

Robins N, Adams B, Foster SSD, Palmer R (1994). Groundwater vulnerability mapping: the British perspective. Hydrogeologie, 3: 35-42.

Rodríguez-Castañeda JL, Rodríguez-Torres R (1992). Geología estructural y estratigrafía de la región entre Guadalajara y Tepic, Estados de Jalisco y Nayarit. UNAM. Revista del Instituto de Geología de la UNAM, 10 (2). 99-110.

Rodríguez M, Goguitchaichvili1 A, Calvo-Rathert M, Morales-Contreras J, Alva-Valdivia L, Rosas-Elguera J, Urrutia-Fucugauchi J, Delgado H (2006). Paleomagnetism of the Pleistocene Tequila Volcanic Field (Western Mexico). Earth Planets Space, 58: 1349–1358.

Rodríguez JJ, Cota R (2005). El municipio de El Salto en el proceso de industrialización de la Zona Metropolitana de Guadalajara. Carta Económica Regional, 17 (92): 3-13.

Rojas-Ortuste F (2014). Políticas e institucionalidad en materia de agua potable y saneamiento en América Latina y el Caribe. United Nations. (Fecha de acceso: 05/10/2015) http://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/36776/S2014277_es.pdf?sequence=1

Romero-Díaz MS, López-Bermúdez F (1987). Morfometría de redes fluviales: revisión crítica de los parámetros más utilizados y aplicación al Alto Guadalquivir. Papeles de Geografía (Física), 12:47-62.

Rosas-Elguera J, Ferrari L, Garduño-Monroy VH, Urrutia-Fucugauchi J (1996). Continental boundaries of the Jalisco block and their influence in the Pliocene-Quaternary kinematics of western Mexico. Geology, 24 (10): 921–924.

Rosas-Elguera J, Ferrari L, López M, Urrutia-Fucugauchi J (1997). Stratigraphy and tectonics of the Guadalajara region and triple-junction area, Western Mexico. International Geology Review, 39 (2): 125-140.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Rossotti A, Ferrari L, López M, Rosas-Elguera J (2002). Geology of the boundary between the Sierra Madre Occidental and the TMVB in the Guadalajara Region, Western Mexico. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, 19 (1): 1-15.

Russo TA, Fisher AT, Lockwood BS (2014). Assessment of managed aquifer recharge site suitability using a GIS and modeling. Groundwater, 53 (3): 1-12.

Rzedowski J (1978). Vegetación de México. Editorial Limusa, primera edición. Ciudad de México. 504 pp.

Sadat-Noori M, Ebrahimi K (2016). Groundwater vulnerability assessment in agricultural areas using a modified DRASTIC model. Environmental Monitoring and Assessment, 188: 1-19.

Saffir HS (1973). Hurricane wind and storm surge. The Military Engineer, 423: 4-5.

Sahagún E, Macías MA, Carrillo P, Larrañaga N, Vázquez JA (2014). Guía de campo de los árboles tropicales de la barranca del río Santiago en Jalisco, México. Universidad Autónoma de Guadalajara - Universidad de Guadalajara - Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología de Jalisco. 323 pp.

Sahoo M, Sahoo S, Dhar A, Pradhan B (2016). Effectiveness evaluation of objective and subjective weighting methods for aquifer vulnerability assessment in urban context. Journal of Hydrology, 541: 1303–1315.

Sahuquillo A, Custodio E, Llamas MR (2008). La gestión de las aguas subterráneas. Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas. Universidad de Sevilla - Ministerio de Medio Ambiente - Fundación Nueva Cultura del Agua. Sevilla, España. 26 pp.

Salas M (2010). Poíticas públicas en materia ambiental y salud en El Salto, Jalisco. Comisiòn de ecología, saneamiento y acción contra la contaminación ambiental, parques y jardines. Iniciativa del gobierno municipal. 48 pp.

Sámano-Romero G, Mautner M, Chávez-Mejía A, Jiménez-Cisneros BE (2016). Assessing Marginalized Communities in Mexico for Implementation of Rainwater Catchment Systems. Water, 8 (140): 1-14.

Sánchez LF (2007). Origen, transporte, distribución y concentraciones de los fluoruros en el sistema hidrogeológico volcánico Atemajac-Toluquilla, Jalisco, México. Tesis doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Posgrado en Ciencias de la Tierra. Instituto de Geofísica. Ciudad de México. 143 pp.

Sánchez JJ, Núñez-Cornú FJ, Suárez-Plascencia C, Trejo-Gómez E (2009). Seismicity at Ceboruco Volcano, Mexico. Seismological Research Letters, 80 (5): 823-830.

Sánchez-Peña RS (1998). Robust systems theory and applications. Editorial John Wiley & Sons. Nueva York, Estados Unidos. 502 pp.

Santana RL (2015). Representación social del daño a la salud en el conflicto socioambiental de El Salto, Jalisco. Tesis Doctoral. Doctorado en Antropología. Facultad de Filosofía y Letras. Universidad Nacional Autónoma de México. 221 pp.

Santoyo-Gutiérrez S, Garcfa A, Morales A, Perezyera J, Rosas A (1991). Applied technology in the solution of geothermal drilling problems of deep wells in La Primavera caldera (Mexico). Journal of Volcanology and Geothermal Research, 47 (1991) 195-208.

Sapper K (1917). Katalog der geschichtlichen vulkanausbrüche. Strassburg, K.J. Trübner. Alemania. 358 pp.

Searcy JK, Hardison CH (1960). Double-Mass Curves. Double-Mass Curves. Manual of Hydrology - Part 1, General Surfacewater Techniques - With a section Fitting Curves to Cyclic. Manual of Hydrology: Part 1. General Surface-Water Techniques Methods and practices of the Geological Survey. 41 pp.

Secretaría de Economía –SE- (2017). Normas Oficiales Mexicanas (Fecha de acceso: 15/01/2017) http://www.economia.gob.mx/standards/mexican-standards-catalog

Secretaría de Energía –SENER- (2015). Programa de desarrollo del sistema eléctrico nacional 2015-2029. Dirección general de generación y transmisión de energía eléctrica. 250 pp.

Secretaría del Medio para el Desarrollo Territorial de Jalisco –SEMADET- (2015a). Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial del Estado de Jalisco (POET) en formato vectorial. Última modificación: 24 de febrero de 2015.

SEMADET (2015b). Estudio técnico justificativo para el área estatal de protección hidrológica Bosque Los Colomos - La Campana. Gobierno de Jalisco. Guadalajara. 143 pp.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales -SEMARNAT- (2010). Propuesta de programa para la prevención y gestión integral de residuos sólidos del estado de Jalisco. 192 pp.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

SEMARNAT (2017). Normas Oficiales Mexicanas en materia de agua (consultado 1/01/2017) http://www.semarnat.gob.mx/leyes-y-normas/nmx-agua

SEMARNAT, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua –MTA- (2013). Informe del estudio para la identificación de nuevas fuentes de abastecimiento de agua subterránea en las regiones de Ciénega, Altos de Jalisco y Chapala, para la empresa Patrón Spirits de México. 216 pp.

Secretaría de Recursos Hidráulicos –SRH- (1962). Boletín Hidrológico Número 25. Inventario preliminar de aprovechamientos superficiales más importantes en los ríos Santiago y Lerma. Ciudad de México.

SRH (1969). Informe del estudio geohidrológico preliminar de las zonas aledañas al río Lerma, desde el río Turbio, en Guanajuato, hasta la Presa Santa Rosa, en Jalisco. Elaborado por Ariel Consultores S.A.

SRH (1972-1978). Inventario de aprovechamientos superficiales más importantes en la región hidrológica No. 12. Del río Santiago. Desde la Presa Poncitlán hasta su desembocadura en el Océano Pacifico. 652 pp.

Sedeño-Díaz JE, López-López E (2007). Water Quality in the Río Lerma, Mexico: An Overview of the Last Quarter of the Twentieth Century. Water Resources Management, 21 (10): 1797-1812.

Selvans MM, Stock JM, Demets C, Sanchez O, Marquez-Azua B (2010). Constraints on Jalisco Block Motion and Tectonics of the Guadalajara Triple Junction from 1998–2001 Campaign GPS Data. Pure and Applied Geophysics, 168: 1435–1447.

Serrano P (2012). Porfirio Díaz y el Porfiriato – Cronología (1830-1915). Secretario de Educación Pública - Instituto Nacional de Estudios Históricos de las Revoluciones de México. 146 PP.

Servicio Geológico Mexicano –SGM- (1998). Carta geológico-minera Tepic F13-8. Nayarit y Jalisco, escala 1:250,000. Mapas litológicos con base en la cartografía de INEGI. Secretaría de Energía.

SGM (2000). Descripción de geológico-mineras, escala 1:50,000 y 1:250.000, en la CRS. Zacatecas, Jalisco, Nayarit, Durango, Guanajuato y Zacatecas.

SGM (2007). Descripción de cartas geoquímicas, escala 1:250,000, en la CRS. Zacatecas, Jalisco, Nayarit, Durango, Guanajuato y Zacatecas.

Shirazi SM, Imran HM, Akib S (2012). GIS-based DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment: a review. Journal of Risk Research, 15 (8): 991–1011.

Sieron K, Siebe C (2008). Revised stratigraphy and eruption rates of Ceboruco stratovolcano and surrounding monogenetic vents (Nayarit, Mexico) from historical documents and new radiocarbon dates. Journal of Volcanology and Geothermal Research, 176: 241–264.

Silva A (2015). Tectónica y volcanismo bimodal en la zona de transición entre la Sierra Madre Occidental y la Faja Volcánica Trans-Mexicana al norte de Guadalajara, Jalisco. Tesina de Licenciatura en Ingeniería Geológica. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). 129 pp.

Silva-García JT, Ramos JA, Rodríguez R, Ochoa S, Mondragón R (2000). Vulnerabilidad acuífera y parametrizacion geoeléctrica del subsuelo de una empresa procesadora de cobre en México. Investigación, gestión y recuperación de acuíferos contaminados. Memorias del Congreso IGME sobre aguas subterráneas. 143-153.

Simpson RH (1974). The Hurricane disaster potential scale. Weatherwise, 27: 169–186.

Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrográficas –SIATL- (2010). Documento técnico descriptivo de la red hidrográfica escala 1:50 000. Edición: 2.0. Dirección General de Geografía y Medio Ambiente. Instituto Nacional de Estadística y Geografía de México (INEGI). 106 pp.

Sistema intermunicipal de Agua Potable y Alcantarillado –SIAPA- (1988). Agua para la Zona Metropolitana de Guadalajara 1983-1988. Sistema Intermunicipal de los Servicios de Agua Potable y Alcantarillado (SIAPA). Guadalajara, México. 98 pp.

SIAPA (2014). Criterios y lineamientos técnicos para factibilidad de infiltración de agua pluvial. Capítulo V. Guadalajara, México. 10 pp.

SIAPA (2016). Informe de actividades y resultados. Cuarto trimestre de 2016. Guadalajara, México. 57 pp.

Sistema de Tren Eléctrico Urbano –SITEUR- (2013). Informe de la manifestación de impacto ambiental (modalidad específica) del proyecto de tren ligero línea 3, en Zapopan, Guadalajara y Tlaquepaque. Consorcio Senermex – Transconsult. Guadalajara, México. 365 pp.

Sistema Nacional de Información del Agua -SINA- (2015). Mapa de acuíferos, por región hidrológico-administrativa (Revisado el 06/05/2015). http://sina.conagua.gob.mx/sina/.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Skøien JO (2015). Algoritmo en lenguage *R*. Interpolation of Data with Variable Spatial Support. Rtop-Package: A package providing methods for analysis and spatial interpolation of data with an irregular support, Version 0.5-5, Repository CRAN, (Fecha de acceso 05/09/2016) http://cran.at.r-project.org/web/packages/rtop/rtop.pdf

Skøien JO, Blöschl G, Laaha G, Pebesma E, Parajka J, Viglione A (2014). Rtop: An R package for interpolation of data with a variable spatial support, with an example from river networks. Computers and Geosciences, 67: 180-190.

Skøien JO, Merz R, Blöschl G (2006). Top-kriging – geostatistics on stream networks. Hydrology and Earth System Sciences, 10 (2): 277-287.

Solanes M (2013). Viewpoint - The Washington Consensus, Chilean water monopolization and the Peruvian draft water law of the 1990s. Water Alternatives, 6 (2): 207-217.

Solanes M, González-Villareal G (1999). The Dublin Principles for Water as Reflected in a Comparative Assessment of Institutional and Legal Arrangements for Integrated Water Resources Management Global Water Partnership. Technical Advisory Committee (TAC). TAC Background Papers No. 3. Global Water Partnership/Swedish International Development Cooperation Agency. Estocolmo, Suecia. 48 pp.

Sotornikova R, Vrba J (1987). Some remarks on the concept of vulnerability maps. En: Van Duijvenbooden W, Van Waegeningh HG (editores). Vulnerability of soil and groundwater to pollulants. Proceedings and information No. 38. TNO Committee on hydrological research. La Haya, Países Bajos. 471-475.

Stanford Geostatistical Modeling Software –SgeMS- (2009). (Fecha de acceso 01/01/2017). http://sgems.sourceforge.net/

StatPoint Technologies (2014). STATIGRAPHICS software, Version 16.1.15. Programa especializado para tratamiento estadístico de información. (Fecha de acceso 01/01/2017) http://www.statgraphics.com/

Stattersfield AJ, Crosby MJ, Long AJ, Wege DC (1998). Endemic Bird Areas of the World: Priorities for Biodiversity Conservation. Cambridge (UK). Birdlife International. Birdlife Conservation Series, 7. 846 pp.

Stephenson SN, Roberts GG, Hoggard MJ, Whittaker AC (2014). A Cenozoic uplift history of Mexico and its surroundings from longitudinal river profiles. Geochemistry, Geophysics, Geosystems, 15 (12): 4734-4758.

Stølum HH (1996). River Meandering as a Self-Organization Process. Science, 271 (5256): 1710-1713.

Stone M (1974). Cross-validatory choice and assessment of statistical predictions. Journal of the Royal Statistical Society - Series B (Methodological), 36 (2): 111-147.

Strahler AN (1952). Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. Geological Society of America Bulletin, 63: 1117-1142.

Stratfor (2015). Industrial Expansion Will Strain Mexico's Water Resources. Analysis. II (16): 2015. (Fecha de acceso: 02/06/2015) https://www.stratfor.com/

Styles BT (1993). Genus *Pinus*: a Mexican purview. En: Ramamoorthy *et al.* (editores). Biological diversity of Mexico: origins and distribution. Oxford University Press. Nueva York, Estados Unidos. 420 pp.

Suárez-Plascencia C, Escalona-Alcázar FJ, Díaz-Torres JJ (2005). Desarrollo de grietas en el fraccionamiento Prados de Nextipac, Municipio de Zapopan, Jalisco. GEOS, 25 (2): 352 – 362.

Su S, Li D, Zhang Q, Xiao R, Huang F, Wua J (2011). Temporal trend and source apportionment of water pollution in different functional zones of Qiantang River, China. Water Research, 45(4): 1781–1795.

Sun J, Pikaar I, Sharma KR, Keller J, Yuan Z (2015). Feasibility of sulfide control in sewers by reuse of iron rich drinking water treatment sludge. Water Research, 71: 150–159.

Terrado M, Borrell E, Campos SD, Barcelo' D, Tauler R (2010). Surface-water-quality indices for the analysis of data generated by automated sampling networks. Trends in Analytical Chemistry, 29 (1), 40-52.

Tetreault D, Ochoa H, Hernández-González E -coordinadores- (2012). Conflictos socioambientales y alternativas de la sociedad civil. Guadalajara: ITESO. 285 pp.

Tian S, Wang Z, Shang H (2011). Study on the Self-purification of Juma River. Procedia Environmental Sciences, 11: 1328–1333.

Tomlinson RF (1963). Feasibility Report of Computer Mapping System. Agricultural rehabilitation and development administration of the Department of agriculture. Gobierno de Canadá. 37 pp.

Tomlinson RF (1968). A geographic information system for regional planning. Department of Forestry and Rural Development. Gobierno de Canadá. 210 pp.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Tomlinson RF (1980). Geographic Information Systems: a new frontier. En: Peuquet DJ, Francis D (editores). Introductory Readings in Geographic Information Systems. Marble CRC Press. Comisión de Información Espacial y Análisis y Procesamientos. Nueva York, Estados Unidos. 18–29.

Torabi Haghighi A, Marttila H, Klove B (2014). Development of a new index to assess river regime impacts after a dam construction. Global and Planetary Change, 122: 186-196.

Torres F (2009). Estudio de la toxicidad en agua y sedimentos de la cuenca del río San Pedro (río Verde) en el estado de Aguascalientes. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Aguascalientes. México. 167 pp.

Torres-Rodríguez A (2009). Infraestructura hidráulica en Guadalajara para el abastecimiento de agua potable: el caso de sustentabilidad en las galerías filtrantes de Guadalajara. Relaciones, 136: 317-357.

Tovar M, Rodríguez R (2004). Vulnerability assessment of aquifers in an urban-rural environment and territorial ordering in León, Mexico. Geofísica Internacional, 43: 603-609.

Tsuzuki Y (2013). Explanation of 47-Year BOD Alternation in a Japanese River Basin by BOD Generation and Discharge. Water, Air, & Soil Pollution, 224: 1-13.

Tsuzuki Y (2015). Relationships between pollutant discharge and water quality in the rivers from "better" to "worse" water quality. Ecological Indicators, 52: 256-269.

Turner BL, Nesom GL (1993). Biogeography, diversity, and endangered or hreatened status of Mexican *Asteraceae*. En: Ramamoorthy *et al.* (editores). Biological diversity of Mexico: origins and distribution Oxford University Press. Nueva York, Estados Unidos. 420 pp.

Turton A, Hattingh H, Claassen M, Roux DJ, Ashton PJ (2007). Governance as a Trialogue: Government-Society-Science in Transition. Water Resources Development and Management. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Pretoria, Sudáfrica. 394 pp.

UNAM (2015). Posicionamiento de profesores-investigadores de la UNAM respecto a la propuesta de Ley General de Aguas (Boletín de prensa publicado: 15/04/2016) http://aguaparatodos.org.mx/posicionamiento-de-profesores-investigadores-de-la-unam-respecto-a-la-futura-ley-general-de-aguas-boletin-de-prensa/

Unión de Científicos Comprometidos con la Sociedad –UCCS- (2015). Boletín de Prensa del 11 de marzo de 2015, respecto a las 11.502 firmas de especialistas en contra de la aprobación de la nueva Ley de Aguas Nacionales de México. Consultado el 12/03/2015) http://www.uccs.mx/prensa/comunicados/boletin-de-prensa-20150311

Unión Europea, Joint Research Center –JRC- (2016). Global Soil Biodiversity Atlas. European Commission, Publications Office of the European Union. Ciudad de Luxembourgo. 176 pp.

United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization –UNESCO- (1963) Actas de la conferencia general. 12ª Reunión. París, Francia. 307 pp.

UNESCO (1988). Hydrogeological principles of groundwater protection. Kozlovsky EA, Sychev KI, Goldberg MV, Yazvin LS, Vrba J, Castany G, Meyer H, Young C, Snezhjo II (editores). Handbook of Scientific Methods. 164 pp.

UNESCO (2015). World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World. WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). Naciones Unidas. Paris, Francia. 139 pp.

UNESCO (2016a). Toma de decisiones y cambio climático - acercando la ciencia y la política en América Latina y el Caribe. Publicado por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura y la Oficina Regional de Ciencias para América Latina y el Caribe. Montevideo, Uruguay. 98 pp.

UNESCO (2016b). Water, Megacities and Global Change: Challenges and Solutions. Portraits of 15 Emblematic Cities of the World. París, Francia. 307 pp.

United Nations Environment Programme –UNEP- (2015). UNEP 2015 Annual Report. UNEP Document Repository Home http://web.unep.org/annualreport/. 57 pp.

United Nations Office for Disaster Risk Reduction –UNISDR- (2004). Living with Risk: A global review of disaster reduction initiatives. (Fecha de acceso 3/04/2016) http://www.unisdr.org/files/657_lwr1.pdf

United States Department of Agriculture –USDA- (2011). Altland JE. Influence of pumice and plant roots on substrate physical properties over time. HortTechnology, 21: 554-557.

United States Environmental Protection Agency –USEPA- (1979a). The Love Canal Tragedy. Eckardt C. Beck -EPA Administratin Region 2 (1977-1979) - EPA Journal - January 1979. 3 pp.

USEPA (1979b). U.S. Sues Hooker Chemical at Niagara Falls, New York. EPA press release, December 20, 1979.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

USEPA (1980). The Superfund Law: Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act of 1980 (modificada 107–377, 31/12/2002). Estados Unidos. 167 pp.
USEPA (1982) New York State and U.S. EPA Sign $7 Million Love Canal Cleanup Agreement. EPA press release, July 15, 1982.
USEPA (1984). Ruckelshaus Denies Request to Buy Love Canal Homes. EPA press release, August 2, 1984.
USEPA (1987). Love Canal Record of Decision Signed. EPA press release, October 26, 1987.
USEPA (1988). Hydrogeologic Mapping Needs For Ground-Water Protection And Management Workshop. Report May 10-12, 1988. Denver, Estados Unidos. 35 pp.
USEPA (1989). Occidental Chemical Signs Consent Order for Storage and Destruction of Love Canal Wastes. EPA press release, June 1, 1989.
USEPA (1990). Reilly responds to Lois Gibbs on Love Canal habitability and related issues. EPA press release, May 15, 1990.
USEPA (1993). A review of method for assesssing aquifer sensitivity and ground water vulnerability to pesticide contamination. 196 pp
USEPA (1994). Method 200.8 determination of trace elements in waters and wastes by inductively coupled plasma - mass spectrometry. Environmental monitoring systems laboratory office of research and development. Cincinnati, Ohio, Estados Unidos. 57 pp.
USEPA (1997). Natural attenuation of chlorinated solvents in groundwater: principles and practices. Bioremediation of Chlorinated Solvents Consortium of the Remediation Technologies Development Forum (RTDF). Idaho, Estados Unidos. 54 pp
USEPA (1999). Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Sites. Office of Environmental Protection Solid Waste and Agency Emergency Response. Idaho, Estados Unidos. 41 pp
USEPA (2004). EPA Removes Love Canal from Superfund List. EPA press release - September 30, 2004.
USEPA (2006). Depleted Uranium Technical Brief. Office of Radiation. Washington DC, Estados Unidos. 48 pp.
USEPA (2013a). Surface water sampling. SESD Operating procedure. (Fecha de acceso 3/04/2016) https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/Surfacewater-Sampling.pdf.
USEPA (2013b). Introduction to in situ biorremediation of groundwater. Office of Solid Waste and Emergency Response. Documento número 542-R-13-018. 86 pp.
United States Geological Service –USGS- (1989a). Map of the Plate-Tectonic Map of the Circum-Pacific Region. Department of Interior – United States Geological Service.
USGS (1989b). Improvements to the DRASTIC Ground-Water Vulnerability Mapping Method. U.S. Department of the Interior. U.S. Geological Survey Fact Sheet. 6 pp.
Universidad de Guadalajara (2004). Evaluación sobre la viabilidad del proyecto Arcediano. Informe del Comité Técnico de Análisis Universidad de Guadalajara. 61 pp.
Universidad de Guadalajara (2009). Análisis retrospectivo del sistema ambiental del río grande de Santiago desde el C.H. Agua Prieta hasta su desembocadura en el océano Pacífico. Departamento de Ciencias Ambientales. Universidad de Guadalajara. 811 pp.
Urrutia-Fucugauchi J, González T (2006). Structural pattern at the northwestern sector of the Tepic-Zacoalco rift and tectonic implications for the Jalisco block, western Mexico. Earth Planets Space, 58: 1303–1308.
Urrutia-Fucugauchi J, Alva LM, Rosas-Elguera J, Campos O, Goguitchaichvili A, Soler AM, Caballero C, Venegas S, Sánchez S (2000). Magnetostratigraphy of the volcanic sequence of Río Grande de Santiago-Sierra de la Primavera region, Jalisco, Western Mexico. Geofísica Internacional, 39 (3): 247-265.
Urrutia-Fucugauchi J, Escolero O, Beddows P, Rebolledo M, Basave JL, Cordova AL (2009). Improving groundwater management: Mexico - Safe drinking water, 11. 87-95.
Vagnetti R, Miana P, Fabris M, Pavoni B (2003). Self-purification ability of a resurgence stream. Chemosphere, 52: 1781-1795.
Valdivia L, Castillo MR, Rosas-Elguera JG, Ortega AT, Zamora P, Mojica MB (2015). Origen del sistema de galerías (grietas) en la zona de Tesistán (Santa Lucía-Nextipac), Zapopan, Jalisco. Carta Económica Regional, 27 (115): 10 – 16.
Valencia E -coordinador- (2010). Perspectivas del universalismo en México. Fundación Konrad Adenauer, ITESO, México. 288 pp.
Van der Leeden F, Troise FL, Todd DK –editores- (1990). The water encyclopedia. Segunda edition. Lewis Publishers, Chelsea (Estados Unidos). 808 pp.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Van Duijvenbooden M, Van Waegeningh HG –editores- (1987). Vulnerability of soil and groundwater to pollutants: proceedings of the International Conference on March 30-April 3, Noordwijk aan Zee. 1170 pp.

Van Stempvoort D, Ewert L, Wassenaar L (1993). Aquifer vulnerability index: a GIS compatible method for groundwater vulnerability mapping. Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques, 18 (1): 25-37.

Vega-Granillo EL, López-Romero JE, Ramírez-Murillo MA (2008). Hidrogeoquímica y balance de agua de las cuencas de Atemajac y Toluquilla, Jalisco. INAGEQ, 18 (1): 24-28.

Velázquez L, Ordaz A (1993). Provincias Hidrogeológicas de México. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, 52 (1-2): 15-33.

Ver Hoef JM, Peterson E, Theobald D (2006). Spatial models that use flow and stream distance. Environmental and Ecological Statistics, 13 (4): 449-464.

Vías JM (2005). Desarrollo metodológico para la estimación y cartografía del riesgo de contaminación de las aguas subterráneas mediante SIG - Aplicación en acuíferos del Sur de España. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga, España. 458 pp.

Vías JM, Andreo B, Perles JM, Carrasco F (2005). A comparative study of four schemes for groundwater vulnerability mapping in a diffuse flow carbonate aquifer under Mediterranean climatic conditions. Environmental Geology, 47: 586–595

Vías JM, Andreo B, Perles JM, Carrasco F, Vadillo I, Jiménez P (2006). Proposed method for groundwater vulnerability mapping in carbonate (karstic) aquifers: the COP method. Application in two pilot sites in Southern Spain. Hydrogeology Journal, 14: 912–925.

Vías JM, Andreo B, Perles MJ (2009). Vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos. Aplicación en acuíferos kársticos y detríticos. En: Monografías sobre geología aplicada - Conceptos y técnicas en hidrogeología, Iñaki Vadillo P. (Director). Colegio Oficial de Geólogos de Andalucía, 391 pp.

Victoria-Hernández A, Niño-Alcocer M, Rodríguez-Avalos JA, Argumedo-Espinoza JA (2013). Generación de información de uso de suelo y vegetación. Proyectos y convenios 1:50.000. (Fecha de acceso 3/01/2017)
http://www.inegi.org.mx/eventos/2011/conf_ibero/doc/ET6_46_HERN%C3%81NDEZ.pdf

Villaseñor R (1987). Las calles históricas de Guadalajara. Gobierno de Jalisco, Secretaría General, Unidad Editorial. Volumen II. Guadalajara, México. 414 pp.

Villusem A. Jacobsen OS, Sonderskov C (1983). Mapping the vulnerability of groundwater reservoirs with regard to surface pollution. Geological Survey of Denmark, Yearbook 1982. Conpenhagen, Dinamarca. 17-38.

Vladimirskij VJ (1960). O zadachakh gidrogeologov v svyazi kontrolem za ispolzovaniyem iokhranoi podzemnykh vod. Razvedka i okhrana nedr 26/11. Moscú, URSS. 34-37.

Von Bertrab E (2003). Guadalajara's water crisis and the fate of Lake Chapala - a reflection of poor water management in Mexico. Environment & Urbanization, 15 (2): 127–140.

Von Bertrab E (2015). Hacia un nuevo paradigma de gobernanza del agua. Magis, 6: 16-23.

Von Bertrab E, Díaz C, Fisher S (2011). Grandes presas en México: entre la imposición y la resistencia. La lucha de Temacapulín. Ecología Política, 41: 117-122.

Von Bertrab E, Wester P (2005). Gobernabilidad del agua en México. La crisis de agua de Guadalajara y el destino del lago de Chapala. Medio Ambiente y Urbanización, 21 (62/63): 143-160.

Voyslavov T, Tsakovski S, Simeonov V (2012). Surface Quality Water Assessment using self-organizing maps and Hasse diagram technique. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems, 118: 280–286.

Vrba J, Zaporozec A -editores- (1994). Guidebook on mapping groundwater vulnerability. International contributions to Hydrogeology. Volume 16. International Association of Hydrogeologists. Verlag Heinz Heise. Hannover, Alemania. 131 pp.

Wackernagel H (2003). Multivariate Geostatistics: An Introduction with Applications. Tercera edición. Editorial Springer-Verlag. Berlín, Alemania. 315 pp.

Walker WH (1969). Illinois groundwater pollution. Journal American Water Works Association, 61 (1): 31-40.

Walker WH (1970). Salt piling-A source of water supply pollution. Pollution Engineering, 1 (4): 30-33.

Walker WH (1974). Ground-Water nitrate pollution in rural areas. Ground Water, 11 (5): 19–22.

Walker WH, Peck TR, Walter D (1972). Farm groundwater nitrate pollution: A case study. ASCE Meeting Preprint 1842. Houston, Estados Unidos.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Wang J, Liu XD, Lua J (2012). Urban river pollution control and remediation. The 18th biennial conference of International Society for Ecological Modelling. Sciences Procedia Environmental Sciences, 8: 1882–1888.

Ward PTL (1991). On plate tectonics and the geologic evolution of Southwestern North America. Journal of Geophysical Research, 96 (B7): 12479-12496.

Watkins ND, Gunn BM, Baksi AK, York D, Ade-Hall J (1971). Paleomagnetism, Geochemistry, and Potassium-Argon Ages of the Rio Grande de Santiago Volcanics, Central Mexico. Geological Society of America Bulletin, 82 (7): 1955-1968.

Webber KL, Fernandez LA, Simmons WB (1994). Geochemistry and mineralogy of the Eocene-Oligocene volcanic sequence, Southern Sierra Madre Occidental, Juchipila, Zacatecas, Mexico. Geofísica Internacional, 33 (1): 77-89.

Webster R, Oliver MA (2007). Geostatistics for Environmental Scientists. Segunda Edición, John Wiley & Sons, Londres. 330 pp.

Wester P (2008). Shedding the waters. Institutional Change and Water Control in the Lerma-Chapala Basin, Mexico. Tesis Doctoral. Universidad de Wageningen. Países Bajos. 314 pp.

Wester P, Rap E, Vargas-Velázquez S (2009). The hydraulic mission and the Mexican hydrocracy: Regulating and reforming the flows of water and power. Water Alternatives, 2 (3): 395-415.

Witkowski AJ (2016). Groundwater vulnerability: from scientific concept to practical application. Environmental Earth Sciences, 75 (1134): 1-3.

Witkowski AJ, Kowalczyk A, Vrba J (2004). Groundwater Vulnerability Assessment and Mapping: selected papers from the Groundwater Vulnerability Assessment and Mapping International Conference. Ustron, Polonia. 280 pp.

Whiteman CD (2000). Mountain Meteorology: Fundamentals and Applications. Oxford University Press. Nueva York, Estados Unidos. 355 pp.

Williamson J (2006). After the Washington Consensus: Latin American Growth and Sustainable Development. Keynote speech at the Seminar on Latin American Financing and the Role of Development Banks. Institute for International Economics. 30–31 de marzo de 2006. Belo Horizonte, Brasil. 10 pp.

Wong MH –editor- (2013). Environmental Contamination. Health Risks and Ecological Restoration. Taylor & Francis Group LLC. Florida, Estados Unidos. 483 pp.

World Bank (2016). Earth Observation for Water Resources Management: Current Use and Future Opportunities for the Water Sector. Washington, DC: World Bank Group. 267 pp.

World Commission of Dams –WCD- (2000) Dams and development a new framework. The report of the world commission on dams. Earthscan Publications Ltd, London and Sterling. 404 pp.

Yang X, Jin,W (2010). GIS-based spatial regression and prediction of water quality in river networks: a case study in Iowa. Journal of Environmental Management, 91 (10): 1943-1951.

Yokoyama I, Mena M (1991). Structure of La Primavera caldera, Jalisco, Mexico, deduced from gravity anomalies and drilling results. Journal of Volcanology and Geothermal Research, 47: 183-193.

Zaltsberg E (1980). 250 years of Russian hydrogeology (1730–1980). En: Howden N, Mather J (editores). History of Hydrogeology. CRC Press. 243-256.

Zaltsberg E (2011). B.I. Kudelin: a pioneer of regional evaluation of groundwater resources in Russia. Hydrogeology Journal, 20: 201–203.

Zaporozec A -editor- (1985). Groundwater Protection Principles and Alternatives for Rock County, Wisconsin. Wisconsin Geological and Natural History Survey, Special Report 8, WI SR 8.

Zaporozec A (1994). Concept of groundwater vulnerability. En: Vrba, J. y Zaporozec, A. (editores), Guidebook on mapping groundwater vulnerability. International contributions to hydrogeology, 16. Verlag Heinz Heise. Hannover, Alemania. 3-8.

Zaporozec A (1999). Advances in contamination studies and remediation of groundwater. En: Fendeková M, Fendek M (editores), Hydrogeology and land use management. Proceedings of XXIX IAH Congress. Bratislava, Eslovaquia. 581-586.

Zaporozec A –coordinador- (2002). Groundwater contamination inventory. A methodological guide. UNESCO. International Hydrological Programme. IHP-VI, series on groundwater No. 2. Estocolmo, Suecia. 161 pp.

Zaporozec A –coordinador- (2004). Groundwater contamination inventory. A methodological guide with a model legend for groundwater contamination, inventory and risk maps. UNESCO. International Hydrological Programme. IHP-VI, series on groundwater No. 2. Paris, Francia. 162 pp.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Zhou H, Guoli W, Qing Y (1999). A multi-objective fuzzy pattern recognition model for assessing groundwater vulnerability based on the DRASTIC system. Hydrological Sciences Journal, 44 (4): 611-618.

Zhou P, Huang J, Gilmore R, Hong H (2016). New insight into the correlations between land use and water quality in a coastal watershed of China: Does point source pollution weaken it? Science of the Total Environment, 543: 591–600.

Zwahlen F (2004). Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (Karst) aquifers. Final Report (COST action 620). EU Publications Office (OPOCE). 297 pp.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA



Índice de figuras

1.1 Situación geográfica de la zona de estudio en México *8*

1.2 Mapa de regiones hidrológicas administrativas de México *10*

2.1 Esquema de los tipos de información espacial utilizados *16*

2.2 Esquema de operaciones en ráster mediante álgebra de mapas *18*

2.3A Ejemplo del diagrama de flujo del algoritmo construido para determinar la recarga neta del acuífero *19*

2.3B Ejemplo del diagrama de flujo del algoritmo de SIG construido para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas mediante la metodología GOD *20*

2.3C Ejemplo del diagrama de flujo del algoritmo de SIG construido para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas mediante la metodología DRASTIC *21*

2.4 Mapa con la cobertura de la cartografía en la CRS, a las escalas más comunes *22*

2.5 Ejemplo de vectorización del mapa litológico F13D66, a escala 1:50.000 *25*

3.1 Mapa del relieve en la cuenca del río Santiago *35*

3.2 Fotografía panorámica del área de estudio en el sector del embalse de Santa Rosa *36*

3.3 Tipos de clima en la CRS, según la clasificación de Köppen *38*

3.4 Mapa de localización de las 235 estaciones del Servicio Meteorológico Nacional de México en la cuenca del río Santiago *40*

3.5 Localización de las 154 estaciones meteorológicas seleccionadas dentro del área de estudio *41*

3.6 Mapa de isoyetas, elaborado con los valores medios anuales de las 154 estaciones pluviométricas consideradas en la CRS *42*

3.7 Gradiente pluviométrico con las 154 estaciones elegidas dentro de la CRS, durante el periodo 1970-2014 *44*

3.8 Mapas de isoyetas de los años tipo identificados en el área de estudio, dentro del periodo histórico (1970-2014) *47*

3.9 Gráficos de temperatura y precipitación en la cuenca del río Santiago durante el periodo 1973-2014 *48*

3.10 Gráficos de caja con la distribución mensual de los valores de precipitación y temperatura media *49*

3.11 Climograma de la cuenca del río Santiago *50*

3.12 Mapa de la temperatura media en el área de estudio *51*

3.13 Valores de la temperatura media anual con respecto a la altitud de las 154 estaciones seleccionadas en el área de estudio, durante el periodo 1970 – 2014 *52*

3.14 Contexto tectónico de la zona de estudio *56*

3.15 Mapa del llamado "*Lago Jalisco*", que abarcaba una superficie de ~27.500 km² de la parte alta de la cuenca, en el Pleistoceno *58*

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

3.16	Grandes bloques de piedra pómez se hallan entre la ceniza de grano fino y los sedimentos al descender al fondo del Lago Jalisco, en la Sierra de La Primavera, a finales del Pleistoceno	*59*
3.17	Columnas estratigráficas representativas de la cuenca del río Santiago	*61*
3.18	Afloramiento de tobas ácidas fisuradas, aproximadamente a 10 km aguas abajo del embalse de Santa Rosa, al norte de Tequila, en la margen izquierda del río Santiago	*65*
3.19	Estratos de rocas volcánicas sometidas a procesos de meteorización: basaltos alternando con piroclastos en la región cercana a Hostotipaquillo, Jalisco	*66*
3.20	Mapa de localización de las principales formaciones volcánicas en la CRS	*70*
3.21	Paisaje con campos de agave azul y el volcán de Tequila en el fondo	*71*
3.22	Imagen panorámica de la Laguna de Santa María del Oro, en Nayarit	*72*
3.23	Porcentaje de cobertura por tipo de suelo en la CRS, según la cartografía escala 1:250.000 de INEGI	*73*
3.24	Mapa distribución de la textura de los suelos en la CRS, de acuerdo con la cartografía escala 1:250.000 del INEGI	*75*
3.25	Distribución espacial de los 817 perfiles edafológicos que han sido levantados y documentados en el área de estudio por el INEGI	*76*
3.26	Área de estudio en el contexto del mapa de ecorregiones terrestres del mundo	*79*
3.27	Mapa de los tipos de vegetación y usos del suelo en la CRS	*80*
3.28	Mapa simplificado de las principales subcuencas que constituyen la demarcación hidrográfica del río Santiago	*87*
3.29	Gráficos de frecuencias de los rangos de altitud de las principales subcuencas del área de estudio	*88*
3.30	Curvas hipsométricas de las principales subcuencas en la CRS.	*89*
3.31	Mapa de las estaciones hidrométricas seleccionadas en el área de estudio	*92*
3.32	Mapa de las cuencas vertientes a cada estación hidrométrica considerada	*93*
3.33	Gráficos de valores diarios de caudal y precipitación, registrados en las estaciones *HRS-01* y *14016*, respectivamente	*94*
3.34	Gráficos de las medias móviles (n=365) de las medidas de caudal en las estaciones consideradas y valores diarios de precipitación en la estación pluviométrica *No. 14038*	*95*
3.35	Contexto del área de estudio en el mapa hidrogeológico del *Atlas Nacional de México,* a escala 1:4.000.000	*101*
3.36	Mapa de propiedades acuíferas en los materiales geológicos de la CRS	*103*
3.37	Delimitación y tipo de ordenación de los acuíferos en México	*105*
3.38	Clasificación de los acuíferos delimitados en el área de estudio, de acuerdo con su disponibilidad	*107*
3.39	Localización y clasificación de sondeos en la cuenca del río Santiago, según su profundidad, de acuerdo con el Registro Público de Aguas Subterráneas	*108*
3.40	Densidad de sondeos en la cuenca del río Santiago, de acuerdo con el Registro Público de Aguas Subterráneas	*108*
3.41	Delimitación preliminar de acuíferos propuesta en la presente tesis doctoral	*109*

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

3.42	Distribución de la población en los principales núcleos urbanos del área de estudio	*116*
3.43	Actividad ganadera en la parte alta de la CRS, en el municipio de San Juan de Los Lagos, Jalisco	*120*
3.44	Fotografía de una mujer de la comunidad wixárika que recoge agua de un pozo en San Andrés Cohamiata (Municipio de Mezquitic), en la subcuenca del río Huaynamota, en el norte de Jalisco	*120*
3.45	Gráfico de la disminución exponencial de la disponibilidad de agua (1910-2030) en México y en la región administrativa Lerma-Santiago-Pacífico	*121*
3.46	Esquema del análisis prospectivo de la CONAGUA en la cuenca del río Santiago, respecto al déficit entre oferta y demanda de agua, entre 2006 y 2030	*122*
3.47	Gráficos de la proporción aproximada de volumen de agua, bajo distintas concesiones, en la cuenca del río Santiago	*124*
3.48	Gráficos de la proporción del agua subterránea y superficial, por tipo de concesión, en la cuenca del río Santiago	*124*
3.49	Localización de los proyectos hidráulicos para abastecimiento de las poblaciones de León (Guanajuato), Altos de Jalisco y Guadalajara	*128*
3.50	Mapa esquemático de gestión del agua en la Ciudad de Guadalajara	*130*
4.1	Fragmento de: *Descripción Geográfica de los Reinos de Galicia, Vizcaya y León en la Nueva España*, documentado por Alonso De la Mota y Escobar, en 1605	*133*
4.2	Fotografía de la cascada de El Salto, Jalisco (en 1909)	*134*
4.3	Fotografía de la cascada de El Salto, Jalisco (en 1989)	*135*
4.4	Fotografía de la cascada de El Salto, Jalisco (en 2014)	*135*
4.5	Distribución de las estaciones de muestreo consideradas	*140*
4.6	Actividades de muestreo en Jalisco (noviembre de 2014)	*145*
4.7	Gráficos de las determinaciones analíticas realizadas en la presente tesis	*147*
4.8	Gráfico del ACP de 30 variables de calidad del agua medias en el río Santiago	*151*
4.9	Gráfico del ACP de las estaciones de muestreo en el río Santiago	*151*
4.10	Gráficos de caja con información hidroquímica proveniente de la CEA	*153*
4.11	Gráficos de caja de los valores de O_2, DQO, CF y dureza total en las aguas del río Santiago, con datos provenientes de las estaciones de muestreo de la CONAGUA	*155*
4.12	Gráficos de caja de algunas variables de calidad del agua con datos provenientes de la CEA	*156*
4.13	Gráficos de caja del contenido de metales en el agua registrado en las estaciones de muestreo con datos hidroquímicos de la CEA	*158*
4.14	Variación temporal de los valores hidroquímicos en la estación *RS-04* (aguas abajo de la entrada del arroyo de El Ahogado)	*160*
4.15	Variación temporal de los valores hidroquímicos en la estación *RS-10* (en el embalse de La Yesca)	*161*
4.16	Gráficos de la jerarquización de aumentos ocurridos durante las campañas de muestreo (análisis *rank*) en cada estación	*163*

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

4.17	Gráficos del análisis de las tendencias entre las estaciones de muestreo (tipo *run*)	*164*
4.18	Perfil esquemático de la evolución de O_2, DQO, CF, P, Fe y SAAM a lo largo del río Santiago, entre 2008 y 2013, según el control de la CEA Jalisco	*165*
4.19	Gráficos de caja con los valores de concentración de O_2, CF, y DQO, localizados en un perfil topográfico a lo largo del río Santiago, según información de CONAGUA	*167*
4.20	Representación esquemática de la interacción del río Santiago con sus principales afluentes, en los factores del gráfico del ACP	*170*
5.1	Representación del valor medio del área de soporte	*174*
5.2A	Mapa del tramo del río Santiago delimitado para el análisis geoestadístico	*175*
5.2B	Estaciones de muestreo y focos de contaminación considerados a lo largo del perfil topográfico del tramo del río Santiago delimitado para el análisis geoestadístico	*176*
5.3	Diagrama del procedimiento seguido para realizar la modelización hidrográfica en la cuenca del río Santiago mediante herramientas de SIG, en cada cuenca vertiente de los diez puntos de muestreo	*177*
5.4	Mapas esquemáticos de la extensión de las áreas de soporte en las estaciones de muestreo *2* a *10*. Distancias medidas a lo largo del río Santiago entre las estaciones de muestreo (*1* a *10*)	*177*
5.5	Ejemplos sintéticos del método *Topological kriging*	*178*
5.6	Esquemas de las áreas de soporte en el área de estudio	*182*
5.7	Escenarios del modelo *Topological kriging* (TK) mediante dos o nueve puntos de muestreo	*183*
5.8	Escenarios del modelo *Topological kriging* (TK) con un punto de muestreo	*183*
5.9	Ejemplo del modelo ajustado, para la variable conductividad eléctrica, como una función inversa de la nube de valores en el semivariograma	*188*
5.10	Gráficos de los valores residuales de la regresión lineal en las diez estaciones de muestreo, con respecto su distancia a un foco de contaminación aguas arriba	*190*
5.11A	Resultados de la validación cruzada de métodos de estimación aplicados en 13 variables de calidad del agua en el río Santiago	*193*
5.11B	Resultados de la validación cruzada de los métodos de estimación aplicados en 15 variables de calidad del agua en el río Santiago	*194*
5.12A	Predicción espacial de Cl^- y P a lo largo del río Santiago, con segmentos cada 10 km	*197*
5.12B	Predicción espacial de DQO y CE a lo largo del río Santiago, con segmentos cada 10 km	*198*
5.13	Mapa de estimación de DQO en el río Santiago, mediante el método *Topological kriging* (TK)	*199*
5.14	Mapa de estimación de CE en el río Santiago, mediante el método *Topological kriging* (TK)	*199*
5.15	Mapa de estimación de Cl^- en el río Santiago, mediante el método *Topological kriging* (TK)	*199*
5.16	Mapa de estimación de P en el río Santiago, mediante el método *Topological kriging with external drift* (TKED)	*200*

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

6.1 Actividades potencialmente contaminantes del agua subterránea *206*
6.2 Mapa de situación geográfica del sistema acuífero existente bajo la ciudad de Guadalajara *214*
6.3 Mapa de los límites del sistema acuífero existente bajo la ciudad de Guadalajara, a partir de la cartografía geológica e hidrogeológica *215*
6.4 Mapa de pendientes del sistema acuífero Atemajac-Toluquilla *216*
6.5 Talud en la Formación *Toba Tala* al NO del acuífero Atemajac-Toluquilla, compuesto por depósitos de ceniza, pumitas y pumicitas *220*
6.6 Mapa hidrogeológico del sistema acuífero Atemajac-Toluquilla *221*
6.7 Secciones esquemáticas hidrogeológicas del acuífero Atemajac-Toluquilla *222*
6.8 Cartografía edafológica del sistema acuífero Atemajac-Toluquilla (con zona urbanizada) *223*
6.9 Cartografía edafológica del sistema acuífero Atemajac-Toluquilla *224*
6.10 Usos del suelo en el acuífero Atemajac-Toluquilla, sobre imagen satelital *226*
6.11 Grupos de agua subterránea en el acuífero Atemajac-Toluquilla *229*
6.12 Diagrama de Piper elaborado con información de distintos trabajos llevados a cabo en el acuífero sistema acuífero Atemajac-Toluquilla *230*
6.13 Diagrama con la asignación de valores a las tres variables consideradas por el método GOD *234*
6.14 Mapas de la puntuación de los factores *G* y *O*, del método GOD en la CRS *235*
6.15 Mapa de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea en toda la extensión de la cuenca del río Santiago, mediante el método GOD *237*
6.16 Mapa de la profundidad del agua subterránea en el acuífero Atemajac-Toluquilla, de acuerdo con los datos de piezometría en el año 2011 *238*
6.17A Mapas de puntuación de los factores del método GOD en el acuífero Atemajac-Toluquilla, sin considerar la cobertura urbana *239*
6.17B Mapas de puntuación de los factores del método GOD en el acuífero Atemajac-Toluquilla considerando la cobertura urbana *240*
6.18 Mapas de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea en el acuífero Atemajac-Toluquilla, mediante el método GOD *241*
6.19 Mapas del factores Fs (pendiente) y Fsp (infiltración de agua), según ecuación 6.3 *246*
6.20 Mapa de recarga neta en el acuífero Atemajac-Toluquilla *247*
6.21 Mapas de los factores que intervienen en la evaluación de vulnerabilidad acuífera intrínseca del sistema acuífero Atemajac-Toluquilla, según el método DRASTIC *249*
6.22 Mapa de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea, en el acuífero Atemajac-Toluquilla, obtenido mediante el método DRASTIC *250*
6.23 Mapa de comparación de los métodos de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea (GOD y DRASTIC), en el acuífero Atemajac-Toluquilla *252*

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Índice de cuadros

3.1	Porcentaje de estaciones pluviométricas incluidas en las categorías de clasificación de los años tipo en la cuenca del río Santiago, durante el periodo 1970-2014	*46*
3.2	Agrupación de complejos ígneos de la Sierra Madre Occidental	*62*
3.3	Agrupación de principales periodos de volcanismo del ETV	*64*
3.4	Superficie generalizada de cobertura de uso del suelo en la CRS	*80*
3.5	Parámetros hidromorfométricos de las principales subcuencas en el área de estudio	*90*
3.6	Relación de las 15 estaciones hidrométricas seleccionadas en la cuenca del río Santiago	*93*
3.7	Permeabilidad relativa de los materiales que afloran en la cuenca del río Santiago	*101*
3.8	Población en las principales ciudades del área de estudio	*117*
3.9	Número de habitantes en la CRS	*118*
3.10	Producto Interior Bruto (PIB) en la CRS	*118*
3.11	Volumen de agua [$hm^3/año$] asignado en la CRS	*124*
3.12	Principales embalses en la CRS	*127*
4.1	Valores estadísticos generales de las series de datos hiquiquímicos de la CEA Jalisco (2009-2013)	*142*
4.2	Cobertura temporal de los muestreos llevados a cabo por la CEA	*143*
4.3	Valores estadísticos generales de las series de datos hidroquímicos de la CONAGUA (1999-2013)	*144*
4.4	Cobertura temporal de los muestreos llevados a cabo por la CONAGUA, durante el periodo 1999 – 2013	*144*
4.5	Valores estadísticos generales de las muestras de agua recogidas en campo	*146*
4.6	Matriz de correlación de Pearson de 38 variables de calidad del agua analizadas	*149*
5.1	Lista de verificación con los criterios de selección para los métodos de interpolación considerados	*189*
5.2	Comparación de los RMSE derivados de los resultados de la validación cruzada, calculados para los siete métodos de interpolación, con respecto a la predicción de las 28 variables de calidad del agua consideradas	*195*
6.1	Definiciones de vulnerabilidad del medio físico o vulnerabilidad de los acuíferos	*208*
6.2	Clasificación de valores y ponderación de las variables del método DRASTIC	*243*
6.3	Asignación de valores para determinar la recarga neta	*245*
6.4	Valores de *Rr* y su equivalente en medidas de la recarga neta	*245*

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Anexo I – Cartografía de la cuenca del río Santiago

- Mapa de situación geográfica
- Mapa hipsométrico
- Mapa de pendientes
- Mapa geológico
- Cortes geológicos
- Mapa edafológico
- Mapa hidrográfico

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

Mapa de situación geográfica del área de estudio

- Núcleo urbano
- Embalses
- Arroyos
- Ríos
- Afluentes principales
- Río Santiago
- Límite estatal
- Cuenca del río Santiago

Durango
Zacatecas
Nayarit
Jalisco
Aguascalientes
San Luís Potosí
Guanajuato
Michoacán

río Huaynamota
río Bolaños
río Juchipila
Río Verde
Río Calderón
río Zula
río Lerma
Lago de Chapala
Océano Pacífico
San Rafael
Aguamilpa
El Cajón
La Yesca
Santa Rosa

FRESNILLO
VILLA DE COS
CALERA
ZACATECAS
GUADALUPE
JEREZ
OJOCALIENTE
VILLANUEVA
LORETO
RINCON DE ROMOS
SANTA MARIA DE LOS ANGELES
COLOTLAN
LLANO, EL
SAN LUIS P
VILLA DE ARRIAGA
SAN FRANCISCO DE LOS ROMO
AGUASCALIENTES
CALVILLO
TABASCO
TLALTENANGO DE SANCHEZ ROMAN
VILLA HIDALGO
JALPA
ENCARNACION DE DIAZ
SAN FELIPE
TEOCALTICHE
TEUL DE GONZALEZ ORTEGA
NOCHISTLAN DE MEJIA
LAGOS DE MORENO
SAN JUAN DE LOS LAGOS
YAHUALICA DE GONZALEZ GALLO
JALOSTOTITLAN
UNION DE SAN ANTONIO
LEON
PURISIMA DEL RINCON
GUANAJUATO
SAN MIGUEL EL ALTO
SAN JULIAN
SILAO
TEPATITLAN DE MORELOS
ACATIC
MANUEL DOBLADO
IRAPUATO
SALAMANCA
ARANDAS
ATOTONILCO EL ALTO
PENJAMO
ABASOLO
DEGOLLADO
VALLE DE SANTIAGO
JARAL DEL PRO
PIEDAD, LA
VURECUARO
BARCA, LA
VISTA HERMOSA
YURIRIA
MOROLEON
PURUANDIRO
TIZAPAN EL ALTO
CHAPALA
JOCOTEPEC
ZACOALCO DE TORRES
IXTLAHUACAN DE LOS MEMBRILLOS
JOCOTLAN
TECOLOTLAN
ZAPOPAN
GUADALAJARA
ZAPOTLANEJO
SALTO, EL
TLAJOMULCO DE ZUÑIGA
AHUALULCO DE MERCADO
TALA
AMECA
SAN MARTIN HIDALGO
COCULA
ETZATLAN
ANTONIO ESCOBEDO
MAGDALENA
TEQUILA
AHUACATLAN
IXTLAN DEL RIO
COMPOSTELA
SAN BLAS
TEPIC
TUXPAN
RUIZ
SANTIAGO IXCUINTLA
ACAPONETA
TECUALA
ESCUINAPA

N
UTM
WGS 1984 13N
0 12.5 25 50 75 km

-105° W
-104° W
-103° W
-102° W
-101° W
23° N
22° N
21° N



Anexo I Cartografía

Mapa hipsométrico de la cuenca del río Santiago

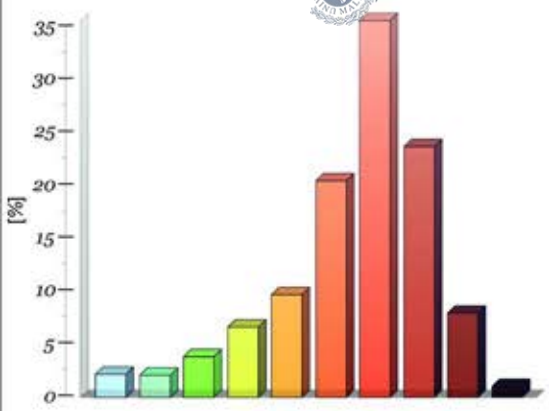
Rangos de altitud

[m s.n.m.]

- < 300
- 300 - 600
- 600 - 900
- 900 - 1200
- 1200 - 1500
- 1500 - 1800
- 1800 - 2100
- 2100 - 2400
- 2400 - 2700
- > 2700

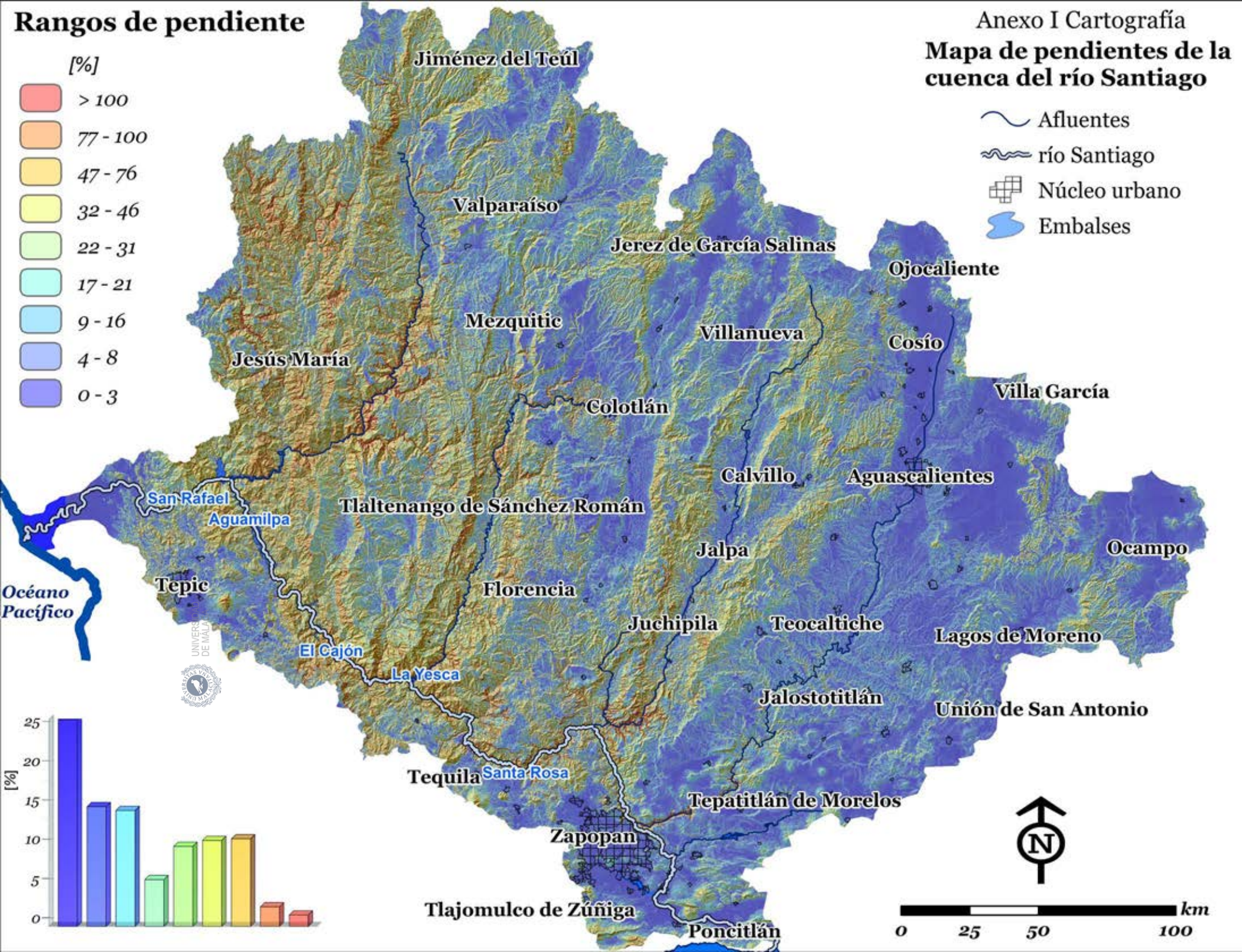
- Afluentes
- río Santiago
- Núcleo urbano
- Embalses

FRESNILLO
ZACATECAS
JEREZ
VILLANUEVA
VILLA DE ARRIAGA
AGUASCALIENTES
JALPA
SAN FELIPE
TEOCALTICHE
JALOSTOTITLAN
LEON
IRAPUATO
TEPATITLAN DE MORELOS
GUADALAJARA
TEUL DE GONZALEZ ORTEGA
TEQUILA
AMECA
OCOTLAN
TEPIC
SAN BLAS
Océano Pacífico
Aguamilpa
El Cajón



N

0 25 50 100 km


Rangos de pendiente
[%]
> 100
77 - 100
47 - 76
32 - 46
22 - 31
17 - 21
9 - 16
4 - 8
0 - 3
Anexo I Cartografía
Mapa de pendientes de la cuenca del río Santiago
Afluentes
río Santiago
Núcleo urbano
Embalses
Jiménez del Teúl
Valparaíso
Jerez de García Salinas
Ojocaliente
Mezquitic
Villanueva
Cosío
Jesús María
Villa García
Colotlán
Calvillo
Aguascalientes
San Rafael
Aguamilpa
Tlaltenango de Sánchez Román
Jalpa
Ocampo
Océano Pacífico
Tepic
Florencia
Juchipila
Teocaltiche
Lagos de Moreno
El Cajón
La Yesca
Jalostotitlán
Unión de San Antonio
Tequila
Santa Rosa
Tepatitlán de Morelos
Zapopan
Tlajomulco de Zúñiga
Poncitlán
[%]
25
20
15
10
5
0
N
0
25
50
100
km

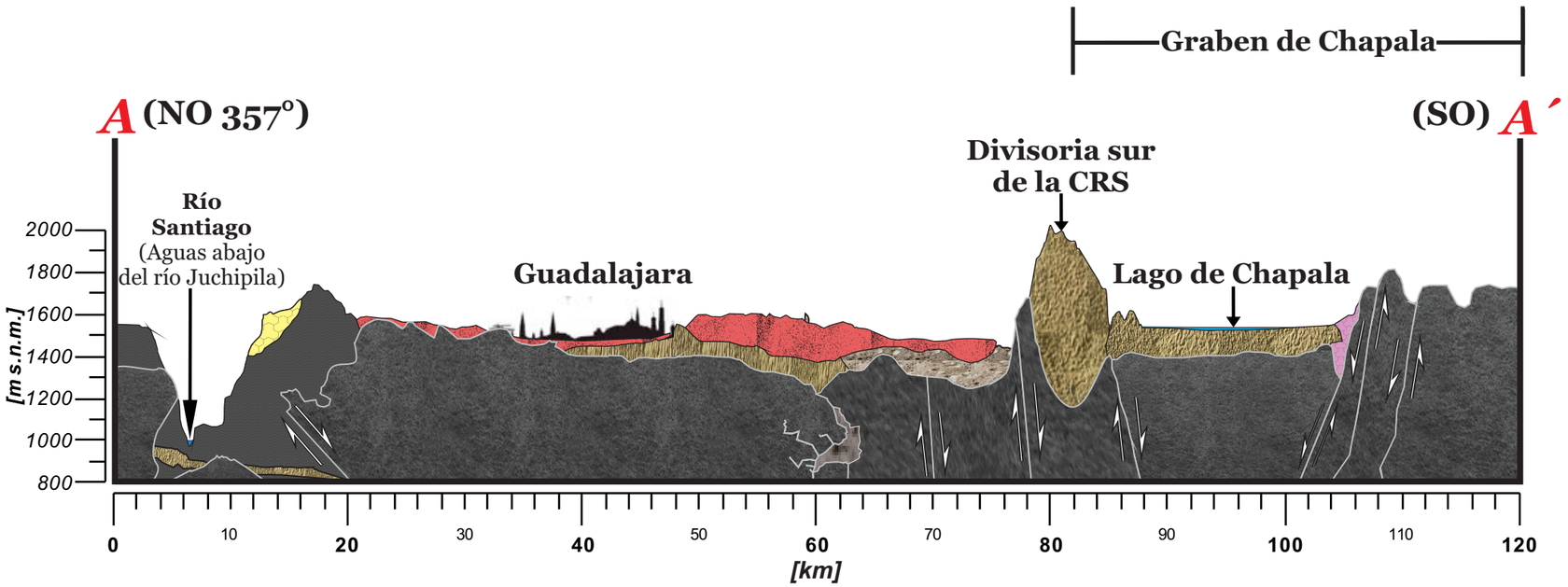
Anexo I Cartografía

Mapa geológico de la cuenca del río Santiago

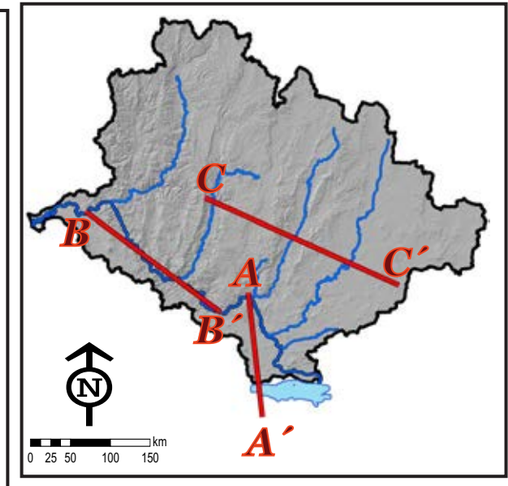
Corte geológico
Falla normal
▲ Altitud [m s.n.m.]
Afluente
Río Santiago
Agua superficial
Núcleo urbano

Litología	Edad
Toba Tala	Cuaternario
Material aluvial	
Material residual	
Pumicita	
Brecha v.	
Basalto - Brecha v.	Plioceno
Pórfido riolítico	Mioceno
Caliza - Limolita	
Limolita - Arenisca	
Arenisca - Toba ácida	
Arenisca	
Arenisca - Conglomerado	
Conglomerado	
Andesita	
Traquita	
Basalto	
Ignmibrita - Riolita	
Toba ácida	Oligoceno
Riolita - Ignimbrita	
Granito	
Lutita - Arenisca	Cretácico Superior
Caliza - Lutita	
Caliza	Cretácico Inferior
Esquisto	Triásico - Jurásico

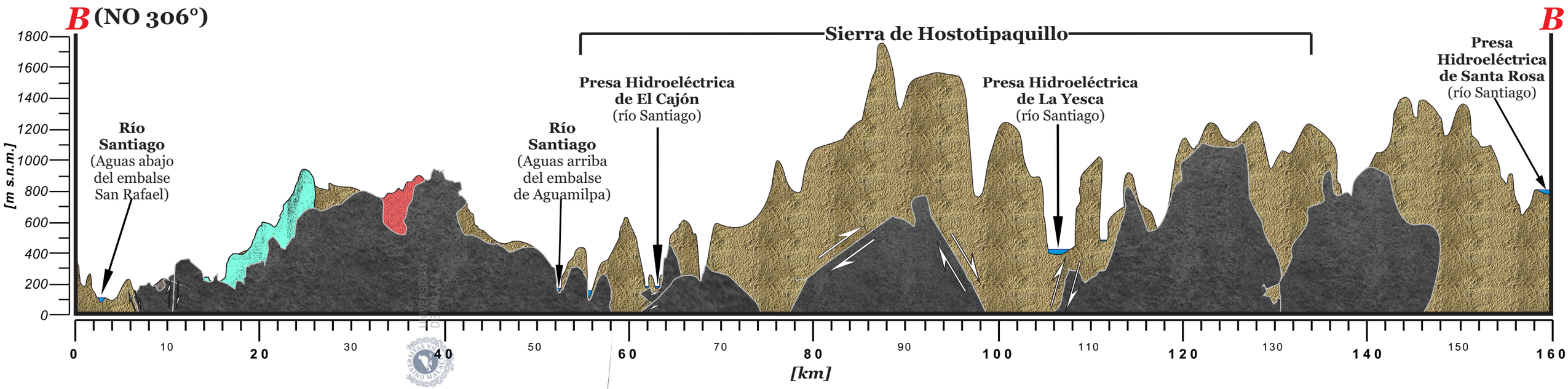
Fresnillo
Zacatecas
Jerez
P.E. Calles
Aguascalientes
Lagos de Moreno
San Juan de Los Lagos
Jalpa
Tepechitlán
El Salto
Valle de Guadalupe
Tepatitlán
García de la Cadena
La Colonia
Guadalajara
El Ahogado
Cajititlán
Tala
Tequila
Hostotipaquillo
Santa Rosa
La Yesca
El Cajón
Santa María del Oro
Tepic
Tepetiltic
Santiago Ixcuintla
San Rafael
Aguamilpa
Río Huaynamota
Río Bolaños
Río Juchipila
Río Verde
Lago de Chapala
Océano Pacífico
Sierra Madre Occidental
Sierra de Nochistlán
Sierra de Morones
Sierra Wixarika
2.600
2.000
1.600
1.800
2.200
600
800
400
100
1.000
A
A´
B
B´
C
C´
D
D´
0 25 50 100 150 km

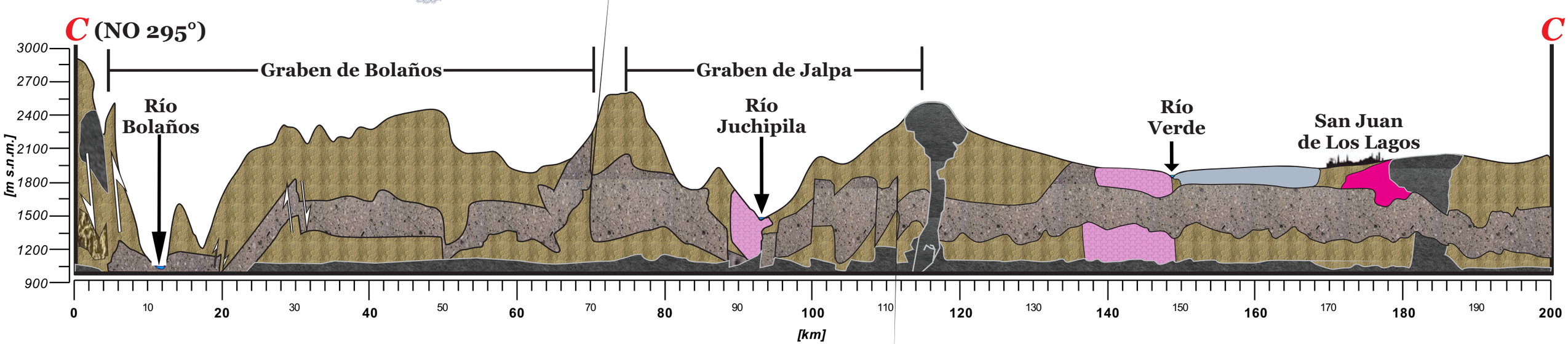

Graben de Chapala
A (NO 357°)
(SO) A´
Divisoria sur de la CRS
Río Santiago (Aguas abajo del río Juchipila)
Guadalajara
Lago de Chapala
[m s.n.m.]
2000
1800
1600
1400
1200
1000
800
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100
110
120
[km]

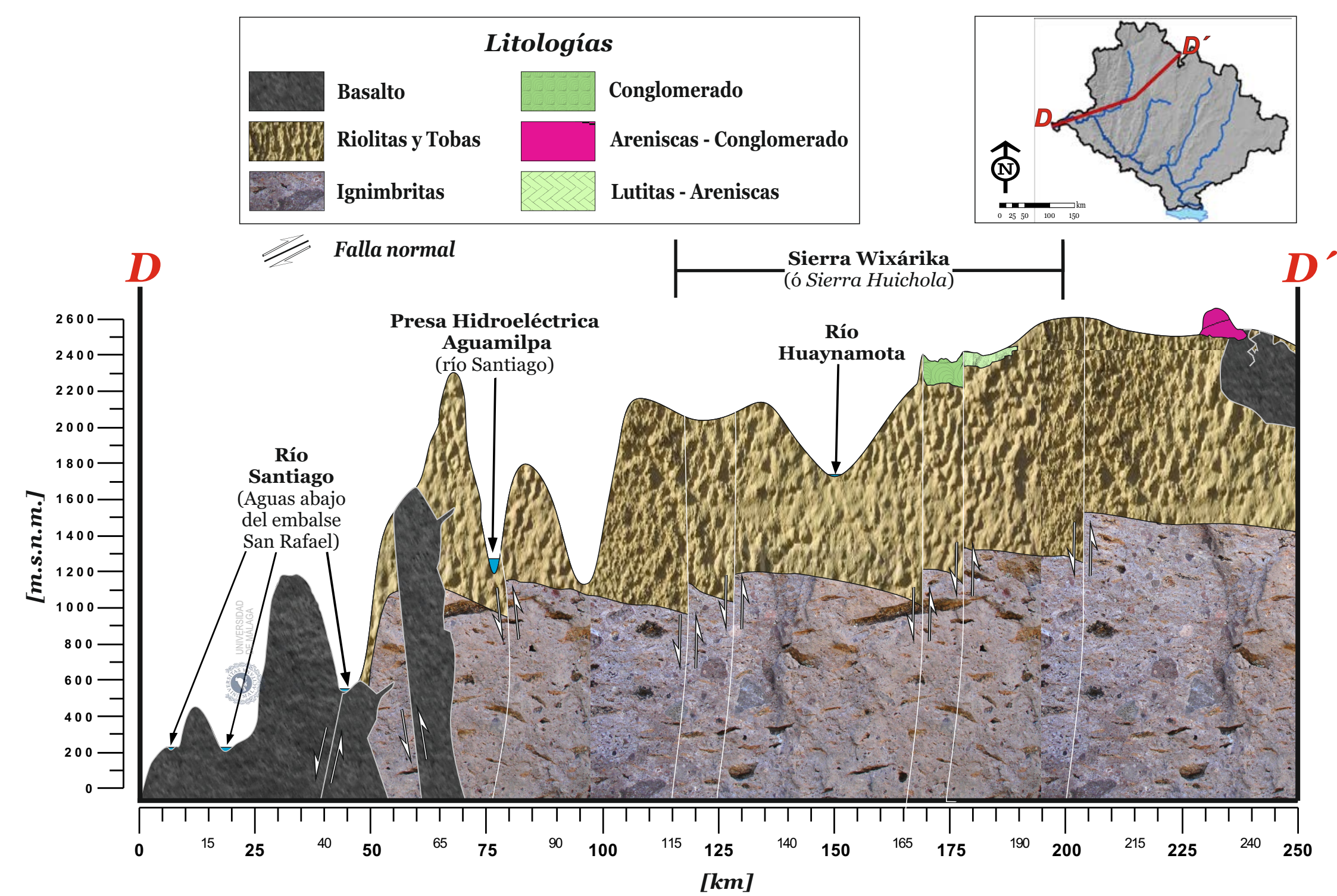

Formación Toba Tala
Basalto
Arenisca
Limolitas - Areniscas
Andesita
Traquita
Riolitas - Tobas
Caliza-Limolita
Toba ácida

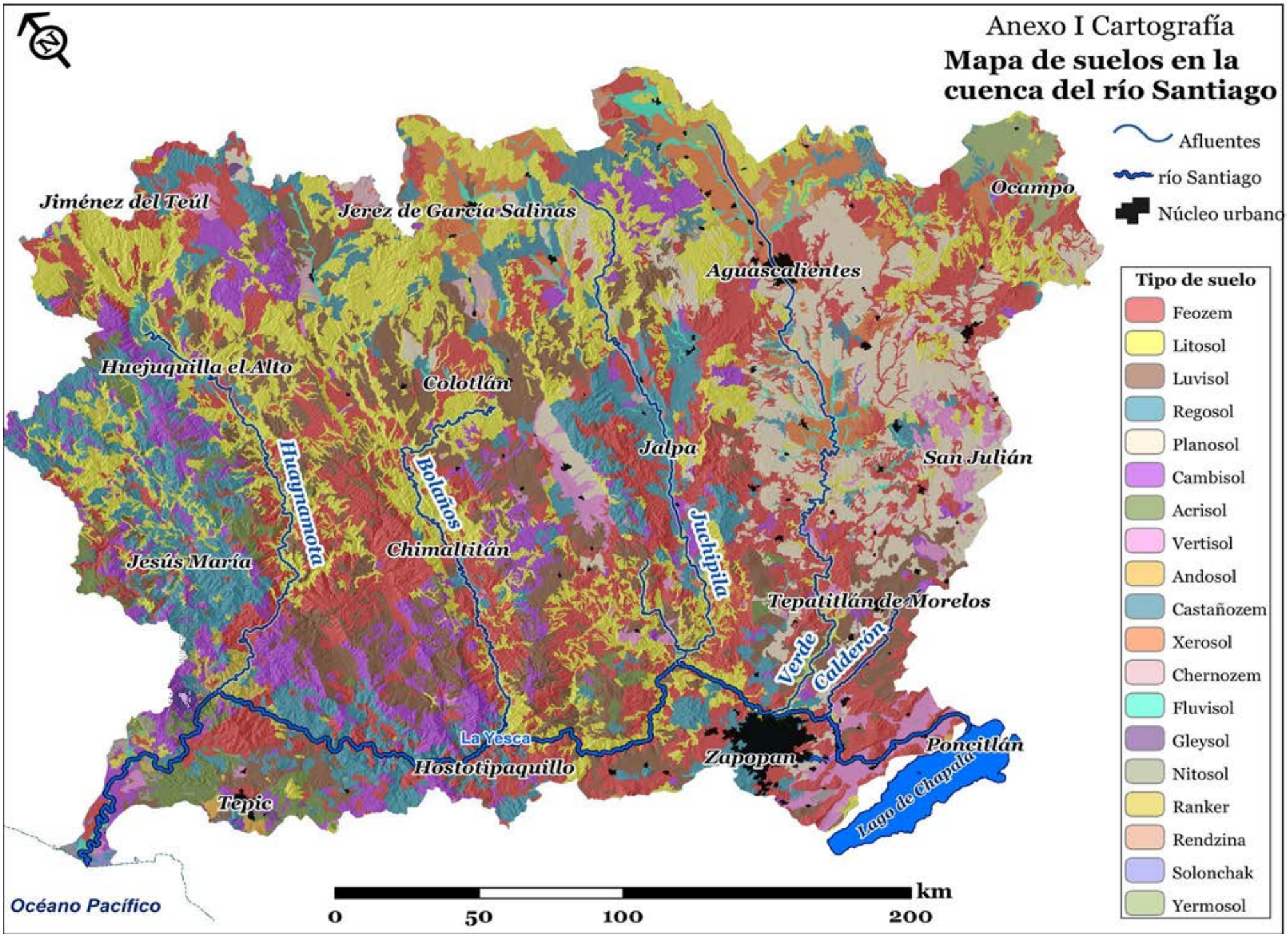

C
B
A
C´
B´
A´
N
km
0 25 50 100 150


Fallas


B (NO 306°)
B´
Sierra de Hostotipaquillo
Río Santiago (Aguas abajo del embalse San Rafael)
Río Santiago (Aguas arriba del embalse de Aguamilpa)
Presa Hidroeléctrica de El Cajón (río Santiago)
Presa Hidroeléctrica de La Yesca (río Santiago)
Presa Hidroeléctrica de Santa Rosa (río Santiago)
[m s.n.m.]
1800
1600
1400
1200
1000
800
600
400
200
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100
110
120
130
140
150
160
[km]

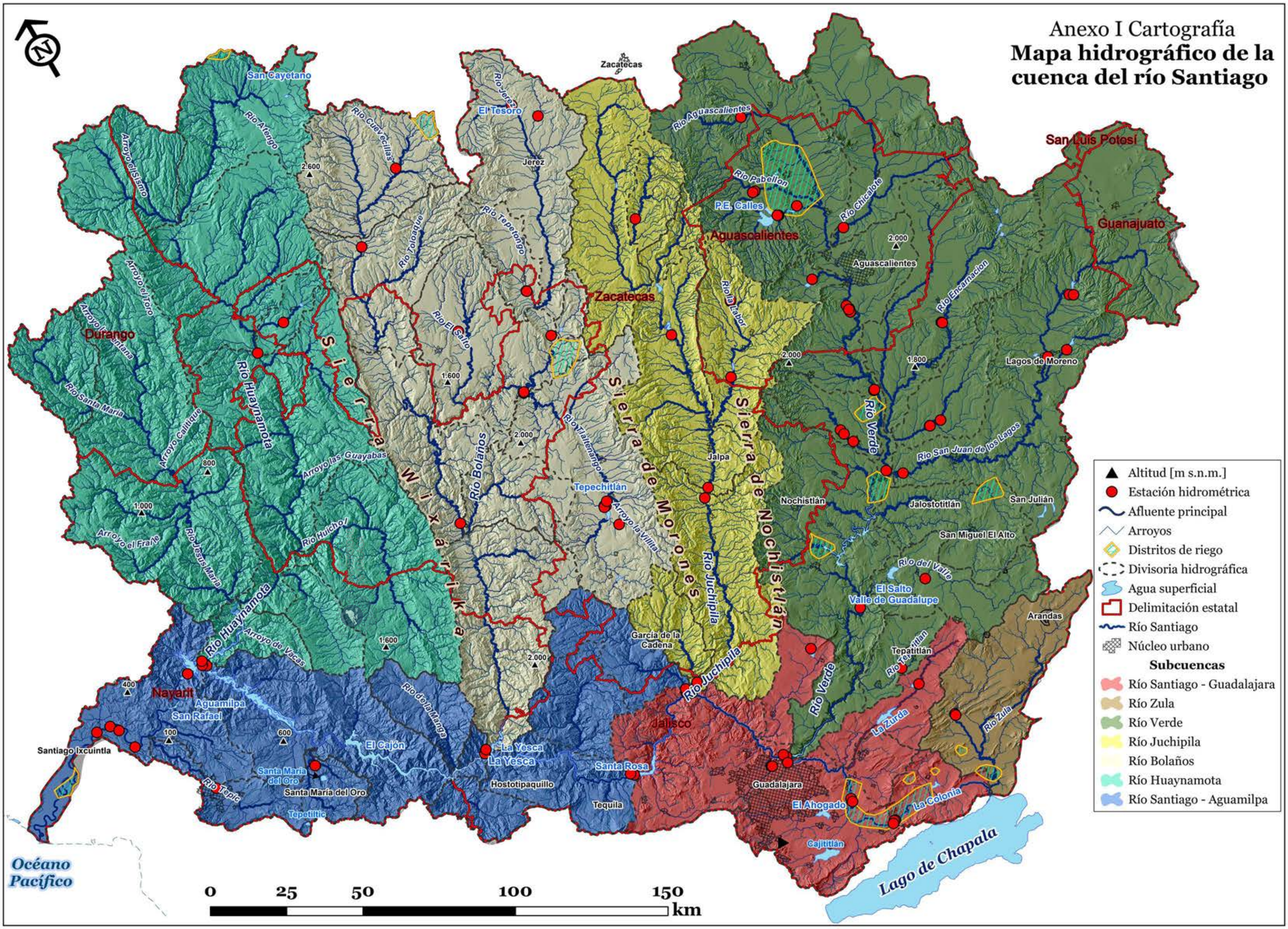

C (NO 295°)
C´
Graben de Bolaños
Graben de Jalpa
Río Bolaños
Río Juchipila
Río Verde
San Juan de Los Lagos
[m s.n.m.]
3000
2700
2400
2100
1800
1500
1200
900
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100
110
120
130
140
150
160
170
180
190
200
[km]


Litologías
Basalto
Riolitas y Tobas
Ignimbritas
Conglomerado
Areniscas - Conglomerado
Lutitas - Areniscas
Falla normal
D
D´
N
km
0 25 50 100 150
Sierra Wixárika
(ó Sierra Huichola)
Presa Hidroeléctrica
Aguamilpa
(río Santiago)
Río
Huaynamota
Río
Santiago
(Aguas abajo
del embalse
San Rafael)
UNIVERSIDAD DE MÁLAGA
[m.s.n.m.]
2600
2400
2200
2000
1800
1600
1400
1200
1000
800
600
400
200
0
0 15 25 40 50 65 75 90 100 115 125 140 150 165 175 190 200 215 225 240 250
[km]


Anexo I Cartografía
Mapa de suelos en la cuenca del río Santiago
Afluentes
río Santiago
Núcleo urbano
Tipo de suelo
Feozem
Litosol
Luvisol
Regosol
Planosol
Cambisol
Acrisol
Vertisol
Andosol
Castañozem
Xerosol
Chernozem
Fluvisol
Gleysol
Nitosol
Ranker
Rendzina
Solonchak
Yermosol
Jiménez del Teúl
Jerez de García Salinas
Ocampo
Aguascalientes
Huejuquilla el Alto
Colotlán
Jalpa
San Julián
Huaynamota
Bolaños
Juchipila
Jesús María
Chimaltitán
Tepatitlán de Morelos
Verde
Calderón
La Yesca
Zapopan
Poncitlán
Hostotipaquillo
Lago de Chapala
Tepic
Océano Pacífico
0
50
100
200
km

Anexo I Cartografía

Mapa hidrográfico de la cuenca del río Santiago



Anexo II – Códigos de programación de SIG en lenguaje *phyton*

- Estimación de la distribución espacial de la recarga de acuíferos (Piscopo, 2001)
- Método GOD (Foster y Hirata, 1988)
- Método DRÁSTIC (Aller et al., 1987)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

Método de estimación de la distribución espacial de la recarga de acuíferos

(Piscopo, 2001)

```
# -*- coding: utf-8 -*-
# ---------------------------------------------------------------------------
# PISCOPO.py
# Created on: 2015-04-19 19:22:03.00000
#   (generated by ArcGIS/ModelBuilder)
# Usage: PISCOPO <Litología> <Pendiente> <Textura_suelo> <Usos_del_suelo>
# ---------------------------------------------------------------------------

# Import arcpy module
import arcpy

# Check out any necessary licenses
arcpy.CheckOutExtension("spatial")

# Script arguments
Litología = arcpy.GetParameterAsText(0)
if Litología == '#' or not Litología:
    Litología = "Inputs\\LITO" # provide a default value if unspecified

Pendiente = arcpy.GetParameterAsText(1)
if Pendiente == '#' or not Pendiente:
    Pendiente = "Inputs\\Pendiente" # provide a default value if unspecified

Textura_suelo = arcpy.GetParameterAsText(2)
if Textura_suelo == '#' or not Textura_suelo:
    Textura_suelo = "Inputs\\SUELO" # provide a default value if unspecified

Usos_del_suelo = arcpy.GetParameterAsText(3)
if Usos_del_suelo == '#' or not Usos_del_suelo:
    Usos_del_suelo = "Inputs\\USOS_SUELO" # provide a default value if unspecified

# Local variables:
RAS_LITO = Litología
Fsp = RAS_LITO
RECARGA_NETA = Fsp
RECARGA_NETA_FINAL = RECARGA_NETA
RECARGA_FIN__2_ = RECARGA_NETA_FINAL
RAS_SUELOS = Pendiente
Fs = Pendiente
RAS_USOS = Pendiente
MASC_CD_GDL = "MASC_CD_GDL"

# Process: Textura del suelo a ráster
arcpy.PolygonToRaster_conversion(Textura_suelo, "S", RAS_SUELOS, "CELL_CENTER", "NONE", Pendiente)
# Process: Tipo de litología a ráster
arcpy.PolygonToRaster_conversion(Litología, "perm", RAS_LITO, "CELL_CENTER", "perm", Pendiente)
# Process: Usos del suelo a raster
arcpy.PolygonToRaster_conversion(Usos_del_suelo, "perm", RAS_USOS, "CELL_CENTER", "perm", Pendiente)
# Process: promedio
arcpy.gp.RasterCalculator_sa("((\"%RAS_SUELOS%\" + \"%RAS_LITO%\" + \"%RAS_USOS%\") / 3)  *
\"%MASC_CD_GDL%\"", Fsp)
# Process: Reclasifica los valores de pendiente
arcpy.gp.Reclassify_sa(Pendiente, "Value", "0 2 4;2 10 3;10 33 2;33 184.4078369140625 1", Fs, "DATA")
# Process: EC. 6.5 (PISCOPO, 2001)
arcpy.gp.RasterCalculator_sa("(\"%Fsp%\" + \"%Fs%\" + 4) * \"%MASC_CD_GDL%\"", RECARGA_NETA)
# Process: Reclasifica valors de Rr
arcpy.gp.Reclassify_sa(RECARGA_NETA, "VALUE", "0 0;3 5 51;5 7 102;7 9 178;9 11 254;11 13 255",
RECARGA_NETA_FINAL, "DATA")
# Process: Agregar tabla de valores
arcpy.BuildRasterAttributeTable_management(RECARGA_NETA_FINAL, "Overwrite")
```

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Método GOD (Foster y Hirata, 1988)

```
# -*- coding: utf-8 -*-
# ---------------------------------------------------------------------------
# GOD.py
# Created on: 2017-04-19 19:27:31.00000
#   (generated by ArcGIS/ModelBuilder)
# Usage: GOD <D_GW_Depth> <O_Geology> <G_Confin> <SLOPE>
# Description:
# ---------------------------------------------------------------------------

# Import arcpy module
import arcpy

# Check out any necessary licenses
arcpy.CheckOutExtension("spatial")
arcpy.CheckOutExtension("3D")

# Script arguments
D_GW_Depth = arcpy.GetParameterAsText(0)
if D_GW_Depth == '#' or not D_GW_Depth:
    D_GW_Depth = "Float_d1" # provide a default value if unspecified

O_Geology = arcpy.GetParameterAsText(1)
if O_Geology == '#' or not O_Geology:
    O_Geology = "UBICACIÓN DEL ARCHIVO\\DRASTIC\\a" # provide a default value if
unspecified

G_Confin = arcpy.GetParameterAsText(2)
if G_Confin == '#' or not G_Confin:
    G_Confin = "Float_d1" # provide a default value if unspecified

SLOPE = arcpy.GetParameterAsText(3)
if SLOPE == '#' or not SLOPE:
    SLOPE = "UBICACIÓN DEL ARCHIVO\\TOPOGRAFIA\\t_" # provide a default value if
unspecified

# Local variables:
D_GOD = D_GW_Depth
D_GOD_FLOAT = D_GOD
D_GOD_FINAL = D_GOD_FLOAT
GOD = D_GOD_FINAL
GOD_FINAL_ATS = GOD
O_GOD = O_Geology
O_GOD_FLOAT = O_GOD
G_GOD__2_ = G_Confin
G_GOD_FLOAT = G_GOD__2_
O_GOD_FINAL = G_GOD_FLOAT
G_GOD_FINAL = G_GOD_FLOAT

# Process: Reclassify (2)
arcpy.gp.Reclassify_sa(O_Geology, "VALUE", "2 1;2 3 2;3 4 3", O_GOD, "DATA")

# Process: Float (2)
arcpy.Float_3d(O_GOD, O_GOD_FLOAT)
```

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

```
# Process: Reclassify
arcpy.gp.Reclassify_sa(D_GW_Depth, "Value", "1 5 9;5 20 8;20 50 7;50 438 0", D_GOD, "DATA")

# Process: Float
arcpy.Float_3d(D_GOD, D_GOD_FLOAT)

# Process: DECMAL_OPERATION_D
tempEnvironment0 = arcpy.env.snapRaster
arcpy.env.snapRaster = "UBICACIÓN DEL ARCHIVO\\TOPOGRAFIA\\t_"
tempEnvironment1 = arcpy.env.cellSize
arcpy.env.cellSize = "UBICACIÓN DEL ARCHIVO\\TOPOGRAFIA\\t_"
arcpy.gp.RasterCalculator_sa("\"%D_GOD_FLOAT%\" / 10", D_GOD_FINAL)
arcpy.env.snapRaster = tempEnvironment0
arcpy.env.cellSize = tempEnvironment1

# Process: Reclassify (4)
arcpy.gp.Reclassify_sa(G_Confin, "Value", "1 5 9;5 20 8;20 50 7;50 438 0", G_GOD__2_, "DATA")

# Process: Float (3)
arcpy.Float_3d(G_GOD__2_, G_GOD_FLOAT)

# Process: DECMAL_OPERATION_O
tempEnvironment0 = arcpy.env.snapRaster
arcpy.env.snapRaster = "UBICACIÓN DEL ARCHIVO\\TOPOGRAFIA\\t_"
tempEnvironment1 = arcpy.env.cellSize
arcpy.env.cellSize = "UBICACIÓN DEL ARCHIVO\\TOPOGRAFIA\\t_"
arcpy.gp.RasterCalculator_sa("\"%G_GOD_FLOAT%\" / 10", O_GOD_FINAL)
arcpy.env.snapRaster = tempEnvironment0
arcpy.env.cellSize = tempEnvironment1

# Process: DECMAL_OPERATION_G
tempEnvironment0 = arcpy.env.snapRaster
arcpy.env.snapRaster = "UBICACIÓN DEL ARCHIVO\\TOPOGRAFIA\\t_"
tempEnvironment1 = arcpy.env.cellSize
arcpy.env.cellSize = "UBICACIÓN DEL ARCHIVO\\TOPOGRAFIA\\t_"
arcpy.gp.RasterCalculator_sa("\"%G_GOD_FLOAT%\" / 10", G_GOD_FINAL)
arcpy.env.snapRaster = tempEnvironment0
arcpy.env.cellSize = tempEnvironment1

# Process: GOD EC. (FOSTER & HIRATA, 1988)
arcpy.gp.RasterCalculator_sa("\"%D_GOD_FINAL%\" * \"%O_GOD_FINAL%\" *
\"%G_GOD_FINAL%\"", GOD)

# Process: Reclassify (3)
arcpy.gp.Reclassify_sa(GOD, "Value", "", GOD_FINAL_ATS, "DATA")
```

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

```
Recharge = arcpy.GetParameterAsText(1)
if Recharge == '#' or not Recharge:
    Recharge = "UBICACIÓN DEL ARCHIVO\\PISCOPO\\recarga_fin2" # provide a default value if
unspecified

Aquifer_media = arcpy.GetParameterAsText(2)
if Aquifer_media == '#' or not Aquifer_media:
    Aquifer_media = "UBICACIÓN DEL ARCHIVO\\PISCOPO\\ras_lito" # provide a default value
if unspecified

Slope = arcpy.GetParameterAsText(3)
if Slope == '#' or not Slope:
    Slope = "UBICACIÓN DEL ARCHIVOt_" # provide a default value if unspecified

Geology = arcpy.GetParameterAsText(4)
if Geology == '#' or not Geology:
    Geology = "UBICACIÓN DEL ARCHIVO\\LITO_ATS.shp" # provide a default value if
unspecified

Soil_media = arcpy.GetParameterAsText(5)
if Soil_media == '#' or not Soil_media:
    Soil_media = "UBICACIÓN DEL ARCHIVO\\DRASTIC\\s_masc_cd" # provide a default value
if unspecified

k_field = arcpy.GetParameterAsText(6)
if k_field == '#' or not k_field:
    k_field = "C" # provide a default value if unspecified

DRASTIC_FINAL = arcpy.GetParameterAsText(7)
if DRASTIC_FINAL == '#' or not DRASTIC_FINAL:
    DRASTIC_FINAL = "UBICACIÓN DEL ARCHIVO\\DRASTIC\\drastic_final" # provide a
default value if unspecified

# Local variables:
TABLA_DRASTIC = DRASTIC_FINAL
R_RECLAS = Recharge
DRASTIC = R_RECLAS
d_int = Depth_to_GW
D_RECLAS = d_int
A_RECLAS = Aquifer_media
I_RECLAS = Aquifer_media
S_RECLAS = Soil_media
C_RASTER = Slope
C_RECLAS = C_RASTER
T_RECLAS = Slope

# Process: Int
arcpy.gp.Int_sa(Depth_to_GW, d_int)

# Process: Reclassify
tempEnvironment0 = arcpy.env.snapRaster
arcpy.env.snapRaster = "UBICACIÓN DEL ARCHIVOt_"
arcpy.gp.Reclassify_sa(d_int, "VALUE", "0 1.5 10;1.5 4.5999999999999996
9;4.5999999999999996 9.0999999999999996 7;9.0999999999999996 15.199999999999999
```

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

```
5;15.199999999999999 22.800000000000001 3;22.800000000000001 30.399999999999999
2;30.399999999999999 163.22672286688112 1;163.22672286688112 199.30841950061256
1;199.30841950061256 247.41734834558781 1;247.41734834558781 436.41671166513345 1",
D_RECLAS, "DATA")
arcpy.env.snapRaster = tempEnvironment0

# Process: Reclassify (2)
tempEnvironment0 = arcpy.env.snapRaster
arcpy.env.snapRaster = "UBICACIÓN DEL ARCHIVOt_"
arcpy.gp.Reclassify_sa(Recharge, "VALUE", "0 1;0 51 1;51 102 6;102 178 8;178 254 8;254 255 9",
R_RECLAS, "DATA")
arcpy.env.snapRaster = tempEnvironment0

# Process: Reclassify (3)
tempEnvironment0 = arcpy.env.snapRaster
arcpy.env.snapRaster = "UBICACIÓN DEL ARCHIVOt_"
arcpy.gp.Reclassify_sa(Aquifer_media, "VALUE", "0 2;0 1 2;1 3 3;3 4 4", A_RECLAS, "DATA")
arcpy.env.snapRaster = tempEnvironment0

# Process: Reclassify (4)
tempEnvironment0 = arcpy.env.snapRaster
arcpy.env.snapRaster = "UBICACIÓN DEL ARCHIVOt_"
arcpy.gp.Reclassify_sa(Soil_media, "VALUE", "0 1;0 1 5;1 2 9;2 3 10", S_RECLAS, "DATA")
arcpy.env.snapRaster = tempEnvironment0

# Process: Reclassify (5)
arcpy.gp.Reclassify_sa(Slope, "Value", "0 2 10;2 6 9;6 12 5;12 18 3;18 282.16241455078125 1",
T_RECLAS, "DATA")

# Process: Reclassify (6)
arcpy.gp.Reclassify_sa(Aquifer_media, "VALUE", "0 9;1 6;3 8;4 6", I_RECLAS, "DATA")

# Process: convierte a raster
tempEnvironment0 = arcpy.env.snapRaster
arcpy.env.snapRaster = "UBICACIÓN DEL ARCHIVOt_"
arcpy.PolygonToRaster_conversion(Geology, k_field, C_RASTER, "CELL_CENTER", "NONE",
Slope)
arcpy.env.snapRaster = tempEnvironment0

# Process: Reclassify (7)
arcpy.gp.Reclassify_sa(C_RASTER, "Value", "-1 1;-1 1 2", C_RECLAS, "DATA")

# Process: DRASTIC Eq. (Aller et al., 1987)
arcpy.gp.RasterCalculator_sa("(5 * \"%D_RECLAS%\") + (4 * \"%R_RECLAS%\") + (3 *
\"%A_RECLAS%\") + (2 * \"%S_RECLAS%\") + (\"%T_RECLAS%\") + (\"%I_RECLAS%\" * 5)
+ (3 * \"%C_RECLAS%\")", DRASTIC)

# Process: RECLAS_DRASTIC
tempEnvironment0 = arcpy.env.snapRaster
arcpy.env.snapRaster = "UBICACIÓN DEL ARCHIVOt_"
arcpy.gp.Reclassify_sa(DRASTIC, "VALUE", "3 5 51;5 7 102;7 9 178;9 11 254;11 13 255",
DRASTIC_FINAL, "DATA")
arcpy.env.snapRaster = tempEnvironment0

# Process: Agregar tabla de valores
arcpy.BuildRasterAttributeTable_management(DRASTIC_FINAL, "Overwrite")
```

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

Anexo III – Publicaciones científicas incluidas en el *Science Citation Index*



Autores:	Rizo-Decelis L. D., Pardo-Igúzquiza E., Andreo B. (2017)
Título:	**Spatial prediction of water quality variables along a main river channel, in presence of pollution hotspots**
	Aceptado para publicación
Revista:	Science of the Total Environment
Editorial:	Elsevier Inc.
DOI:	10.1016/j.scitotenv.2017.06.145
Factor de impacto:	4.90 (2016)
Ranking JCR:	4/341 (Medio ambiente y ecología) –*Q1*-
	22/229 (Ciencias ambientales) –*Q1*-

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

Contents lists available at ScienceDirect

Science of the Total Environment

journal homepage: www.elsevier.com

Spatial prediction of water quality variables along a main river channel, in presence of pollution hotspots

Luis David Rizo-Decelis[a,*], Eulogio Pardo-Igúzquiza[b], Bartolomé Andreo[a]

[a] Universidad de Málaga, Centre of Hydrogeology (CEHIUMA), Faculty of Sciences, Department of Geology, Campus de Teatinos s/n, 29071 Malaga, Spain
[b] Instituto Geológico y Minero de España (IGME), Department of Planning and Geosciences Research, Ríos Rosas 23, 28003 Madrid, Spain

ARTICLE INFO

Article history:
Received 10 March 2017
Received in revised form 14 June 2017
Accepted 18 June 2017
Available online xxx

Editor: D. Barcelo

Keywords:
Geostatistics
River pollution
Water quality
Interpolation
Spatial analysis
Mexico

ABSTRACT

In order to treat and evaluate the available data of water quality and fully exploit monitoring results (e.g. characterize regional patterns, optimize monitoring networks, infer conditions at unmonitored locations, etc.), it is crucial to develop improved and efficient methodologies. Accordingly, estimation of water quality along fluvial ecosystems is a frequent task in environment studies. In this work, a particular case of this problem is examined, namely, the estimation of water quality along a main stem of a large basin (where most anthropic activity takes place), from observational data measured along this river channel. We adapted topological kriging to this case, where each watershed contains all the watersheds of the upstream observed data ("nested support effect"). Data analysis was additionally extended by taking into account the upstream distance to the closest contamination hotspot as an external drift. We propose choosing the best estimation method by cross-validation. The methodological approach in spatial variability modeling may be used for optimizing the water quality monitoring of a given watercourse. The methodology presented is applied to 28 water quality variables measured along the Santiago River in Western Mexico.

© 2017.

1. Introduction

Although fresh water resources affect every human activity, aquatic ecosystems are among the most endangered on Earth (Nel et al., 2009). Deterioration of rivers and streams due to human activities is a critical issue (Namour et al., 2015), yet water quality monitoring procedures, for river conservation and management, are still limited (Isaak et al., 2014).

For most large river basins, insufficient data are collected in situ (e.g. hydrochemical, microbiological, and other physico-chemical information) to report back about surface water quality and its contamination. Publicly available information about river water contamination is often limited to the legislated pollutants only, while few important variables might be measured and/or the number of sampling stations is considerably restricted (Ani et al., 2011). Thus, estimation of water quality along a river network is challenging — particularly due to the scarcity of sampling locations — while also problematic for water resources management. More relevant information could aid in making better decisions about stream water assessment and management, helping to identify contamination sources, and providing insight for the location and redesign of sampling campaigns (Yang and Jin, 2010). It is essential to develop improved and efficient methodologies to treat and evaluate the available data (Isaak et al., 2014; Álvarez-Cabria et al., 2016).

In recent times, Geostatistics has become consolidated as a useful approach for predicting the spatial and temporal variability of different water quality parameters (Goovaerts, 1997; Garreta et al., 2010; Morio et al., 2010), and for improving monitoring techniques (Meyer et al., 2015). It is crucial to characterize regional water quality patterns, and optimize monitoring networks, to fully exploit the available monitoring data results, and to infer water quality conditions at unmonitored locations. In the unlikely case of pristine zones (i.e. sectors with no anthropogenic alteration related to water pollution) in a river basin, Topological Kriging (TK) also known as Top-kriging, first proposed by Skøien et al. (2006), has proven to be an optimal methodology for estimating streamflow-related variables along streams (Laaha et al., 2012, 2013, 2014). Mean annual discharge and concentration of pollutants are some key variables. Most often, pristine conditions have been largely lost, as human activities contaminate the river networks. The streamflow-related behavior of concentration is therefore not fully met in TK, and must be modified accordingly.

Spatial statistics on stream networks represent an active research area in environmental statistics (Ver Hoef et al., 2006; Isaak et al., 2014). Its purpose is to improve predictions and make estimations closer to real data measured in situ. Classical geostatistical solutions for interpolation by kriging (Goovaerts, 1999), and for network optimization (Pardo-Igúzquiza, 1998), are based on Euclidean distance between the observed data and the unmonitored locations. Spatial statistics on stream networks may consider one or several of the seven following aspects of stream topology:

* Corresponding author.
Email address: rizo@uma.es (L.D. Rizo-Decelis)
URLs: http://www.igme.es/; http://www.cehiuma.uma.es/en/

http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.145
0048-9697/© 2017.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA
UNCORRECTED PROOF

i. Using stream distances instead of Euclidean distances (Ver Hoef et al., 2006)
ii. Consider every observation location not as a measurement with point support, but as areal support, which is equal to the watershed draining to that point (Skøien et al., 2014)
iii. Watersheds having a hierarchical and nested structure (Isaak et al., 2014)
iv. New models of covariance valid for stream networks (Laaha et al., 2012; Müller and Thompson, 2015)
v. New connectivity definitions (Skøien et al., 2006)
vi. Directionality in the definition of connectivity or distances (Brammer, 2014)
vii. Consider the pollution hotspots (Tsuzuki, 2015).

When water quality estimation adopts the concept of nested support — i.e. a basin that contains a smaller basin of the same type inside, which has, in turn, another basin inside of it, and so on — in watershed support areas, it may allow for more accurate prediction of pollutant concentration in rivers. On one hand, this model considers both the draining surface and its influence on dilution processes, which are deeply involved in the natural attenuation capacity of rivers (Chang, 2008; Tsuzuki, 2015). On the other hand, the location of water pollution-hotspots (i.e. where wastewater discharges from specific sources occur, and may expose the river to elevated and localized pollutants concentration) are also taken into account. Possibly, the most obvious stream variable is runoff (Müller and Thompson, 2015), however, since there is a correlation between flow-rate and the dilution capacity of streams, there are many other variables related to water-flow, such as the measurement of water physicochemical variables, concentration of chemical elements, and microbiological indicators.

We hypothesize that Top-kriging (TK), Top-kriging with external drift (TKED), ordinary kriging (OK), regression kriging (RK), or any combination of these, with respect to distances to the pollution hotspots, will cover a wide range of underlying conditions to assess the estimations precision. The accuracy of the method results will depend on the prediction variability of each water quality variables observed (in the case study, 28 are determined). It can be identified by cross-validation, which is the standard procedure in Geostatistics (Stone, 1974; Bradley, 1983; Chiles and Delfiner, 2012).

The main purpose of this paper is to offer a more accurate methodological approach than the most employed procedures to estimate the water quality, along the main channel of the Santiago River in Mexico, using: (1) the available physicochemical data, (2) the recognized pollution hotspot locations, and (3) the watershed delineation from digital terrain models. Another goal is to display specific results, whose analysis can help optimize the current monitoring procedure of the river water quality.

2. Methodology

2.1. Study area

The study area is located in the Central-Western region of Mexico. It covers the first 281.5 km stretch of the Santiago River, from the river-source to its confluence with the Bolaños River on the boundary of Jalisco and Nayarit states, which represents a catchment area of 52,615.5 km^2 (Fig. 1).

The climate in the study area is mainly warm subtropical, with a mean temperature from 18 to 22 °C, characterized by heavy rains in summer (June–September) and relatively warm winters (December – March). Precipitation increases in downstream direction, from 500 to 800 mm/y in headwaters to 800–1400 mm/y in the lower part of the basin, close to La Yesca dam (Fig. 1; SMN, 2015).

Santiago River is about 562 km long. Since 1970, it stems from the NE part of Lake Chapala (with a surface area of ~ 1100 km^2) by artificial pumping due to lower water-levels of the lake in the eastern side (Herdendorf, 1982; De Anda et al., 1998, 2000). It drains ~ 250 m^3/s into the Pacific Ocean, from an altitude of 3140 m to sea level. The wide variety of geological features gives rise to prominent changes in topography of the canyons in the watershed, soil types, and landscape diversity (Moore et al., 1994). The prevailing lithological materials are Cenozoic volcanic rocks (Tertiary), and a small percentage of alluvial material from the Quaternary (Ferrari et al., 1999).

The main land use in the study area is grassland and scrub (40%), forests (30%), rainfed agriculture and livestock (28%), and urban-industrial (2%), according to available mapping charts (INEGI, 2015). The region faces a water crisis coupled with excessive population growth (over ten times in the last six decades). Urbanization and the installation of industrial facilities in the absence of planning strategies and proper wastewater treatment have resulted in deterioration of the Santiago River water quality (IMDEC, 2007). Mexican water management has been focused on the construction of major infrastructure for distribution and sanitation (CONAGUA, 2015), with a lack of implementation of adequate pollution-control strategies (Rojas-Ortuste, 2014). Consequently, most of the surface waters in the basin of the Santiago River are contaminated.

Lake Chapala represents the primary source of drinking water for Guadalajara city (Fig. 1), home to over 4.5 million people. Yet paradoxically, the lake receives a high amount of wastewater discharge from the densely populated area of Toluca Valley, west of Mexico City, through the Lerma River (among other agricultural, urban, and industrial wastewater discharges). Water management and pollution issues involving the Lerma and Santiago rivers, as well as Lake Chapala, have been studied previously and similar conclusions have been reached, concerning water quality and scarcity problems (Von Bertrab, 2003; Fall et al., 2007; Sedeño-Díaz and López-López, 2007; Cifuentes et al., 2011).

The foremost urban wastewater discharges to the Santiago River come from Guadalajara city, located in headwaters (Fig. 1). Two water pollution hotspots have been identified: northeast of the metropolitan area, near the so-called sector "*Agua Prieta*", and south of the urban zone, via "*El Ahogado*" stream (Rizo-Decelis and Andreo, 2016). Moreover, given the deteriorated water quality of the lake, a third pollution hotspot is considered. It is located near the first sampling site, northeast of Chapala Lake, by the source of the Santiago River, downstream from Ocotlán city.

2.2. Water quality data availability

The Water Commission of Jalisco State (CEA, 2016) provided the water quality datasets. The CEA conducts monthly monitoring of the water quality along the Santiago River, at ten sampling stations on the upper 262.5 km stretch, from north of Chapala Lake to La Yesca hydropower reservoir (1 to 10 in Fig. 1). The available datasets contained the analytical results of sampling campaigns carried out in the dry season (early October–late May), during four years (2009 to 2013). The value considered is the mean of those 32 measurements (8 months of the dry season, over 4 years), however, sometimes it may be some month that was not collected or an outlier attributed to inadequate collection. The latter was detected in a first screening of the data, then the used value is the mean of the considered measurements. For all the variables considered, the number of outliers that was omitted is < 3%. Moreover, during data processing, the values reported as blanks or not-detected (< 6%) were replaced by half the value of the detection limit, depending on the equipment and chemical method, according to Croghan and Egeghy (2003).

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA
UNCORRECTED PROOF

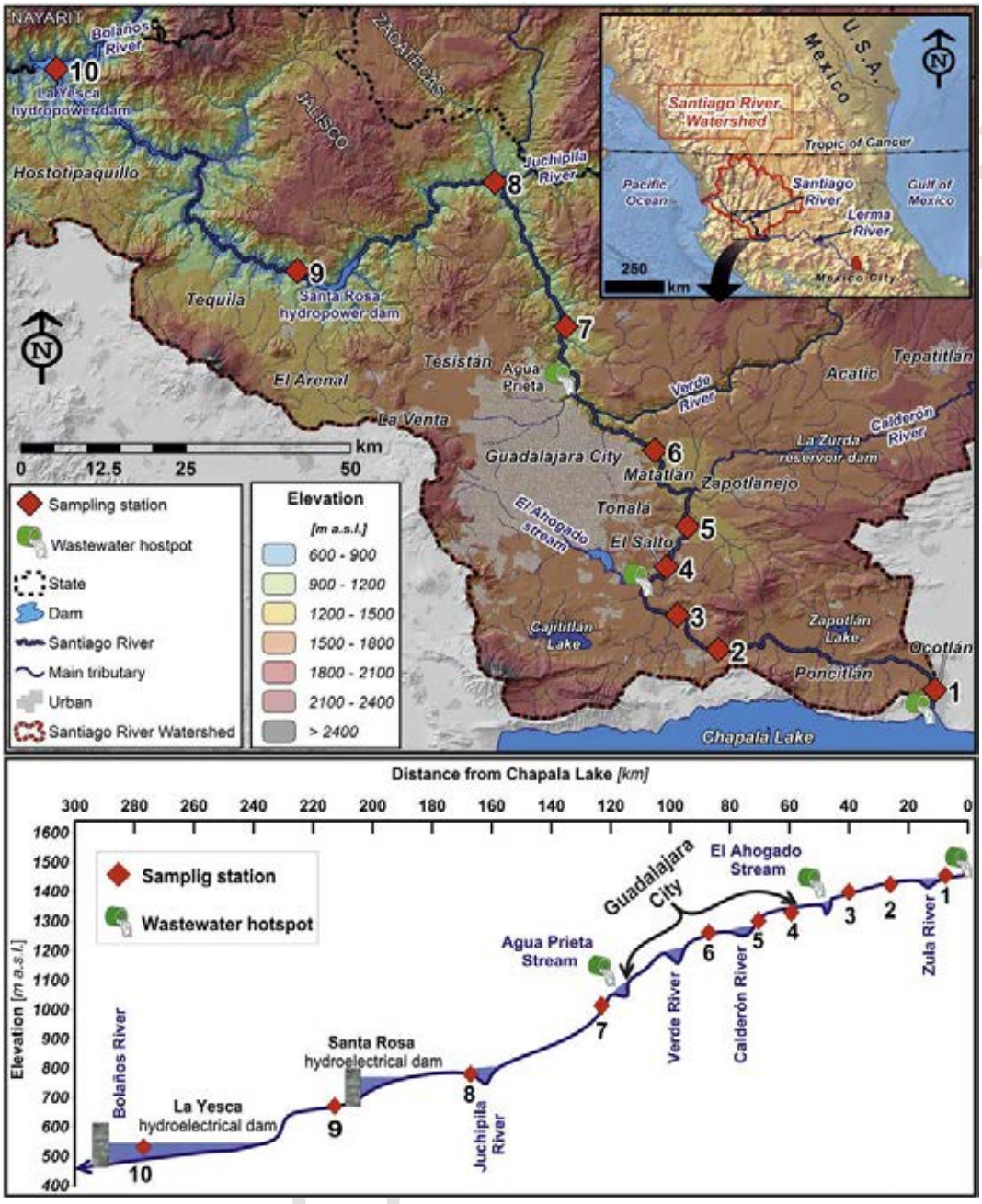


Fig. 1. Study area location and spatial distribution of the monitoring sites along Santiago River (above), and pollution hotspots along its topographic profile (below).

There is a clear distinction between dry and wet seasons. According to Rizo-Decelis and Andreo (2016), the most representative hydrochemical data are those sampled during the dry season, when most of the variables concentration increase (Except for O_2) and the "statistical noise" (i.e. unexplained variations in samples) effect caused by the rainfall decreases.

A total of 28 variables were analyzed: water temperature (T), pH, dissolved oxygen (O_2), total coliform bacteria (TC), fecal coliform bacteria (FC), electric conductivity (EC), total dissolved solids (TDS), phosphorus (P), fluoride (F^-), methylene blue active substance (MBAS, i.e. surfactants), fats and oils (F&O), turbidity, total suspended soils (TSS), sedimentable solids (SS), alkalinity, hardness, nitrates (NO_3^-), ammoniac nitrogen (NH_3^+), nitrites (NO_2^-), total Kjeldahl nitrogen (NTK), iron (Fe), sodium (Na^+), zinc (Zn), chloride (Cl^-), sulfate (SO_4^{-2}), sulphide (S^-), biochemical oxygen demand (BOD_5), and chemical oxygen demand (COD).

The CEA laboratory techniques for analysis and sampling procedures are recognized by the International Laboratory Accreditation Cooperation (ILAC) and the International Accreditation Forum (IAF), through the Mexican Accreditation Entity (EMA). Additional details involving sampling collection, quality control procedures, and standards followed during campaigns, as well as laboratory analysis, are available on the website of the National Agency of Environment and Natural Resources of Mexico (SEMARNAT, 2010).

UNIVERSIDAD DE MALAGA

2.3. Definition of watershed support areas

The study area was subdivided into ten sub-basins, in view of the hydrographic-catchment extent of each sampling location. The support areas involving the upstream surface-water sampling sites were characterized by a single value for the variable (e.g. concentration), which was assumed to be representative along its sub-basin, since the sampling points represent the combination of the upstream values in the main watercourse and its tributaries.

The raster maps of the watersheds (or *support areas*) were discretized in a 5000 × 5000 m grid, in which every single sampling station was the ending discharge point for each sub-basin, based on the hydrological model obtained previously from a DEM (10 × 10 m), calculated from contour lines (INEGI, 2012), using ArcHydro 2.0 for ArcGIS 10.0 (ESRI, 1999–2010, 2013). Next, the support area was assigned with the observed value for that discharge point, according to the five-year monthly monitoring.

2.4. Geostatistical estimation methods

2.4.1. Ordinary kriging (OK)

According to Chiles and Delfiner (2012), kriging is the geostatistical estimator that has proven to be optimal for the spatial interpolation of environmental variables (Goovaerts, 1999; Webster and Oliver, 2007), including water quality. When the spatial locations of the observed data are scattered in space without physical constraints, on a plane (quality variables of groundwater measured from samples taken at monitoring wells) or in three-dimensional space (quality of atmospheric air measured anywhere on the Earth's surface), ordinary kriging (OK) is the standard optimal interpolator.

An important problem in environmental sciences is that given a set of n observed data $\{z(u_1), z(u_2), \dots, z(u_n)\}$ of a given variable, there is an interest in estimating the value of the variable $z(.)$ at a non-sampled location u_0, namely the unknown value $z(u_0)$.

The OK estimate is given as a weighted average of the observation data:

$$Z^*_{OK}(u_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i Z(u_i) \tag{1}$$

where the optimal weights $\{\lambda(u_i), i = 1, \dots, n\}$ are obtained by solving the so-called OK system of equations (Olea, 1999):

$$\begin{aligned} &\textstyle\sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_Z(u_i, u_j) + \mu_0 = \gamma_Z(u_0, u_j) \\ &j = 1, \dots, n \\ &\textstyle\sum_{i=1}^{n} \lambda_i = 1 \end{aligned} \tag{2}$$

where μ_0 is a Lagrange multiplier and $\gamma_Z(u_0, u_j)$ is the value of a semivariogram model of the raw variable and the Euclidean distance (u_0, u_j), which is between the j-th observation location and the location where the variable is going to be estimated.

OK also provides a measure of the uncertainty of the estimated value as given by the estimation variance:

$$\sigma^2_{OK}(u_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_Z(u_0, u_i) + \mu_0 \tag{3}$$

OK can be improved in several ways. One way is by adding a secondary variable $\{D(u_i)\}$, which is linearly related with the expected value of the variable of interest:

$$\mathrm{E}\{Z(u_i)\} = a + bD(u_i) \tag{4}$$

2.4.2. Ordinary kriging with external drift (OKED)

The new estimator, proposed by Wackernagel (2003), is known as ordinary kriging with external drift (OKED):

$$Z^*_{OKED}(u_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i Z(u_i) \tag{5}$$

where the optimal weights $\{\lambda(u_i), i = 1, \dots, n\}$ are obtained by solving the so-called OKED system of equations (Hudson and Wackernagel, 1994; Wackernagel, 2003):

$$\begin{aligned} &\textstyle\sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_R(u_i, u_j) + \mu_0 + \mu_1 D(u_j) = \gamma_R(u_0, u_j) \\ &j = 1, \dots, n \\ &\textstyle\sum_{i=1}^{n} \lambda_i = 1 \\ &\textstyle\sum_{i=1}^{n} \lambda_i D(u_i) = D(u_0) \end{aligned} \tag{6}$$

Here, $\gamma_R(u_i, u_j)$ is the value of a semivariogram model of the residual variable and the Euclidean distance between u_i and u_j; besides, μ_0 and μ_1 are Lagrange multipliers. The residual variable is the difference between the original variable and the linear trend expressed in Eq. (4). Additionally, the estimation variance is given by:

$$\sigma^2_{OKED}(u_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_R(u_i, u_j) + \mu_0 + \mu_1 D(u_0) \tag{7}$$

2.4.3. Regression kriging (RK)

If only the secondary information is used, one might surmise that the spatial interpolation could be obtained through the regression estimate:

$$Z^*_R(A_0) = \hat{a} + \hat{b}\widetilde{D}(u_0) \tag{8}$$

with estimation variance:

$$\sigma^2_R(A_0) = \sigma^2_{Res}\left(1 + X_0^T (X^T X)^{-1} X_0\right) \tag{9}$$

where $\sigma_{Res}{}^2$ is the variance of the regression residuals, X is the $nx2$ matrix of basis functions $\left\{\left(1, \widetilde{D}(u_i); i = 1, \dots n\right)\right\}$ of the experimental data and X_0 is the 1×2 vector of the basis at the location to be estimated $\left\{1, \widetilde{D}(u_0)\right\}$. The superscript T represents the transpose of the matrix or vector. The residuals are given by:

$$R^*_R(u_i) = Z(A_i) - \hat{a} - \hat{b}\widetilde{D}(u_i) \tag{10}$$

However, a more interesting estimator, known as regression kriging (RK), can be obtained if the regression residual at the unknown

UNIVERSIDAD DE MALAGA

UNCORRECTED PROOF

location is estimated by means of ordinary kriging (Hengl et al., 2007):

$$R^*_{OK}(u_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i R^*_R(u_i) \tag{11}$$

In addition, the estimate is added to the regression estimate to derive the RK estimate:

$$Z^*_{RK}(A_0) = Z^*_R(A_0) + R^*_{OK}(A_0) \tag{12}$$

The estimation variance by RK (σ_{RK}^2) is given by the addition of the variances of regression (σ_{Res}^2) of ordinary kriging residuals (σ_{OK}^2), since they are independent:

$$\sigma^2_{RK}(A_0) = \sigma^2_{Res}(A_0) + \sigma^2_{OK}(A_0) \tag{13}$$

That is:

$$\sigma^2_{RK}(u_0) = \sigma^2_{Res}\left(1 + X_0^T\left(X^T X\right)^{-1} X_0\right) + \sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_{Res}(u_0, u_j) + \mu_0 \tag{14}$$

2.4.4. Topological kriging

Interpolation of environmental variables represents another significant problem to be faced by means of geostatistical-based advanced solutions, as in the example of water quality variables when measured from streams or samples collected along a large river. In such cases, there is a restriction of physical locations where the value can be obtained in the field. Several possibilities could be considered in this case. For instance, one may take stream distances between observational measurements rather than Euclidean distances, as in Ver Hoef et al. (2006). Alternatively, the stream can be considered as having a support equal to its watershed (Fig. 2), as in Skøien et al. (2006), who put forth one of the first applications of kriging on stream networks. They defined TK as a *block-kriging* (Chiles and Delfiner, 2012), where the support of each observation location is its watershed. Downstream watersheds would contain the upstream watersheds, somewhat resembling the concept of a nesting support model (Fig. 3), which has been used with territorial units for water management statistics (Johnson, 2012) and other scientific studies (Mengistu et al., 2013). Therefore, the set of n observation data $\{A(u_1), A(u_2), \ldots, A(u_n)\}$ of a given spatial environmental variable with watershed support is available, and the focus is on a value estimation of the variable of interest at a non-sampled watershed $A(u_0)$. Among the locations, number *1* represents a point while the remaining numbers (from 2 to 10) represent a watershed, as shown in Fig. 3.

The estimated value by TK is given as a weighted average of the experimental data (Skøien et al., 2006):

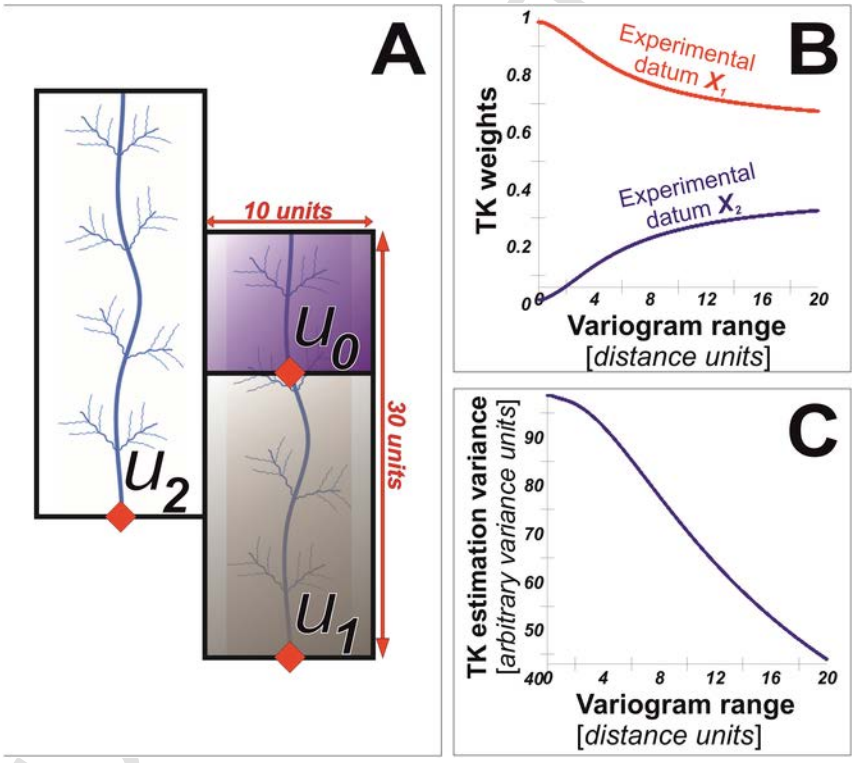


Fig. 2. Synthetic example of Topological kriging (based on Skøien et al., 2006). A: Layout of the problem where a watershed u_0 (in purple) is estimated using two observation data: watershed u_1 (in gray) that contains the basin to be estimated and watershed u_2, which does not overlap with u_0 or u_1. B: Weights assigned, by topological kriging, to each of the experimental data as a function of the range of the semivariogram of the underlying point process. The watershed that encloses the one to be estimated always gets more weight than the other observation datum. C: Topological kriging estimation variance as a function of the semivariogram range. (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

UNIVERSIDAD DE MALAGA

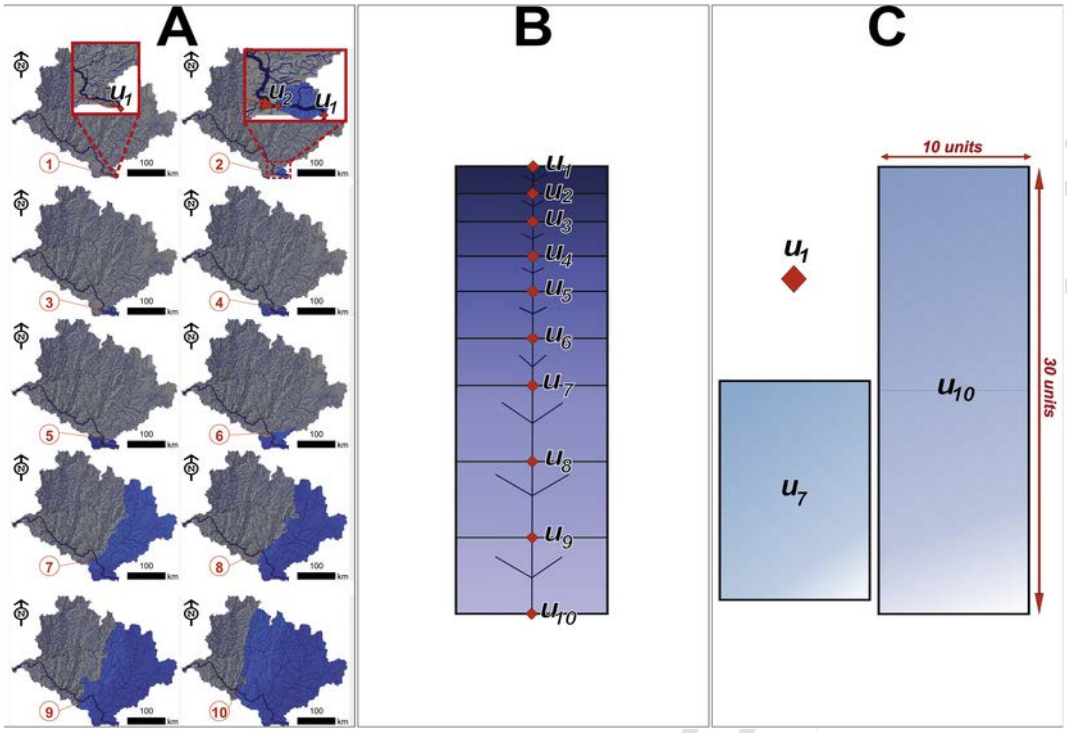


Fig. 3. A: Nested support model for the Santiago River study area. Only the first measurement ("1", next to Chapala Lake) has a point support. The rest of the observation data possess areal support (watershed), where each basin encloses the previous ones. B: Synthetic example that mimics A. C: Three experimental locations (watersheds) chosen to be estimated: 1 (the uppermost one, with a point support), 7 (a middle basin enclosing basins, 6, 5, 4, 3, 2, and point 1), and 10 (the lowest watershed, containing all other watersheds as well as point 1).

$$Z^*_{TK}(A_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i Z(A_i) \tag{15}$$

where the optimal weights $\{\lambda(A_i), i = 1, \ldots, n\}$ are obtained by solving the so-called TK system of equations (Skøien et al., 2006):

$$\begin{array}{l} \sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_{TK}(A_i, A_j) + \mu_0 = \gamma_{TK}(A_0, A_j) \\ j = 1, \ldots, n \\ \sum_{i=1}^{n} \lambda_i = 1 \end{array} \tag{16}$$

Here, $\gamma_{TK}(A_i, A_j)$ is the value of a semivariogram model of the variable with watershed support for the watersheds A_i and A_j.

The variance of estimation by TK can be written as:

$$\sigma^2_{TK}(A_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_{TK}(A_0, A_i) + \mu_0 \tag{17}$$

2.4.5. Topological kriging with external drift (TKED)

TK can also be improved by considering a secondary variable $\left\{\tilde{D}(u_i)\right\}$, which is linearly related to the variable of interest:

$$\mathrm{E}\left\{Z(A_i)\right\} = a + b\tilde{D}(u_i) \tag{18}$$

where a and b are the intercept with the origin and slope of the regression line, which is estimated from the experimental data pairs $\left\{\left(Z(A_i), \tilde{D}(u_i)\right), i = 1, \ldots, n\right\}$. In addition, the new notation $\tilde{D}(u_i)$ is introduced for the secondary variable, which will be stream distance (in particular, measured to the upstream contamination hotspot).

The value estimated by TK with external drift (TKED) can be written as:

$$Z^*_{TKED}(A_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i Z(A_i) \tag{19}$$

The optimal values for the weights are obtained by solving the system of TKED (Laaha et al., 2013), as:

$$\begin{array}{l} \sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_R(A_i, A_j) + \mu_0 + \mu_1 \tilde{D}(u_j) = \gamma_R(A_0, A_j) \\ j = 1, \ldots, n \\ \sum_{i=1}^{n} \lambda_i = 1 \\ \sum_{i=1}^{n} \lambda_i \tilde{D}(u_i) = \tilde{D}(u_0) \end{array} \tag{20}$$

In addition, the TKED variance is given by:

$$\sigma^2_{TKED} = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i \gamma_R(A_0, A_i) + \mu_0 + \mu_1 \tilde{D}(u_0) \tag{21}$$

2.4.6. Regression topological kriging (RTK)

Furthermore, it could be assumed that the residual is a function of the watershed, in order to arrive at a regression by topological kriging

UNIVERSIDAD DE MALAGA
UNCORRECTED PROOF

(RTK), defined as:

$$Z^*_{RTK}(A_0) = Z^*_R(A_0) + R^*_{TK}(A_0) \quad (22)$$

When the residual is estimated by TK rather than by OK, the estimation variance of RTK will be $\sigma_{RTK}^2(A_0)$.In the case of TK, the estimation of the semivariogram of the data with watershed support is a challenging aspect. This can be done by using the inverse procedure and Eq. (23). A semivariogram model is injected in Eq. (23) (right-hand side) for each pair (A_i, A_j) and a theoretical value $\gamma_{TK}(A_i, A_j)$ is obtained (left-hand side). These values can be compared with the observed $\gamma_{TK}^*(A_i, A_j)$ using Eq. (26), once the point model that minimizes the objective function (OF) has been chosen.

$$\begin{aligned}\gamma_{TK}(A_i,A_j) &= \tfrac{1}{2}\mathrm{Var}\left(Z(A_i) - Z(A_j)\right)\\ &= \frac{1}{A_iA_j}\int_{A_i}\int_{A_j}\gamma_p(u_i,u_j)\,du_i du_j\\ &-\frac{1}{2}\left[\frac{1}{A_i^2}\int_{A_i}\int_{A_i}\gamma_p(u_i,u_j)\,du_i du_j + \frac{1}{A_j^2}\int_{A_j}\int_{A_j}\gamma_p(u_i,u_j)\,du_i du_j\right]\end{aligned}$$

Here, $\gamma_{TK}(A_i, A_j)$ is the semivariogram between two experimental stream locations with catchment areas A_i and A_j respectively, and $\gamma_p(u_i, u_j)$ is the point-semivariogram between the point locations u_i and u_j (i.e. from points u_i , u_j to discretized catchment areas A_i , A_j, as in Fig. 3).

When experimental supports to be estimated have the same size (watershed support) but different from the experimental support (point support), the process obtaining the semivariogram with watershed support (or block support) is as well-known case of regularization (Journel and Huijbregts, 1978; Skøien et al., 2006). However, in this case, the regularization must be done numerically by the different support sizes in the experimental information and the supports to be estimated.

TK considers Euclidean distances to account for the effect of underlying continuous layers (e.g. soil, lithology, topography, or vegetation) whose connectivity is not stream-related, but may still influence the estimated values of stream-related variables (Skøien et al., 2006).

The semivariogram is calculated from its definition:

$$\begin{aligned}\gamma_{TK}(A_i,A_j) &= \gamma_{ij} = \tfrac{1}{2}\mathrm{Var}\left(Z(A_i) - Z(A_j)\right)\\ &= \tfrac{1}{2}\mathrm{E}\left(Z(A_i) - Z(A_j)\right)^2 - \tfrac{1}{2}\mathrm{E}^2\left(Z(A_i) - Z(A_j)\right)\\ &= \tfrac{1}{2}\mathrm{E}\left(Z(A_i) - Z(A_j)\right)^2\end{aligned} \quad (24)$$

Since there is a small number of experimental data, the semivariogram cloud will be used; it is half the squared difference between each pair of observed data:

$$\gamma^*_{TK}(A_i,A_j) = \gamma^*_{ij} = \frac{1}{2}\left(Z(A_i) - Z(A_j)\right)^2 \quad (25)$$

The semivariogram cloud has $n(n-1)/2$ observed data of semivariogram values. Yet in TK, where each datum has a block support equal to its watershed, fitting cannot be done directly but rather by using inverse modeling and Eq. (23): i.e. $\gamma_p(u_i, u_j)$, which gives a theoretical value of γ_{ij}, to be compared with the observed value γ_{ij}^*, for all of the data pairs, using the objective function (OF) and Eq. (16), as follows:

$$OF = \sum_{i=1}^{n}\sum_{j=i+1}^{n}\left(\gamma^*_{ij} - \gamma_{ij}\right)^2 \quad (26)$$

The model that minimizes the OF is chosen as the best model. In this case, the theoretical model (γ_{ij}) is the estimated point semivariogram model.

The Fig. 4 shows the semivariogram cloud for electric conductivity, which exemplifies the latter: if the data are considered with a point support (i.e., ignoring that they have a watershed as is done in TK), a model can be fitted by least squares as seen in the figure. On the right appear the experimental areal semivariogram points (solid blue dots). A point semivariogram model (left) induces (by Eq. (23)) an areal semivariogram (open red triangles) that can be compared

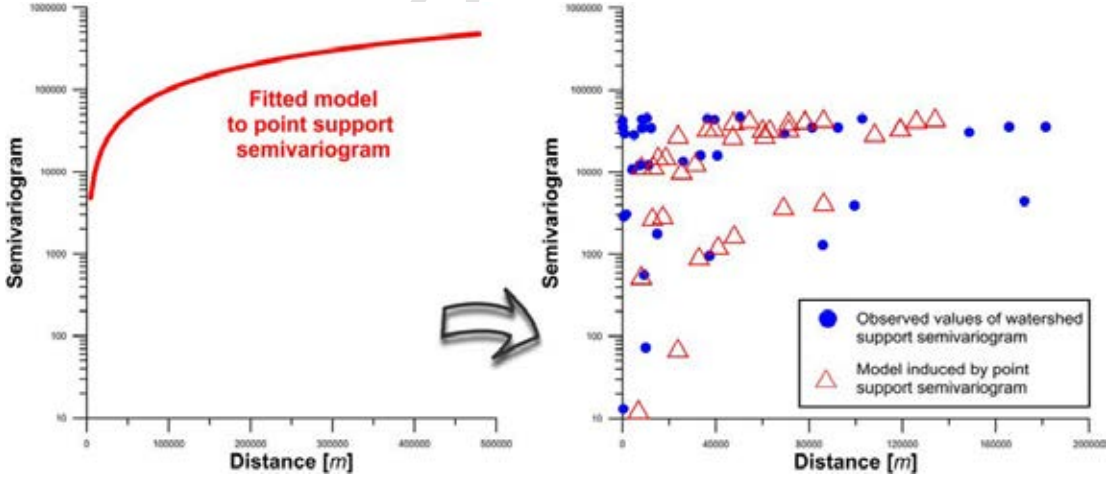


Fig. 4. Example of model fitted to the semivariogram cloud as an inverse model, applied to electric conductivity (EC) measured along the Santiago River waters. The task is to find a point support semivariogram model (red model on the left) that generates watershed support semivariogram values (red triangles in the right) that provides the best fit to the experimental watershed support semivariogram cloud values (blue circles in the right). (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

UNIVERSIDAD DE MALAGA
CORRECTED PROOF

with the experimental one (right). The fitted model is the one that minimizes those distances. The distance (x-axis) represents the range for the areal semi-variogram

For convenience, we used *FORTRAN* to obtain the results, but the equations provided in this paper can be implemented with any general programming language. Interpolation methods may be applied using a common computer package for Geostatistics, such as SGeMS (2009). Practitioners could even modify the programs provided by geostatistical libraries such as *GSLIB* (Deustch and Journel, 1992) to derive their own programs. Another possibility is to use an *R* package like "*Package rtop*" (Skøien et al., 2014; Skøien, 2015), which performs topological kriging.

Fig. 5 summarizes the screening criteria for the main interpolation characteristics of the prediction methods described above, according to the support variable criteria corresponding to each estimation model. It also condenses the systematic procedure behind the current methodological approach, in order to clarify the steps followed. An additional summary in simplified form (as table) is also included as Appendix A.

2.5. Cross-validation

The cross-validation technique, also known as the *Leave-One-Out* method, was used (Stone, 1974; Bradley, 1983) to compare the prediction results for each of the proposed estimators (OK, OKED, RK, TK, TKED, and RTK). This procedure omits one observed datum and predicts the concentration considering the rest of the observed data. The similarity between predictions and observed values indicates each model's performance. It was repeated for each observation point.

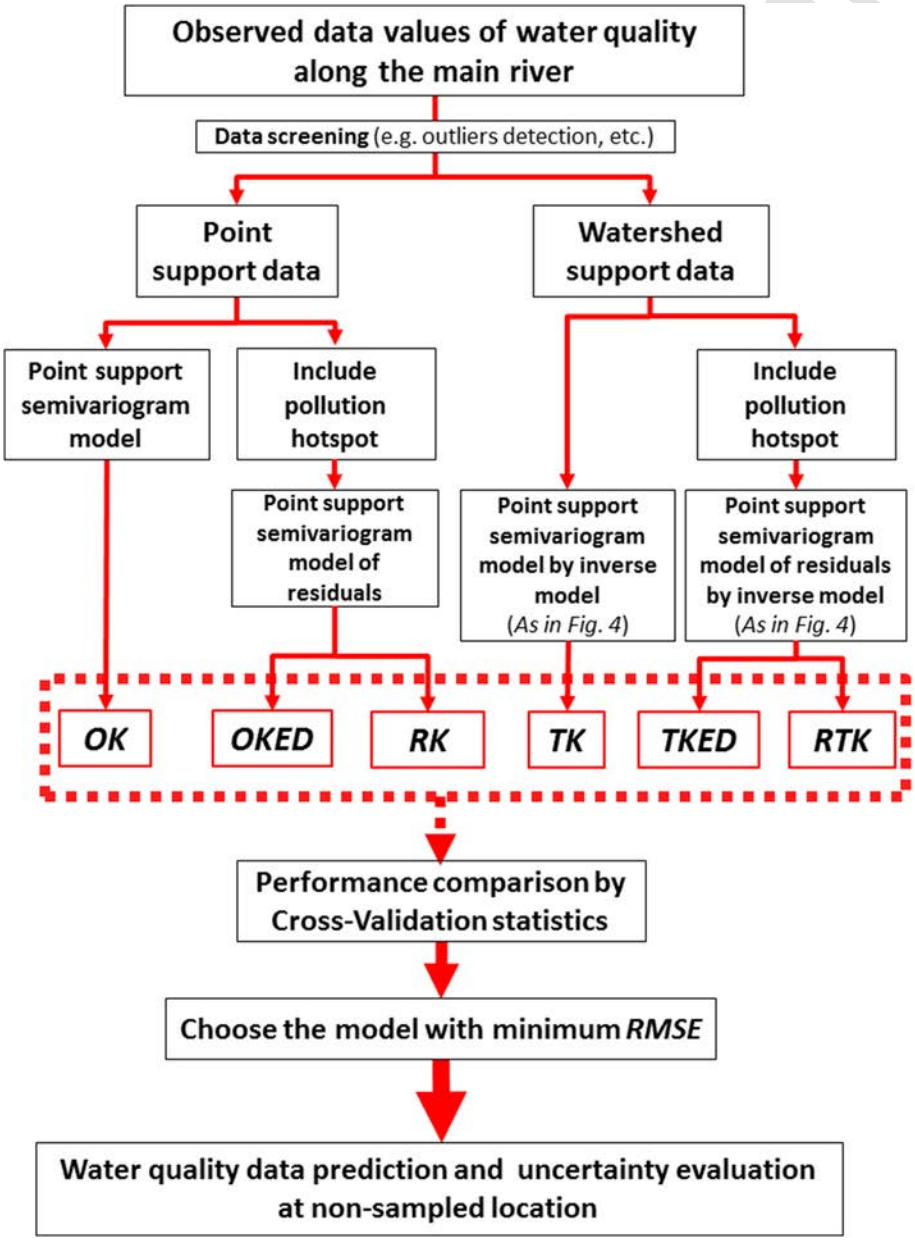


Fig. 5. Flowchart of the process followed to develop this research. (*OK* = Ordinary kriging, *OKED* = Ordinary kriging with external drift, *RK* = Regression kriging, *TK* = Topological kriging, *TKED* = Topological kriging with external drift, *RTK* = Regression topological kriging, *RMSE* = Root Mean Square Error).

UNIVERSIDAD DE MALAGA

To soundly assess the accuracy of the predicted results from cross-validation, a number of statistics can be calculated for each of the evaluated methods (Webster and Oliver, 2007), such as Mean Error (*ME*) or Mean Square Normalized Error (*MSNE*).

$$ME\,(OK) = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} Z^*_{OK}\left(u_i\right) - Z\left(u_i\right) \tag{27}$$

$$MSNE\,(OK) = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} \frac{\left(Z^*_{OK}\left(u_i\right) - Z\left(u_i\right)\right)^2}{\sigma^2_{OK}\left(u_i\right)} \tag{28}$$

The one held to be most suitable is the root mean square error (*RMSE*), according to Hyndman and Koehler (2006), which is defined as:

$$RMSE\,(OK) = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left(Z^*_{OK}\left(u_i\right) - Z\left(u_i\right)\right)^2} \tag{29}$$

Although notations for Eqs. (27)–(29) are for OK, the same statistics can be calculated for all methods. *ME* should be zero for an unbiased estimator (any form of kriging is unbiased by construction), and *MSNE* should be close to one if the evaluation of the uncertainty by the estimation variance is correct. The *RMSE* is always positive, and in general, the estimator with the lowest *RMSE* is preferable.

In practice, the cross-validation results can be used to estimate the semivariogram parameters. Thus the range is estimated as the value that minimizes the *RMSE*; and the variance (which has no influence on the *RMSE*).

The best *MSNE* value is equal to one (Hyndman and Koehler, 2006.). Hence,

$$\begin{aligned} &MSNE\,(TK) \\ &= \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} \frac{\left(Z^*_{TK}\left(u_i\right) - Z\left(u_i\right)\right)^2}{\sigma^{*2}_{TK}} \sum_{i=1}^{n} \frac{\left(Z^*_{TK}\left(u_i\right) - Z\left(u_i\right)\right)^2}{\sigma^{*2}_{TK}\breve{\sigma}^2_{TK}\left(u_i\right)} \\ &= 1 \end{aligned} \tag{30}$$

and

$$\sigma^{*2}_{TK} = \sum_{i=1}^{n} \frac{\left(Z^*_{TK}\left(u_i\right) - Z\left(u_i\right)\right)^2}{\breve{\sigma}^2_{TK}\left(u_i\right)} \tag{31}$$

where $\sigma_{TK}{}^{*2}$ is the variance, whereas $\sigma^2_{TK}(u_i)$ is the estimation variance related with $Z_{TK}{}^*(u_i)$ by using a unit variance and an estimated range in order to minimize the *RMSE*.

3. Results and discussion

3.1. Cross-validation results

The charts shown in Figs. 6A and 6B display the cross-validation estimation results for selected water-quality variables, along with the predicted values for each of the seven methods considered (i.e., simple mean, RK, OK and OKED, TK, TKED, and RTK), in accordance with their respective measure units. The mean observed values are given for each of the 10 sampling stations along the Santiago River during the dry seasons, from 2009 to 2013.

Moreover, Fig. 7 summarizes the comparison between the *RMSE* calculated for all variables, using a *spot-light* color range, highlighting the lowest *RMSE* value in bold type.

The results of the *MSNE* cross-validation statistic can be consulted in Appendix B. The best *MSNE* value is equal to one. For the kriging methods, the *MSNE* is exactly one by construction, because the variance of the semivariogram is estimated in such a way (see Eqs. (30) and (31). On the other hand, for the regression methods the value is smaller than one. However, the latter results are not bad because it is in the safe side, with an estimated error variance larger than the true error variance.

3.2. Spatial prediction

Finally, each water quality parameter was predicted at 10 km-interval segments along the entire Santiago River profile. Confidence bounds of the estimation are included in order to identify the main gaps in information, considering the assessed error range of the predictions, which would also help optimize the monitoring network for water quality parameter values along the main watercourse of the basin. Four predicted variables (EC, P^+, COD, and Cl^-) are shown in Fig. 8. The dashed lines parallel (±) to the water-quality estimation curves (for methods TK, TKED, and RTK) indicate the confidence range defined for the prediction location, according to the square root of the obtained variance (i.e. ± the *RMSE*). When values below zero were obtained through the interpolation process, the lower limit of the confidence bounds was defined as zero, as it is meaningless to present estimated pollution concentration by means of negative values. In the case of COD, due to the logarithmic scale chosen in *y*-axes, confidence bounds defined as zero appear as blanks.

Additionally, Appendix C contains an example of the final map of P concentration, which has been estimated by RTK method, along prediction points of the Santiago River.

The cross-validation statistical error calculations (Fig. 7) indicate that the TK approach, and its combination with regression kriging (RTK), by far surpass the other approaches. TK and RTK are closer to the observed values than the rest of the prediction methodologies for most (79%) of the variables assessed in this paper, with 39% (TK), 36% (RTK) and 4% (TKED) of the total, respectively. Accordingly, TK and RTK are positively the best predicting methods for wastewater discharge occurrences (both industrial and urban wastewaters). This is clearest for the most common variables (COD, BOD_5, P, EC, Cl^-. $NH_3{}^-$, MBAS, TDS, $SO_4{}^{-2}$, SS, TSS, turbidity, alkalinity, Fe, Zn, or F^-) associated with water contamination, particularly with regard to nitrogen compounds, phosphates, and oxygen demand, the leading water quality variables monitored in rivers worldwide. In some other outstanding cases, such as hardness, TK is significantly (five times) better than OK (Fig. 7).

In certain cases, such as the variables MBAS, TDS, O_2, EC, BOD_5, COD, and Nitrogen and Sulphide compounds, TK tends to underestimate the values at the station located in the lower basin area, around La Yesca hydropower dam (sampling station No. 10, in Fig. 8). This may be due to the relatively great size of the support area for that sampling station. The sampling points located downstream carry larger sub-basin surface (and catchment) areas, which implies a greater dilution effect of the measured variables. The rainfall increasing in the lower part of the watershed might also contribute to this dilution effect. Although overall the predictions are more accurate using TK and RTK, both O_2 and S^- (which are two important variables for describing water quality in rivers) seem to be better estimated by

UNIVERSIDAD DE MALAGA
UNCORRECTED PROOF

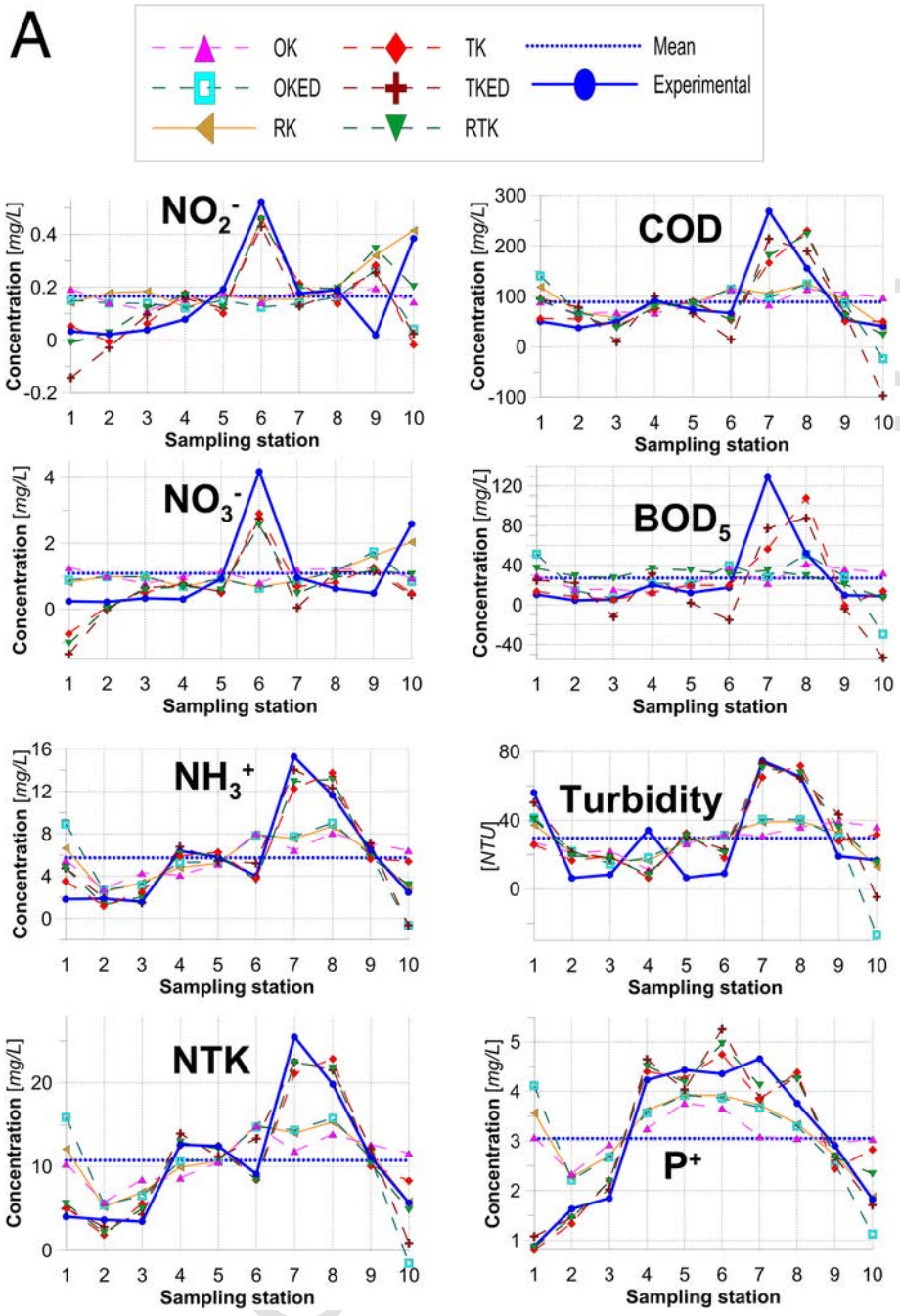


Fig. 6A. Cross-validation results, for each of the six estimation methods assessed, for the variables related to wastewater discharges. (OK = Ordinary kriging, RK = Regression kriging, OKED = Ordinary kriging with external drift, TK = Topological kriging, TKED = Topological kriging with external drift, RTK = Regression topological kriging).

simple RK than via the other estimators. As affirmed by Chang (2008), spatial regression models are more accurate in explaining water quality variations than other models, a fact corroborated by the current results.

In the specific case of O_2 and sulfides, the RK surpasses OK in accuracy, and its linear regression was not strongly correlated with the upstream hotspot location.

Some other water quality variables (e.g. FC, TC, pH, Fe) are estimated more accurately by RK and OK, rather than by TK, TKED, or RTK (about 18% of the total). This might be attributed to the lack of correlation between watershed area changes along the river channel, and concentration changing for these variables.

Similarly, T is ~ 80% more accurate when estimated by RTK as opposed to OK, accomplishing a precision in prediction of 0.74 °C (Fig. 8).

It is remarkable that concentrations of coliform bacteria (*FC* and *TC*) show important changes along the Santiago River. The fact that differences of several orders of magnitude were detected between sampling stations for *TC* and *FC* makes it even more difficult to estimate them properly by means of any prediction interpolation model (Fig. 7). There is no apparent association with the pollution hotspots (as an external drift or spatial regression), and/or the expected dilution due to the watershed catchment area increasing downstream (topologically). The best interpolation method for these variables

UNIVERSIDAD DE MALAGA

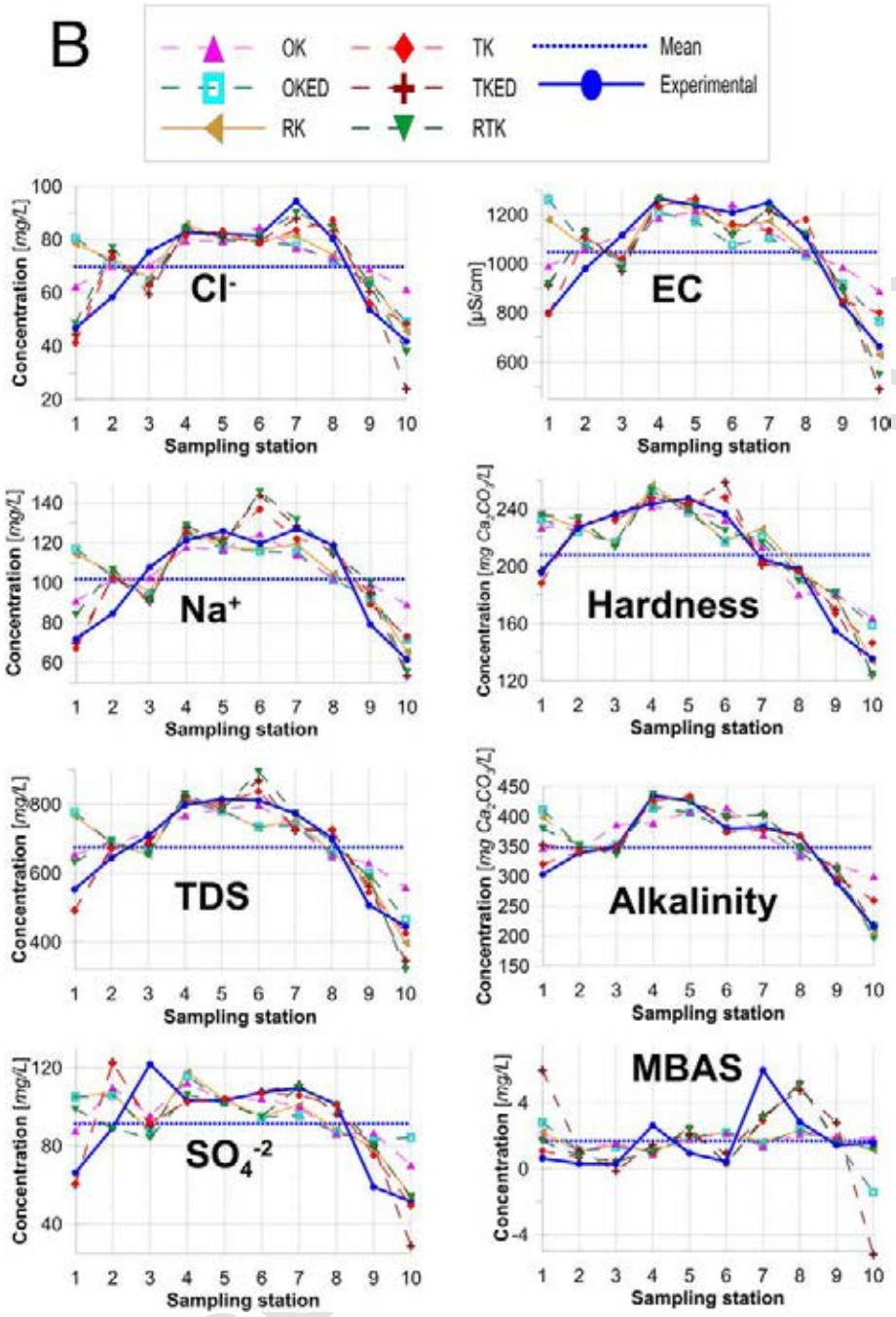


Fig. 6B. Cross-validation results, for each of the six estimation methods assessed, for the variables related to water mineralization processes. (OK = Ordinary kriging, RK = Regression kriging, OKED = Ordinary kriging with external drift, TK = Topological kriging, TKED = Topological kriging with external drift, RTK = Regression topological kriging).

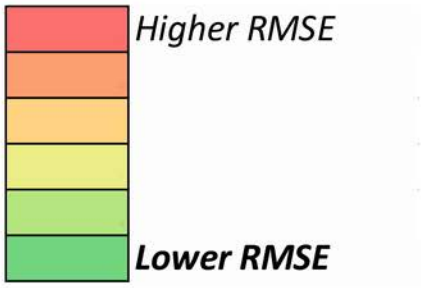
seems to be RK, despite a considerably high value for *RMSE*, many times the value of the maximum permissible limit for in river waters around most of the world (e.g. ± 1000 MPN/100 ml).

The basin-size difference, in terms of supporting area dimensions between sampling stations 6 and 7 (Fig. 3), could be linked to dilution processes making water quality prediction by TK very inaccurate (Fig. 6A and B), most of the assessed models estimation failed at that segment of the river.

The pH is the only variable predicted better by OK along the Santiago River, and it shows only slight variations. In the case of the variable indicative of "fat and oils" (*F&O*) content, that is related to urban and industrial process wastewaters (Williams et al., 2012), it reflects no correlation with the identified pollution hotspots, nor with the watershed catchment area increasing downstream. Because the behavior of *F&O* concentrations is erratic, the best estimator would be the simple mean (Fig. 7).

According to the above results, enhanced water quality assessment along the Santiago River would call for improved monitoring, maybe by relocating some sampling stations and densifying the monitoring (spatially and temporally). A lower number of sampling stations could be installed in the lower zone, given that confidence ranges show a relatively smaller uncertainty in this area (Fig. 8). On

UNIVERSIDAD DE MALAGA

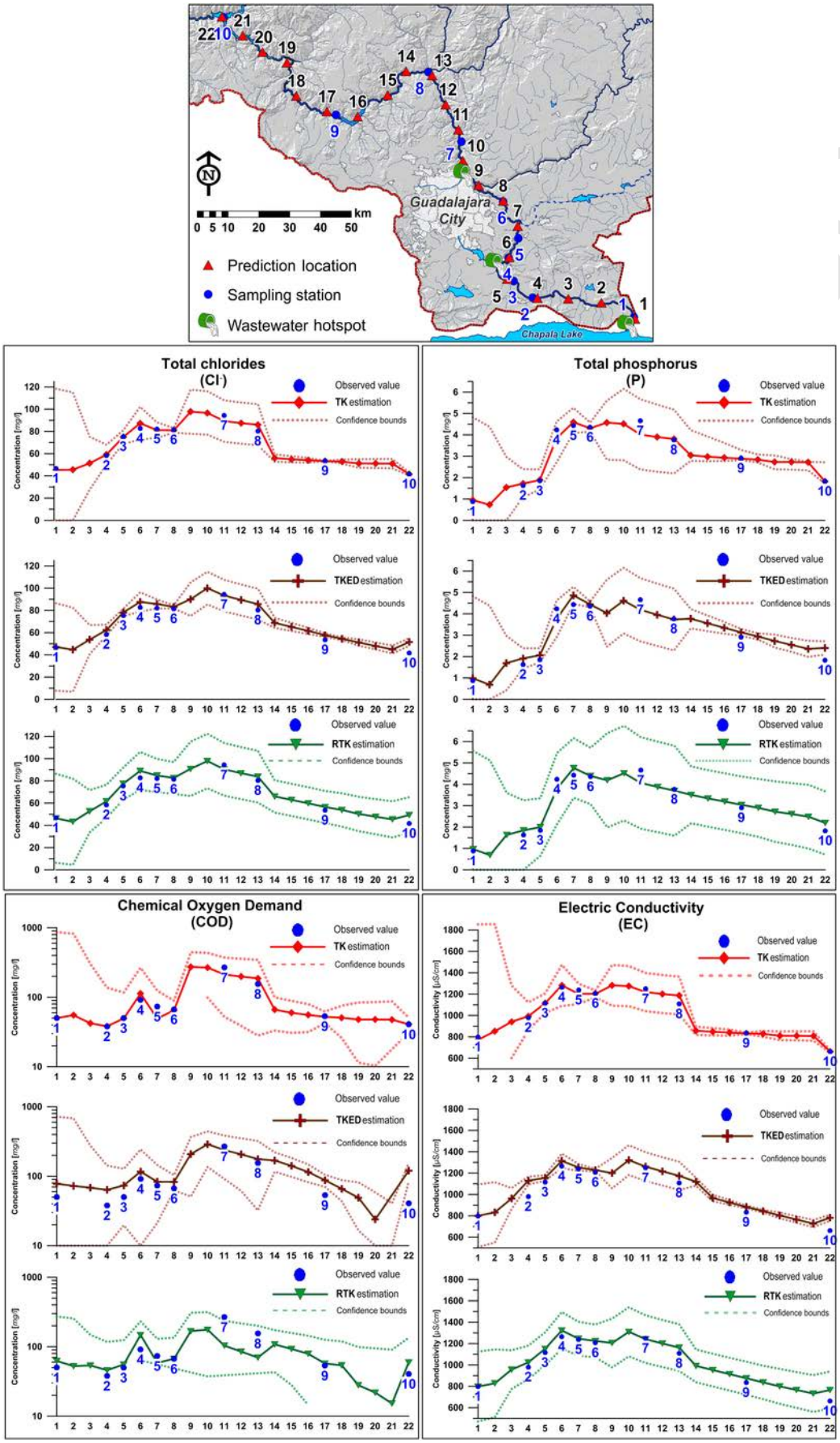


Method	More succesfully estimated variables	[%]
Mean	1	3,6%
RK	4	14,3%
OK	1	3,6%
OKED	0	0,0%
TK	12	42,9%
TKED	0	0,0%
RTK	10	35,7%
Total	28	100%

variable	Mean	RK	OK	OKED	TK	TKED	RTK
Alkalinity	63	33	40	37	**16**	21	29
EC	205	135	119	174	**81**	100	90
FC	2255590	**2054290**	2506215	3974271	3213445	4494576	3152498
Cl^-	17.1	12.9	11.9	13.9	**8.0**	9.9	8.3
TC	3092944	**2797608**	3436596	4799998	4122542	6606195	3843986
BOD_5	37	35	37	38	**30**	37	28
COD	68	61	69	68	41	62	**40**
Hardness	36	19	17	20	**7**	10	20
F^-	0.13	0.11	0.12	0.14	**0.07**	0.09	0.09
Fe	0.7130	0.6285	0.6632	0.6830	**0.6142**	0.8253	0.6139
F&O	**5**	6	6	7	7	15	7
Na^+	24	17	16	18	**11**	13	15
NH_3^+	4.3	3.4	3.9	3.8	1.6	1.7	**1.4**
NO_2^-	0.16	0.17	0.17	0.20	0.16	0.16	**0.14**
NO_3	1.23	1.25	1.32	1.38	0.91	1.06	**0.88**
NTK	6.95	5.27	6.17	6.20	2.14	2.66	**1.49**
O_2^-	1.71	**1.44**	2.14	1.67	2.03	1.58	1.53
P^+	1.33	1.01	1.13	1.20	0.52	0.47	**0.36**
PH	0.26	0.26	**0.25**	0.35	0.28	0.28	0.28
S^-	2.28	**2.27**	2.53	2.50	3.43	3.17	3.10
MBAS	1.66	1.74	1.80	2.05	1.44	3.02	**1.41**
TDS	127	82	68	86	**32**	51	65
SO_4^{-2}	23	20	18	23	**15**	18	18
SS	16.9	13.7	14.8	14.0	**7.7**	10.9	8.4
TSS	49	38	44	40	25	25	**23**
T	1.81	0.96	0.91	1.03	1.02	0.74	**0.75**
turbidity	25	20	25	24	19	17	**15**
Zn	1.12	0.99	0.87	1.13	**0.85**	1.04	0.94

UNIVERSIDAD DE MALAGA

Fig. 7. Comparison of statistics for the calculated *RMSE* of the 28 selected water quality variables, derived from Cross-Validation results (RK = Regression kriging; OK = Ordinary kriging; OKED = Ordinary kriging with external drift, TK = Topological kriging, TKED = Topological kriging with external drift, RTK = Regression topological kriging).



UNIVERSIDAD DE MALAGA

the other hand, for most of the predicted variables of the watershed, in the upper zone (close to Chapala Lake and downstream El Ahogado - Fig. 1) there is a greater need of increasing the data collected in situ. The latter is supported by the fact that stations *6* and 7 register a significant increase in chemical oxygen demand concentrations.

Efforts were made to improve the performance of the proposed approach by using the pollution hotspots as external drift. However, it was found that the pollution hotspots location only improve predictions if it is considered in the regression model. Although the *Agua Prieta* zone location has been considered as a wastewater pollution hotspot (Fig. 1), as well as the *El Ahogado* stream confluence with the Santiago River, it is important to note that there are further punctual discharge sources in the surrounding area, for instance in the northern zone of Guadalajara city. Since 2012 the Mexican government has built two wastewater treatment plants (WTP), located precisely downstream from the *El Ahogado* and the *Agua Prieta* streams. These WTP have capacity to treat 2.3 m^3/s and 8.5 m^3/s, respectively. Yet until of December 2013, there were no clear signs of water pollution diminishing for most of the indicator parameters downstream (except for MBAS, *F&O* and turbidity). Possibly, a certain part of a given urban wastewaters discharge flow is not entering to the primary sewer WTP. It possible represents an indicative of diffuse pollution as second contamination cause, which have not been considered in this first approach, and deserves further research.

As samples in the current monitoring are taken at the main river channel exclusively, the dataset would not seem to be the most appropriate, whereas TK is most advantageous for dendritic structures with neighboring catchments. Yet, in the current study, upstream catchments are given less weight mainly because of their smaller size and larger distance to the downstream sections, which is similar to OK. On the other hand, results show that TK outperforms OK for this dataset, which underlines the benefits of TK even for such restricted data. Therefore, predictions might improve substantially if data from tributaries were included, and it would illustrate more clearly the advantages of TK method approach. It definitely deserves further research.

The prediction locations represent the mean water quality estimation for a specific variable, taking into consideration its basin as a supporting area (Fig. 8). Therefore, the predicted value is only valid and representative at that one particular stretch along the Santiago River.

4. Conclusions

In this paper, a methodological approach for water quality estimation in rivers has been introduced and tested. According to the cross-validation results, the Top-kriging (TK) method offers a more accurate water quality prediction than the others (including Ordinary Kriging) for many of the measured parameters along the Santiago River, in Mexico. Most remarkable are the cases of quality variables closely involved with wastewater discharge. Consequently, spatial regression models, addressing the nested basin and its surface area, explain more adequately water quality dynamics.

In order to predict water quality in large rivers, the TK, and its combination with regression estimators (i.e. RTK), shows the highest efficiency for estimation of many variables, achieving higher accuracy than OK and greater precision than simple regression, OKED, or the simple mean. Notwithstanding, one size does not fit all: no single method for water quality prediction can be held up as the best in all settings. Key aspects to be taken into account are the natural characteristics of the studied area, the variables of interest, and the available monitoring data.

There is a need to properly process available data, and to fully exploit it by means of a reasonable application of adequate interpolation methods. The persistent goals are to improve monitoring and water quality assessment, to infer the water quality in non-sampled sites, and most importantly, to refine monitoring strategies. The approach presented here can be applied effectively in the case of large river systems where detailed topographic information is available, and where the foremost localized wastewater discharge has been previously identified; such is the case of the Santiago River in Mexico.

Incorporating watershed extension and spatial regression throws new light on the quality variable dynamics of the Santiago River. Future water quality management in the Santiago River Watershed should therefore accommodate recommendations for optimizing water quality monitoring, by considering the spatial correlations between pollution hotspots location and sub-basin areas of the sampling points, in addition to regarding the key quality parameters. The contamination hotspot location, however, does not appear to be significant for most variables.

Acknowledgements

The current research is supported by a PhD grant (#312640) from the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) of Mexico, assigned to the first author. The authors kindly thank the four anonymous reviewers for providing constructive criticism. We are grateful to Julie Lavoie and Jean Sanders for improving the English text. This article is a contribution to the project CGL2015-65858-R of DGICYT, and to the Research Group RNM-308 of the Andalusian Government.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found in the online version, at http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.145.

Fig. 8. Spatial prediction of four selected water quality variables, at 10 km-interval segments along the Santiago River profile.

UNIVERSIDAD DE MALAGA
UNCORRECTED PROOF

References

Álvarez-Cabria, M., Barquín, J., Peñas, F.J., 2016. Modelling the spatial and seasonal variability of water quality for entire river networks: relationships with natural and anthropogenic factors. Sci. Total Environ. 545-546, 152–162. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.109.

Ani, E., Hutchins, M., Kraslawski, C., Agachi, P., 2011. Mathematical model to identify nitrogen variability in large rivers. River Res. Appl. 27 (10), 1216–1236. http://dx.doi.org/10.1002/rra.1418.

Bradley, E., 1983. Estimating the error rate of a prediction rule: improvement on cross-validation. J. Am. Stat. Assoc. 78 (382), 316–331. http://dx.doi.org/10.1080/01621459.1983.10477973.

Brammer, S., 2014. Domaining bi-modal data sets geostatistically using a directional neighborhood search. In: Pardo-Igúzquiza, E., Guardiola-Albert, C., Heredia, J., Moreno-Merino, L., Durán, J., Vargas-Guzmán, J. (Eds.), Mathematics of Planet Earth. Lecture Notes in Earth System Sciences. Springer, Berlin, Heidelberg, http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-32408-6_168.

CEA, 2016. Water Quality Monitoring Results Along the Santiago River in Jalisco State. (In Spanish, Date of access 04/01/2016, http://info.ceajalisco.gob.mx/sca/).

Chang, H., 2008. Spatial analysis of water quality trends in the Han River basin, South Korea. Water Res. 42 (13), 3285–3304. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2008.04.006.

Chiles, J.P., Delfiner, P., 2012. Geostatistics: Modeling Spatial Uncertainty, 2nd edition John Wiley & Sons, Inc.http://dx.doi.org/10.1002/9781118136188 (ISBN: 978-0-470-18315-1, 734)..

Cifuentes, E., Lozano, F., Trasande, L., Goldman, R.H., 2011. Resetting our priorities in environmental health: an example from the south–north partnership in Lake Chapala, Mexico. Environ. Res. 111 (6), 877–880. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2011.05.017.

CONAGUA, 2015. Strategic projects for drinking water, sewerage and sanitation, according to the National Infrastructure Program 2014–2018 (Date of access 04/01/2016). http://www.conagua.gob.mx/english07/publications/StrategicProjects.pdf

Croghan, C.W., Egeghy, P.P., 2003. Methods of dealing with values below the limit of detection using SAS, USEPA research documents (Date of access 04/01/2016). http://analytics.ncsu.edu/sesug/2003/SD08-Croghan.pdf

De Anda, J., Quiñones-Cisneros, S.E., French, R.H., Guzmán, M., 1998. Hydrologic balance of Lake Chapala (Mexico). JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc. 34 (6), 1752-1688. http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05434.x.

De Anda, J., Shear, H., Maniak, U., Riedel, G., 2000. Phosphorus balance in Lake Chapala, lakes & reservoirs: research and management. J. Great Lakes Res. 26 (2), 129–140. http://dx.doi.org/10.1016/S0380-1330(00)70680-0.

Environmental Systems Research Institute (ESRI), 1999–2010. ArcMap Version 10.0, GIS Software.

Environmental Systems Research Institute (ESRI), 2013. ArcHydro Tools 2.0 for Version 10.0 of ArcMap GIS Software.

Fall, C., Hinojosa-Peña, A., Carreño-De-León, M.C., 2007. Design of a monitoring network and assessment of the pollution on the Lerma River and its tributaries by wastewaters disposal. Sci. Total Environ. 373 (1), 208–219. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.10.053.

Ferrari, L., Pasquarè, G., Venegas-Salgado, S., Romero-Ríos, F., 1999. Geology of the western Mexican Volcanic Belt and adjacent Sierra Madre Occidental and Jalisco block. Geol. Soc. Am. Spec. Pap. 334, 65–83. http://dx.doi.org/10.1130/0-8137-2334-5.65.

Garreta, V., Monestiez, P., Ver Hoef, J.M., 2010. Spatial modelling and prediction on river networks: up model, down model or hybrid?. Environmetrics 21 (5), 439–456. http://dx.doi.org/10.1002/env.995.

Goovaerts, P., 1997. Geostatistics for natural resources evaluation. In: Applied Geostatistics Series, Oxford University Press, p. 512 (ISBN-3:9780195115383),.

Goovaerts, P., 1999. Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. Geoderma 89 (1-2), 1–45. http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(98)00078-0.

Hengl, T., Heuvelink, G.B.M., Rossiter, D.G., 2007. About regression-kriging: from equations to case studies. Comput. Geosci. 33 (10), 1301–1315. http://dx.doi.org/10.1016/j.cageo.2007.05.001.

Herdendorf, C.E., 1982. Large lakes of the world. J. Great Lakes Res. 8 (3), 379–412. http://dx.doi.org/10.1016/S0380-1330(82)71982-3.

Hudson, G., Wackernagel, H., 1994. Mapping temperature using kriging with external drift: theory and an example from Scotland. Int. J. Climatol. 14 (1), 77–91. http://dx.doi.org/10.1002/joc.3370140107.

Hyndman, R.J., Koehler, A.B., 2006. Another look at measures of forecast accuracy. Int. J. Forecast. 22 (4), 679–688. http://dx.doi.org/10.1016/j.ijforecast.2006.03.001.

Instituto Mexicano para el Desarrollo Comunitario A.C. (IMDEC), 2007. Report on violations to the right to health and to a safe environment in Juanacatlán and El Salto, Jalisco, Mexico (Date of access 10/02/2016). http://www2.ohchr.org/english/issues/globalization/business/docs/ExecutiveSummarySantiagoRiver_en.pdf

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), 2012. Topographic mapping from the Mexican National Institute for Statistics and Geography (Date of access 10/02/2016). http://www.inegi.gob.mx

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), 2015. Land use mapping (1:250.000) from the Mexican National Institute for Statistics and Geography (Date of access 04/29/2017). http://www.inegi.gob.mx

Isaak, D.J., Peterson, E.E., Ver Hoef, J.M., Wenger, S.J., Falke, J.A., Torgersen, C.E., Sowder, C., Steel, E.A., Fortin, M.J., Jordan, C.E., Ruesch, A.S., Som, N., Monestiez, P., 2014. Applications of Spatial Statistical Network Models to Stream Data. 1(3). WIREs Water Wiley Periodicals Inc, 277–294. http://dx.doi.org/10.1002/wat2.1023.

Johnson, C., 2012. Toward post-sovereign environmental governance? Politics, scale, and EU water framework directive. Water Altern. 5 (1), 83–97 (Date of access 10/02/2016, http://www.water-alternatives.org/index.php/alldoc/articles/vol5/v5issue1/159-a5-1-6/file).

Deutsch, C.V., Journel, A., 1992. GSLIB: Geostatistical Software Library and User's Guide. Oxford University Press, 340 (ISBN-13: 978-0195100150).

Journel, A.G., Huijbregts, C.J., 1978. Mining Geostatistics. Academic Press, London, UK, 612 (ISBN-10: 1930665911),.

Laaha, G., Skøien, J.O., Blöschl, G., 2012. Quantitative Geology and Geostatistics, Comparing Geostatistical Models for River Networks. Geostatistics Oslo 2012. 17, 543–553. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-4153-9_44.

Laaha, G., Skøien, J.O., Nobilis, F., Blöschl, G., 2013. Spatial prediction of stream temperatures using top-kriging with an external drift. Environ. Model. Assess. 18 (6), 671–683. http://dx.doi.org/10.1007/s10666-013-9373-3.

Laaha, G., Skøien, J.O., Blöschl, G., 2014. Spatial prediction on river networks: comparison of top-kriging with regional regression. Hydrol. Process. 28 (2), 315–324. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.9578.

Mengistu, S.G., Creed, I.F., Kulperger, R.J., Quick, C.G., 2013. Russian nesting dolls effect – using wavelet analysis to reveal non-stationary and nested stationary signals in water yield from catchments on a northern forested landscape. Hydrol. Process. 27 (5), 1099-1085. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.9552.

Meyer, S., Blaschek, M., Duttmann, R., Ludwig, R., 2015. Improved hydrological model parametrization for climate change impact assessment under data scarcity — the potential of field monitoring techniques and geostatistics. Sci. Total Environ. 543 (B), 906–923. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.116.

Moore, G., Marone, C., Carmichael, I.S.E., Renne, P., 1994. Basaltic volcanism and extension near the intersection of the Sierra Madre volcanic province and the Mexican Volcanic Belt. Geol. Soc. Am. Bull. 106 (3), 383–394. http://dx.doi.org/10.1130/0016-7606(1994)106<0383:BVAENT>2.3.CO;2.

Morio, M., Finkel, M., Martac, E., 2010. Flow guided interpolation - a GIS-based method to represent contaminant concentration distributions in groundwater. Environ. Model. Softw. 25 (12), 1769–1780. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.05.018.

Müller, M.F., Thompson, S.E., 2015. TopREML: a topological restricted maximum likelihood approach to regionalize trended runoff signatures in stream networks. Hydrol. Earth Syst. Sci. (HESS) 19, 2925–2942. http://dx.doi.org/10.5194/hessd-12-1355-2015.

Namour, P., Schmitt, L., Eschbach, D., Bertrand, M., Fantino, G., Bordes, C., Breil, P., 2015. Stream pollution concentration in riffle geomorphic units (Yzeron basin, France). Sci. Total Environ. 532, 80–90. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.057.

Nel, J.L., Roux, D.J., Abell, R., Ashton, P.J., Cowling, R.M., Higgins, J.V., Thieme, M., Viers, J.H., 2009. Progress and challenges in freshwater conservation planning. Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst. 19 (4), 474–485. http://dx.doi.org/10.1002/aqc.1010.

Olea, R.A., 1999. Geostatistics for Engineers and Earth Scientists. 303. Springer, US, http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4615-5001-3 (ISBN 978-1-4613-7271-4),.

Pardo-Igúzquiza, E., 1998. Optimal selection of number and location of rainfall gauges for areal rainfall estimation using geostatistics and simulated annealing. J. Hydrol. 210 (1-4), 206–220. http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00188-7.

Rizo-Decelis, L.D., Andreo B., 2016. Water quality assessment of the Santiago River and attenuation capacity of pollutants downstream Guadalajara City, Mexico. River Res. Appl. 32 (7), 1505–1516. http://dx.doi.org/10.1002/rra.2988.

Rojas-Ortuste, F., 2014. Policy and Institutional Framework for Drinking Water and Sanitation in Latin America and the Caribbean (in Spanish: "Políticas e institucionalidad en materia de agua potable y saneamiento en América Latina y el Caribe"). In: United Nations Natural Resources and Infrastructure Series (ISSN 1680-9017, Date of access 04/01/2016, http://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/36776/S2014277_es.pdf?sequence = 1).

Sedeño-Díaz, J.E., López-López, E., 2007. Water quality in the Río Lerma, Mexico: an overview of the last quarter of the twentieth century. Water Resour. Manag. 21 (10), 1797–1812. http://dx.doi.org/10.1007/s11269-006-9128-x.

SEMARNAT, 2010. Mexican official standards. Mexico Ministry of Environment and Natural Resources (in Spanish) (Date of access 04/01/2016). http://www.semarnat.gob.mx/leyes-y-normas/nmx-agua

Skøien, J.O., 2015. Interpolation of data with variable spatial support. Rtop-package: a package providing methods for analysis and spatial interpolation of data with an irregular support, version 0.5-5, repository CRAN (Date of access 05/09/2016). http://cran.at.r-project.org/web/packages/rtop/rtop.pdf

Skøien, J.O., Merz, R., Blöschl, G., 2006. Top-kriging – geostatistics on stream networks. Hydrol. Earth Syst. Sci. 10 (2), 277–287. http://dx.doi.org/10.5194/hess-10-277-2006.

UNIVERSIDAD DE MALAGA

UNCORRECTED PROOF

Skøien, J.O., Blöschl, G., Laaha, G., Pebesma, E., Parajka, J., Viglione, A., 2014. Rtop: an R package for interpolation of data with a variable spatial support, with an example from river networks. Comput. Geosci. 67, 180–190. http://dx.doi.org/10.1016/j.cageo.2014.02.009.

SMN, 2015. National meteorological service of Mexico website (in Spanish) (Date of access 04/01/2016). http://smn.cna.gob.mx

Stanford Geostatistical Modeling Software (SGeMS), 2009. (Date of access 05/09/2016). http://sgems.sourceforge.net

Stone, M., 1974. Cross-validatory choice and assessment of statistical predictions. J. R. Stat. Soc. B (Methodol.) 36 (2), 111–147 (Stable URL: http://links.jstor.org/sici?sici = 0035-9246%281974%2936%3A2%3C111%3AC-CAAOS%3E2.0.CO%3B2-W).

Tsuzuki, Y., 2015. Relationships between pollutant discharge and water quality in the rivers from "better" to "worse" water quality. Ecol. Indic. 52, 256–269. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.001.

Ver Hoef, J.M., Peterson, E., Theobald, D., 2006. Spatial models that use flow and stream distance. Environ. Ecol. Stat. 13 (4), 449–464. http://dx.doi.org/10.1007/s10651-006-0022-8.

Von Bertrab, E., 2003. Guadalajara's water crisis and the fate of Lake Chapala - a reflection of poor water management in Mexico. Environ. Urban. 15 (2), 127–140. http://dx.doi.org/10.1177/095624780301500204.

Wackernagel, H., 2003. Multivariate Geostatistics - An Introduction with Applications, 3rd ed., XV. Springer-Verlag, Berlin, 388. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-662-05294-5 (ISBN 978-3-662-05294-5),.

Webster, R., Oliver, M.A., 2007. Geostatistics for Environmental Scientists, 2nd ed. John Wiley & Sons, Inc. (ISBN 978-0-470-02858-2, 330)..

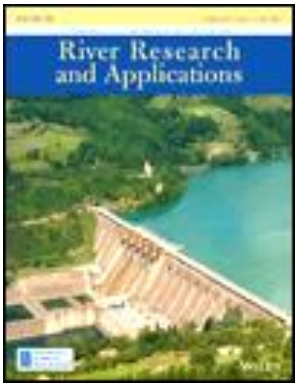
Williams, J.B., Clarkson, C., Mant, C., Drinkwater, A., May, E., 2012. Fat, oil and grease deposits in sewers: characterisation of deposits and formation mechanisms. Water Res. 46 (19), 6319–6328. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.09.002.

Yang, X., Jin, W., 2010. GIS-based spatial regression and prediction of water quality in river networks: a case study in Iowa. J. Environ. Manag. 91 (10), 1943–1951. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.04.011.

UNIVERSIDAD DE MALAGA



UNCORRECTED PROOF



Autores:	Rizo-Decelis L. D., Andreo B.
Título:	**Water Quality Assessment of the Santiago River and Attenuation Capacity of Pollutants Downstream Guadalajara City, Mexico**
Revista:	River Research and Applications
Editorial:	John Wiley & Sons Ltd.
Volumen:	32
Páginas	1505–1516
DOI:	10.1002/rra.2988
Factor de impacto:	2.27 (2016)
Ranking JCR:	22/88 Recursos hídricos (*Q1*)
	93/229 Ciencias ambientales (*Q2*)

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA

RIVER RESEARCH AND APPLICATIONS

River Res. Applic. **32**: 1505–1516 (2016)

Published online 16 December 2015 in Wiley Online Library
(wileyonlinelibrary.com) DOI: 10.1002/rra.2988

WATER QUALITY ASSESSMENT OF THE SANTIAGO RIVER AND ATTENUATION CAPACITY OF POLLUTANTS DOWNSTREAM GUADALAJARA CITY, MEXICO

L. D. RIZO-DECELIS* AND B. ANDREO

Universidad de Málaga, Centre of Hydrogeology, Faculty of Sciences, Department of Geology, Campus de Teatinos s/n, Malaga, Spain

ABSTRACT

The Santiago River in Mexico has been seriously polluted because of rapid urbanization and industrialization activities, lacking of appropriate planning and contamination monitoring policies. This research characterized the river water quality and recognizes some overall pollution sources, using two different information references: a dataset of 5 years from the Jalisco State Water Commission and a 14-year dataset from the National Water Commission. Two zones have been identified as the main sources of pollution (hotspots), where the major events of urban and industrial wastewater discharges occur: (i) the urban fringe of Guadalajara city, with special emphasis in its southern area (nearby the so-called El Ahogado stream) and (ii) downstream of Guadalajara City. Nevertheless, we have recognized some areas along the Santiago River where significant reduction of pollutants concentration takes place, possibly due to dilution by the inflow of tributaries and to the rainfall increasing. In addition, it is likely that hydropower dams are positively influencing the retention of pollutants along the river. In the lower zone, the water concentrations of O_2 are consistently above acceptable levels (up to 5 mg L^{-1}), and the majority of the pollution indicators parameters are below the maximum permissible values, despite the high pollution in Guadalajara area. This paper attempts to offer a methodological approach for a more accurate assessment of the river water quality and may assist in interpreting the sampling results derived from the regular monitoring, conducted by the state water authorities, while emphasizing the natural attenuation capacity of the Santiago River. Copyright © 2015 John Wiley & Sons, Ltd.

KEY WORDS: river pollution; multivariable analysis; natural attenuation; surface water quality

Received 13 April 2015; Revised 07 October 2015; Accepted 16 November 2015

INTRODUCTION

The increase of river water pollution in least developed countries (Broad and Cavanagh, 1995; Sachs, 2005) poses a serious threat to both environmental conditions and human welfare. These countries are facing the challenging tasks of water management, dealing with problems of scarcity and enormous social inequalities, while trying to preserve the natural quality of water resources in commonly overstressed ecosystems (Das Gupda, 2008; Rojas-Ortuste *et al*., 2014).

Many rivers in Mexico have been seriously polluted because of rapid urbanization growth and industrialization activities, as well as a lack of appropriate planning and adequate contamination-control policies (Ochoa and Bürkner, 2012). Nevertheless, the remarkable resilience capacity of some Mexican rivers allows a natural reduction of much of the contamination via biodegradation, dilution, sorption, diffusion, volatilization and/or chemical processes. This natural attenuation of pollutants occurs when physical, chemical and biological conditions act to reduce the mass, toxicity and mobility of contamination, reducing risk to human health and the environment, while reaching acceptable concentration levels (USEPA, 1999a, 1999b). Studies show that clean water has the potential to dilute polluted rivers, resulting in improved self-purification capacities, and the rapid elimination of the turbidity and stink of water bodies around the world (Ajayi and Osibanjo, 1984; Tian *et al*., 2011; Tsuzuki, 2015).

To study the attenuation capacity of contaminated water bodies is an eco-friendly and common sense approach to protect human health and water environment. The knowledge of river waters natural self-cleaning characteristics can be used, in tandem with other proven remediation techniques, to reduce overall pollution problems (USEPA, 1999a). In order to achieve proper water quality conditions, the polluted rivers should be treated by bio-eco remediation as priority and the physico-chemical remediation as the assistant means (USEPA, 1999b). This phenomenon that trends to restore the natural balance of rivers, despite the inflowing of pollutants, must be seriously considered.

One aim of this paper is to obtain a deeper understanding of the Santiago River's water quality and to identify its main contamination sources using multivariate statistics. Another objective is to show the attenuation capacity of the river, possibly due to the natural characteristics of the watershed itself, the inflowing of its tributaries and the upstream entrapment of pollutants in sediments of reservoirs and dams. Finally, this paper aims to provide an approach for policy makers to

*Correspondence to: L. D. Rizo-Decelis, Centre of Hydrogeology, Faculty of Sciences, Department of Geology, Campus de Teatinos s/n, Universidad de Málaga, 29071 Malaga, Spain.
E-mail: rizo@uma.es

Copyright © 2015 John Wiley & Sons, Ltd.

improve the river water pollution control strategies, through the examination and interpretation of the chemical analysis datasets, resulting from the water river quality periodic monitoring.

STUDY AREA

Physical context

The Santiago River Watershed (SRW) is located in the Central West region of Mexico (Figure 1). SRW is one the largest basins in the country, covering 76.749 km^2. It is bounded by the Sierra Madre Occidental on the NW-NE and by the Trans-Mexican Volcanic Belt on SE-NE. The basin discharges water at 216 m^3 s^{-1} to the Pacific Ocean (Muñoz-Salinas and Castillo, 2013), with an altitude range from 3.140 m to the sea level. The rough topography enables a wide-variety of landscapes and high biodiversity sites. The primary river of the basin, the Santiago River, is 562 km long, stemming from the NE of Lake Chapala and draining into the Pacific Ocean.

Chapala is the largest lake in Mexico and the third in Latin America. Its primary tributary is the Lerma River (Figure 1), which receives several wastewater discharges from the densely populated metropolitan area of the State of Mexico, and surrounding cities. The increasingly serious water pollution of the Lerma River and Chapala Lake has been previously studied (De Anda *et al*., 2000; Fall *et al*., 2007; Cifuentes *et al*., 2011). Furthermore, Chapala is the main water supply for Guadalajara, the second largest city of Mexico.

The climate of the SRW is dry in the North, and warm in the Central-South and Northwest, characterized by rainy summers and warm winters. Average temperature oscillates between 18 and 22 °C, with a mean historic temperature of 19.3 °C. The precipitation rate is 736 mm year^{-1} in the whole basin; at North, it rains around 300–600 mm year^{-1}, while in the rest of the territory is typically greater than

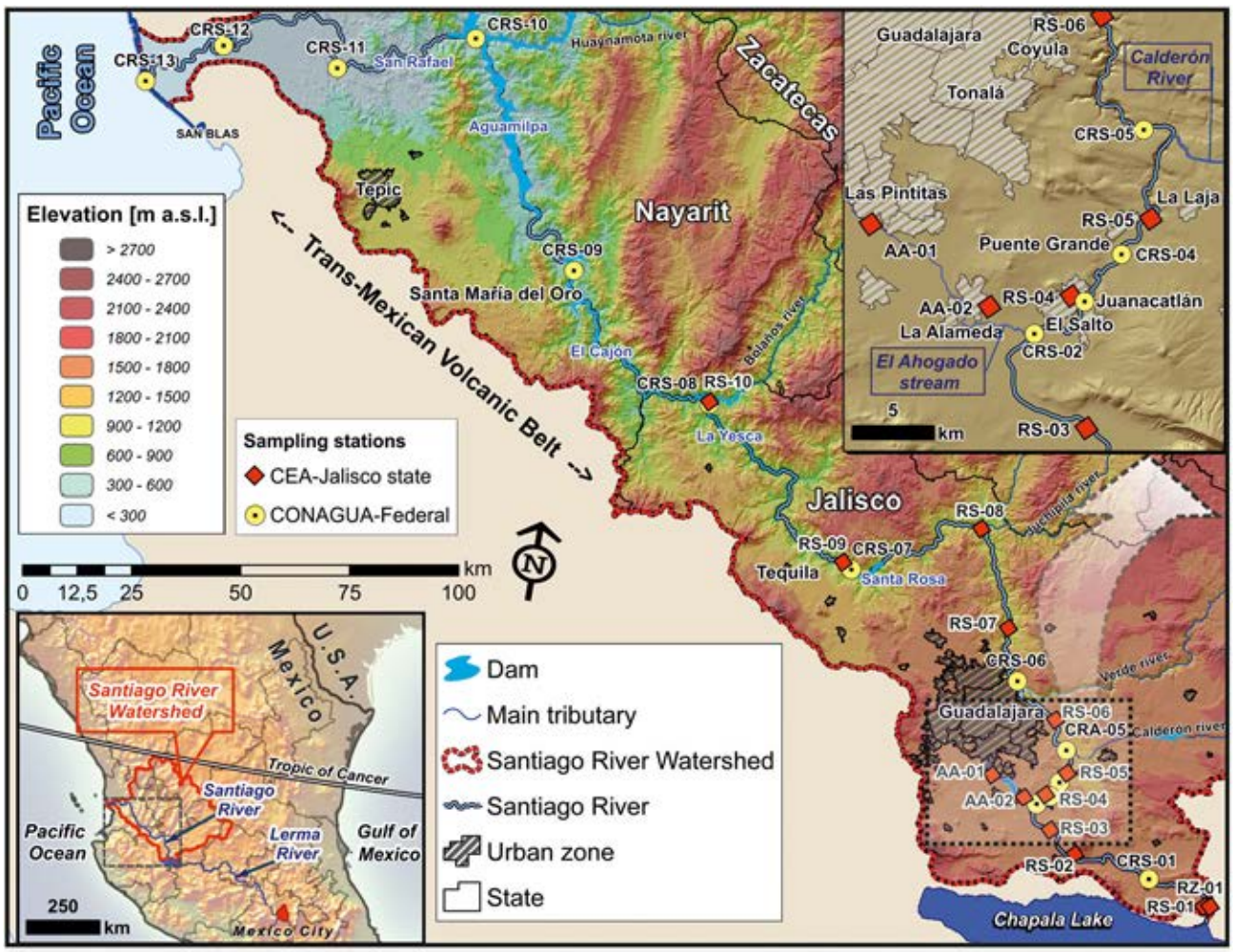


Figure 1. Study area location and spatial distribution of the monitoring sites of water commission of Jalisco state (CEA) and the National Commission of Water (CONAGUA). This figure is available in colour online at wileyonlinelibrary.com/journal/rra

Copyright © 2015 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/rra

UNIVERSIDAD DE MALAGA

600 mm year^{-1}. In the lowest portion, downstream of La Yesca dam (Figure 1), the precipitation is between 1200 and 1800 mm year^{-1} (INEGI, 2014). Unlike most parts of the world, where rainfall generally increases with altitude, in the SRW, the lower the altitude, the more the precipitation is recorded.

The prevailing geologic materials in the SRW are Cenozoic extrusive igneous rocks (Tertiary) and alluvial materials over these (Tertiary and Quaternary), in lower proportion. Lastly, to a lesser extent, there are Mesozoic sedimentary rocks, commonly from the Cretaceous period (Ferrari *et al*., 2012).

Clausen and Contreras (2010) indicated that there is an ecosystem fragmentation in progress on the SRW, as a result of the pollution from wastewater discharges and as a consequence of several dams have been built along the watercourse, in the last 50 years. The energy system of the Santiago River produces 2550 MW, throughout four important hydroelectric systems (Figure 1): Santa Rosa (60 MW), La Yesca (750 MW), El Cajón (750 MW) and Aguamilpa (990 MW).

Socioeconomic context

Mexico has 120.6 million inhabitants, 79% of which are located in urban areas. Over 45% of the population lives in poverty and its main cities are facing a water crisis (Rojas-Ortuste, 2014). Nonetheless, the official priority is focused on infrastructure development, with a lack of implementation of sufficient pollution control strategies (CONAGUA, 2015) and much of the surface waters are contaminated (Rojas-Ortuste, 2014).

Scarcity and poor water quality, derived from discharges of industrial and urban wastewaters to the watercourses, had been the greatest difficulties for the last decades in the SRW (Von Bertrab, 2003; Ochoa and Bürkner, 2012).

The population in the basin is estimated at 7.5 million inhabitants and most of it is concentrated in the Guadalajara City (4.5 million). Since the 1950s, the rapid growth of the population in this metropolis (10 times in 65 years), coupled with urbanization, and industrial activities in absence of adequate land planning and wastewater treatment, has contributed to the water quality deterioration, particularly in the Santiago River. Currently, the urban wastewater discharges to the river system are estimated at 0.63 hm^3 day^{-1} (Ochoa and Bürkner, 2012). Projections suggest that the population of Guadalajara will reach 7.5 million inhabitants by 2025 (INEGI, 2013). Therefore, water problems are going to be increased in the next years.

The urban wastewaters are mixed with industrial effluents derived from processing and manufacturing activities, estimated at nearly 7000 m^3 day^{-1} (Ochoa and Bürkner, 2012). The river pollution, particularly in the headwaters, severely affects the population located within 1 km of the watercourses, estimated at nearly 1 million inhabitants.

MATERIALS AND METHODS

Data and monitored parameters

All water chemistry data were provided by two official institutions: the Water Commission of Jalisco state (CEA) and the National Commission of Water (CONAGUA).

The monitoring of the CEA is performed in the first 262.5 km stretch of the Santiago River from Chapala Lake, within Jalisco state. There is a significant difference in altitude between samples, about 1000 m from the highest to the lowest sampling station (*RS-01* to *RS-10* in Figure 1). Information from two tributaries of Santiago River was also included: the Zula River (station *RZ-01*) and El Ahogado stream. The Zula River runs downhill from the North of Chapala Lake, less than 10 km downstream of the Santiago River source. El Ahogado, an urban stream turned into a wastewater channel, is situated in SE of the Guadalajara metropolitan area (Figure 1) and involves two more sampling stations located in this watercourse (*AA-01* and *AA-02*) included in the current analysis. El Ahogado is an important zone of urban and industrial wastewater discharges.

The available datasets from the CEA (Table I) contain analytical results of 48 sampling campaigns that were carried out monthly (from 2008 to 2013) in 13 locations (CEA, 2015), analysing 38 parameters: water temperature in field (**T**), **pH** in field, dissolved oxygen (**O_2**), total coliforms (**TC**), fecal coliforms (**FC**), electrical conductivity (**EC**), total dissolved solids (**TDS**), phosphorus (**P**), fluoride (**F**), methylene blue active substance (**MBAS**, i.e. surfactants), **fats and oils**, **turbidity**, total suspended soils (**TSS**), sedimentable solids (**SS**), **alkalinity**, **hardness**, nitrates (**NO_3**), ammoniac nitrogen (**NH_4**), nitrites (**NO_2**), total Kjeldahl nitrogen (**TKN**), arsenic (**As**), mercury (**Hg**), lead (**Pb**), aluminum (**Al**), sulfate (**SO_4**), sulfide (**S**), cadmium (**Cd**), sodium (**Na**), zinc (**Zn**), chloride (**Cl**), nickel (**Ni**), barium (**Ba**), chromium (**Cr**), iron (**Fe**), magnesium (**Mn**), copper (**Cu**), biochemical oxygen demand (**BOD_5**) and chemical oxygen demand (**COD**).

The data provided by CONAGUA (Table II) were collected between 1999 and 2013, taken nearly monthly and contains results of some parameters on about 45 sampling sites of the SRW. The 13 selected stations are situated along the Santiago River (***CRS-01*** to ***CRS-13***); most of them are located near major and tributary rivers, reservoirs and streams. However, not all stations have been periodically sampled over the years; therefore, the datasets contain analytical results of around 96 samples (average) per station. For CONAGUA datasets, the number of evaluated variables is reduced to seven: **T**, **pH**, **O_2**, **FC**, **EC**, **BOD_5** and **COD**. Notably, some of these parameters are not sampled in all campaigns over the years (blanks $<10\%$).

The laboratory procedures for chemical analysis and sampling protocols, both from CEA and CONAGUA, are certified by the Mexican Accreditation Entity (EMA), which has

UNIVERSIDAD DE MALAGA

Copyright © 2015 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/rra

Table I. Summary results of the analysed parameters for the Jalisco State Water Commission (CEA), from 2008 to 2013

Parameter	Mean	Minimum	Maximum	Standard deviation	Coefficient of variation	Maximum permissible limit[a]
T [ºC]	23.41	13.60	32.60	3.57	0.15	15–25
pH	7.65	6.32	9.34	0.42	0.06	6.5–8.5
O_2 [mg L^{-1}]	2.83	0.05	12.72	2.45	0.87	5
EC [µS/cm]	926.24	213.00	2280.00	387.97	0.42	—
Turbidity [NTU]	58.84	1.10	1400.00	98.58	1.68	10
Alkalinity [mg $CaCO_3$/L]	321.89	63.00	756.88	134.10	0.42	400
Cl [mg L^{-1}]	60.50	4.70	191.99	32.16	0.53	250
Hardness [mg $CaCO_3$/L]	187.87	17.60	331.87	68.54	0.37	—
F [mg L^{-1}]	0.99	0.13	2.89	0.39	0.39	1.4
NO_3 [mg L^{-1}]	1.06	0.01	14.90	1.59	1.50	5
NO_2 [mg L^{-1}]	0.32	0.01	12.69	0.84	2.64	0.05
NH_3 [mg L^{-1}]	5.56	0.01	54.10	6.94	1.25	0.06
NTK [mg L^{-1}]	11.12	0.28	66.90	11.06	1.00	40
SO_4 [mg L^{-1}]	79.02	0.10	606.78	49.36	0.63	250
MBAS [mg L^{-1}]	3.42	0.01	448.00	24.62	7.20	0.5
$B0D_5$ [mg L^{-1}]	32.43	0.63	499.93	50.75	1.57	30
COD [mg L^{-1}]	107.38	8.00	794.83	97.82	0.91	40
Fats and oils [mg L^{-1}]	11.29	0.50	137.49	12.88	1.14	10
P [mg L^{-1}]	2.90	0.12	17.32	2.35	0.81	0.1
TSS [mg L^{-1}]	72.91	0.98	2220.00	143.05	1.96	50
TDS [mg L^{-1}]	612.67	109.00	1636.00	233.09	0.38	500
SS [mg L^{-1}]	5.49	0.01	950.00	49.22	8.97	2
S [mg L^{-1}]	5.24	0.05	252.00	16.46	3.14	0.2
Al [mg L^{-1}]	1.76	0.05	20.28	2.56	1.45	0.02
As [mg L^{-1}]	0.02	0.05	2.14	0.14	6.34	0.05
Ba [mg L^{-1}]	0.09	0.05	0.50	0.09	0.99	1
Cd [mg L^{-1}]	0.01	0.05	2.71	0.12	8.31	0.01
Cu [mg L^{-1}]	1.04	0.05	89.59	6.93	6.65	1
Cr [mg L^{-1}]	0.05	0.05	1.62	0.07	1.31	0.05
Fe [mg L^{-1}]	1.60	0.02	49.08	3.44	2.14	0.3
Mn [mg L^{-1}]	0.70	0.05	68.32	4.18	5.96	0.05
Hg [mg L^{-1}]	0.01	0.05	0.45	0.05	4.71	0.001
Ni [mg L^{-1}]	0.10	0.05	0.48	0.03	0.30	0.01
Pb [mg L^{-1}]	0.08	0.05	12.72	0.69	8.20	0.05
Na [mg L^{-1}]	87.49	0.05	230.40	48.09	0.55	—
Zn [mg L^{-1}]	2.02	0.05	163.10	13.56	6.73	5
Log_{10}TC [MPN/100 mL]	*7.09*	1.50	9.38	*8.15*	11.74	3
Log_{10}FC [MPN/100 mL]	6.93	1.50	9.38	8.04	13.14	3

EC, electrical conductivity; MBAS, methylene blue active substance; BOD5, biochemical oxygen demand; COD, chemical oxygen demand; TSS, total suspended soils; TDS, total dissolved solids; SS, sedimentable solids.
[a]According to Mexican legislation (SE, 2015).

UNIVERSIDAD DE MALAGA

received the recognitions from the IAF (International Accreditation Forum) and the ILAC (International Laboratory Accreditation Cooperation), in accordance with national official Mexican standard *NMX–EC–717025–IMNC–2006* (SE, 2015). These laboratories are certified with the *ISO/IEC17025:2006* re-accreditation and follow international standards. Further information and details on sample collection, official quality control procedures and the standard analytical methods used in the sampling campaigns are described in the Mexico Ministry of Economics website (SE, 2015).

All values reported as zero or no-detects (<6%) were replaced with the half value of the stated detection limit, depending on the equipment used or the corresponding analytical procedure, following the US Environmental Protection Agency suggestions (Croghan and Egeghy, 2003). Any doubting or strange outliers were excluded from the analysis (ignored <5%).

Statistical treatment

Every value parameter distribution was reviewed using descriptive statistics and a correlation matrix and was represented using time series charts and box-whisker plots by sampling station, in order to identify the major spatial changes and

Copyright © 2015 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/rra

Table II. Summary results of the analysed parameters for the National Water Commission (CONAGUA), from 1999 to 2013

Parameter	Mean	Minimum	Maximum	Standard deviation	Coefficient of variation	Maximum permissible limit[a]
T [ºC]	25.05	13.00	27.50	3.84	0.15	15–25
pH	7.35	6.3	9.31	0.78	0.11	6.5–8.5
O_2 [mg L^{-1}]	5.33	0.05	12.65	3.20	0.60	5
EC [µS/cm]	555.50	1.15	2430.00	421.25	0.76	—
$B0D_5$ [mg L^{-1}]	17.05	0.17	480.00	44.65	2.62	30
COD [mg L^{-1}]	63.67	0.05	887.00	93.61	1.47	40
Log10 FC [MPN/100 mL]	5.81	0	8.38	6.94	13.39	3

EC, electrical conductivity; COD, chemical oxygen demand; BOD5, biochemical oxygen demand; FC, fecal coliforms.
[a]According to Mexican legislation (SE, 2015).

to visualize its apparent trend and dispersion (Helsel and Hirsch, 2002). These graphics were useful in identifying the asymmetry of results distribution between sampling sites and in determining the higher concentrations per sampling station and its variations.

Non datasets followed a normal distribution, as stated by the test of D´Angostino K-squared (D'Agostino and Stephens, 1986). The level of significance in every analysis was set to 5%. Wilcoxon–Mann–Whitney test was used to regard the statistical differences and similarities between stations, hydrologic seasons and samples, using analysis of variance, with STRATGRAPHICS software (StatPoint Technologies, 2014), with p-value < 0.05. Because the p-value is above 0.05, there are no statistically significant differences for the matching stations of CEA and CONAGUA along the Santiago River, at 95% confidence level.

Given the size of the SRW and the complexity of the resulting multivariate datasets, the Principal Component Analysis (PCA) supposed an advantageous multivariate statistical method. PCA uses the correlation among multiple quality parameters of the river water to reduce the set of variables into factors or components. By applying PCA, the dimensionality of a data array, composed of a large set of interrelated variables, can be reduced to a few factors, which permits an accurate identification of pollution sources (Passerat *et al*., 2011; Olsen *et al*., 2012). PCA is included in most standard statistical software packages; in this case, the used software was *XL-STAT v7.5.2* (Addinsoft, 2004). The Bartlett's sphericity test was applied to all datasets prior to PCA in order to examine its validity and to verify the significant correlation between the measured parameters. For the PCA, all data were treated separately according to the two different hydrologic seasons: *wet* or *dry* (Figures 2 and 3). As stated in the historical data series from 1951 to 2010, the rainy season in the SRW lasts from late May to early November (INEGI, 2014).

The first step was to generate a PCA using the entire set of variables, yet because the level of explanation of the total variance is different and constantly decreasing with increasing the number of the factors involved, only the 21% of the total variance was explained. Consequently, some parameters were excluded because of the fact that some information could be redundant (e.g. TDS versus EC, TSS versus Turbidity, total versus fecal coliforms and BOD_5 versus COD) or low-representative of the river water quality, attributable to a low variance rate and importance in this characterization (e.g. T, pH, SS, fats and oils). Finally, the PCA was applied again, achieving a higher explaining percentage (close to 45%) of the total variance in each factor.

RESULTS AND DISCUSSION

Preliminary observations

The pH values and temperature are ranging between 6–8 and 25–30 °C, respectively; therefore, these values do not appear to have abrupt changes for those variables in both datasets. Besides, for this work, these parameters do not bring essential information about the river quality and serve no useful for purpose in identifying possible pollution sources because T and pH had low ranges of variation along the basin (Tables I and II).

As stated by the analysed sampling campaigns results, the maximum concentration values for SO_4 are 150 mg L^{-1}, which are below the maximum permissible limit (MPL), defined by the Mexican law in 250 mg L^{-1} (SE, 2015), and do not appear to change, even downstream of the reservoirs along the river. It was found the same situation with NO_2 and NO_3, which are below 2.5 mg L^{-1} and do not exceed acceptable levels. In contrast, sulfide values (S) are constantly above MPL (0.2 mg L^{-1}) throughout the river course up to the Pacific and are generally higher near Chapala and downstream of the El Ahogado tributary stream, which also corresponds with the urban discharges, typically enriched in S (Sun *et al*., 2015).

Using the box-whisker plots of monitored parameters per sampling station, from both data sources, it was verified that

UNIVERSIDAD DE MALAGA

Copyright © 2015 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/rra

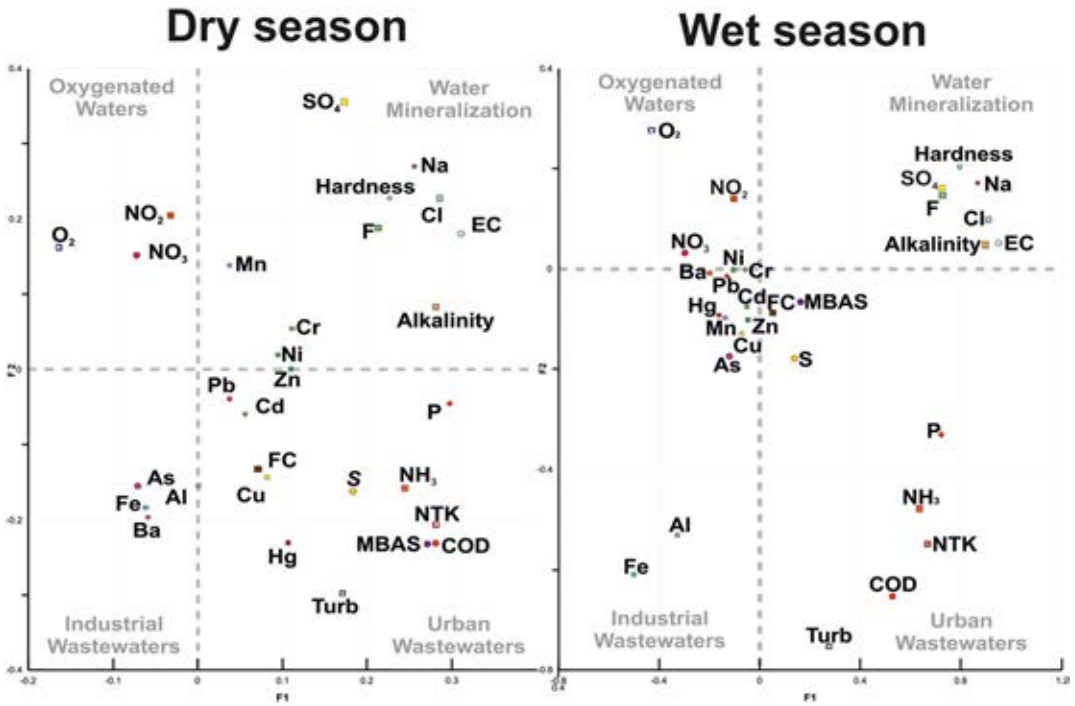


Figure 2. PCA for the water quality variables (parameters) of the Jalisco state water commission, in dry and wet seasons. This figure is available in colour online at wileyonlinelibrary.com/journal/rra

there is a systematic diminishing of pollution values along the Santiago River toward the ocean, according to most of the analysed variables.

The metals and As are systematically below the MPLs, except during 2009, with two orders of magnitude higher, which might have been a result of punctual industrial discharges.

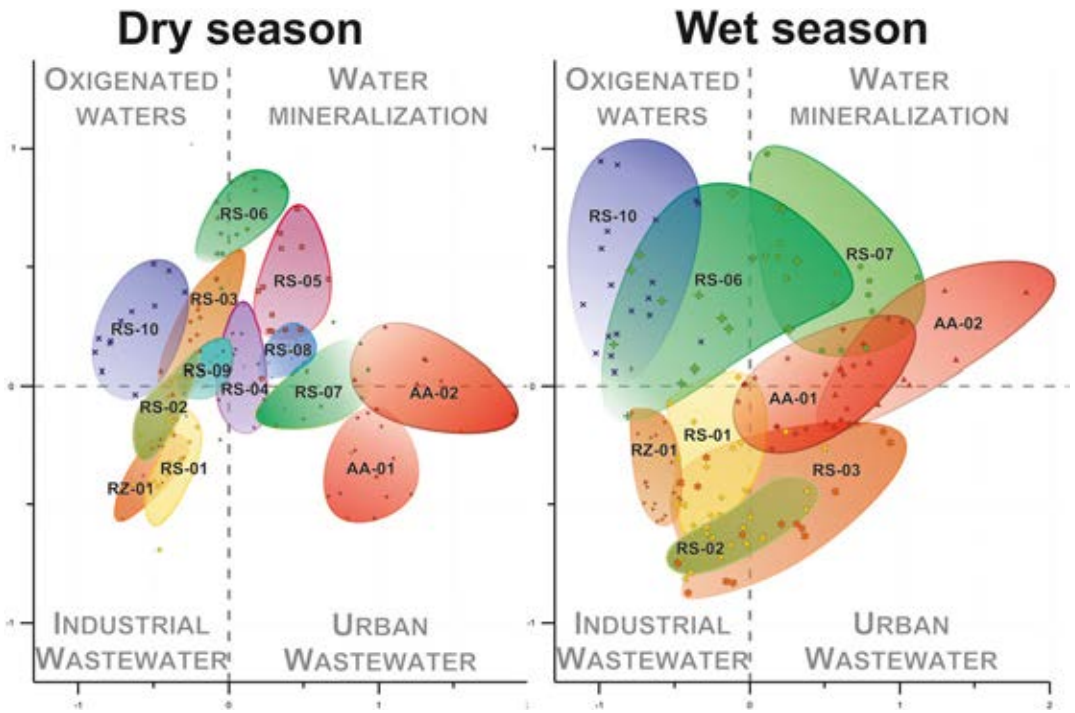


Figure 3. PCA for the monitoring sites (stations) of the Jalisco state water commission, in dry and wet seasons. This figure is available in colour online at wileyonlinelibrary.com/journal/rra

UNIVERSIDAD DE MALAGA

Copyright © 2015 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/rra

Most of the evaluated parameters trend to increase at the beginning of the rainy season (which is intense in the upper basin, particularly during July, at a rate of 300 mm month^{-1}), except for MBAS, TSS and the nitrogen compounds.

Data description and spatial evolution along the river

In the first sampling site (RS-01), located less than 4 km from where the Santiago River stems, the high values of COD and BOD_5 are between 20 and 60 mg L^{-1}. Consequently, there are registered the highest concentration of F (up to 1.5 mg L^{-1}), low values of O_2 (below 4 mg L^{-1}) and higher values of NH_3 (5 mg L^{-1}, while MPL = 0.06 mg L^{-1}). The concentration values of S in this site are the highest of the entire monitoring (from 0.1 to 20 mg L^{-1}) in the wet season for the initial rainfalls in 2008, 2009 and 2010. The FC and TC are above MLP (1000 MPN/100 mL). In RS-01 and CRS-01, the coliforms exceeded it in 100 times and apparently match the S values increase trend, with a correlation index of 0.75. The TDS and TSS values are from 250–850 mg L^{-1} (when MPL is 500 mg L^{-1}) and 20–40 mg L^{-1} ranges, respectively.

Most of the concentration values at RS-01 match the Zula River (RZ-01) monitoring site results, because both rivers share runoffs and discharges from nearby cities and industries.

In the RS-02 sampling station there is a systematic decrease of dissolved oxygen and a sensitive increase for P over 1–5 mg L^{-1} and the EC (up to 1100 µs cm^{-1}), which is probably a result of discharges of untreated wastewater from proximate industrial processes. Turbidity (80 UNT) and EC values showed considerable concentration values (500–1000 µs cm^{-1}). The TSS values for RS-01 and RS-02 range between 40–240 mg L^{-1}.

Upstream of El Ahogado stream (RS-03) there is a systematic and generalized, yet low, increase of dissolved oxygen and a decrease of coliforms, which might be explained by the 10 km stretch downstream from the RS-02 station, where the river passes through rapid slope-changes, which allows some oxygenation of the waters. Added to this, there is also a significant inflow of runoffs to the Santiago, particularly during wet season. Additionally, there is a noticeable increase of Cl, Na and TDS, possibly due to discharges from industrial processes, attending the summaries of the PCA for the sampling stations (Figure 3).

In the sampling stations located nearby El Ahogado (AA-01 and AA-02), where the majority of the wastewater from the urban sewer is received, and there are recorded 157 industrial wastewater discharges (Ochoa and Bürkner, 2012), consequent results for that pollution source were found. In El Ahogado there have been found the highest concentration for S (up to 200 mg L^{-1}), together with lower dissolved oxygen concentrations (<3.5 mg L^{-1}). Moreover, in headquarters of the El Ahogado stream, micro-basin is located the most important landfill of the city (called *Los Laureles*), which receives around 3000 ton day^{-1} of urban solid waste from Guadalajara. The landfill lacks of rainwater drainage on its 53 Ha of area, which means that during rainy periods, the waste leachates mix with surface runoffs and are eventually discharged to El Ahogado, and then to the Santiago River, which is reflected in CRS-02 results.

In El Ahogado, there are the highest rates of NH_3 (30 mg L^{-1}), FC (1×10^7 MPN/100 mL), and P concentration values are between 7.5 and 2.5 mg L^{-1} (when the MPL is below 0.1 mg L^{-1}), while the average F is 2.6 mg L^{-1} (MPL = 0.5 mg L^{-1}). Consequently, the O_2 in this sector is still inferior to 4 mg L^{-1} for the 95% of the samples in this stream.

In the sampling station located downstream El Ahogado (RS-04), in El Salto municipality (Figure 1), there are the lowest values for O_2 (<2 mg L^{-1}) and consequently, the highest concentration of COD (200–400 mg L^{-1}), BOD_5 (up to 200 mg L^{-1}) and MBAS (commonly between 60 and 250 mg L^{-1}). However, the NH_3 values decrease below 15 mg L^{-1}. Similar average values to CRS-03 sampling station.

The station RS-06 is located about 6 km downstream the Calderón River confluence, which appears to carry less mineralized water and provides an important contribution of O_2. Besides, Calderón River is another main drinking water and irrigation supply for SRW. As shown in Figure 4, the pollutant concentrations, for most of the measured parameters in this sampling point (e.g. FC, TC, COD, BOD_5, P, EC, S, MBAS and TURB), remain roughly the same as the upstream station. Nonetheless, there is a significant increase of O_2 (up to 7 mg L^{-1}). There is no significant change in NH_4 or NO_3, which is still below MPL (2–5 mg L^{-1} and 0.4–0.8 mg L^{-1}, respectively).

The SST results for RS-07 and CRS-06 sampling stations, located downstream where the Santiago River and the Verde River (also known as *San Pedro* and which runs across Aguascalientes State in its headwater basin) converg, have found the highest values for TDS (100–200 mg L^{-1}). And there is also an increase of: COD (up to 350 mg L^{-1}), BOD_5 (150 mg L^{-1}), TSS (100–200 mg L^{-1}), turbidity (40–100 NTU), MBAS (7 mg L^{-1}) and NH_3 (up to 20 mg L^{-1}). It reflects the Verde River pollution features, and where, according to former studies, heavily polluted discharges from livestock farming and industrial activities take place upstream (Guzmán-Colis *et al.*, 2011). In dry season, the opposite condition prevails decrease of COD and increase of O_2 (5 mg L^{-1}).

Once the Juchipila River converges with the Santiago (RS-08), the latter shows a slight dilution for some pollution indicators, such as MBAS (<2 mg L^{-1}), coliforms and P (Figure 4). However, the vast majority of the compounds remain the same, both for CONAGUA and CEA results. Nevertheless, downstream Santa Rosa Dam (RS-09 and CRS-7), there is a significant decrease of TC and FC, P, TDS and CE, which reach acceptable river water quality status. It

UNIVERSIDAD DE MALAGA

Copyright © 2015 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/rra

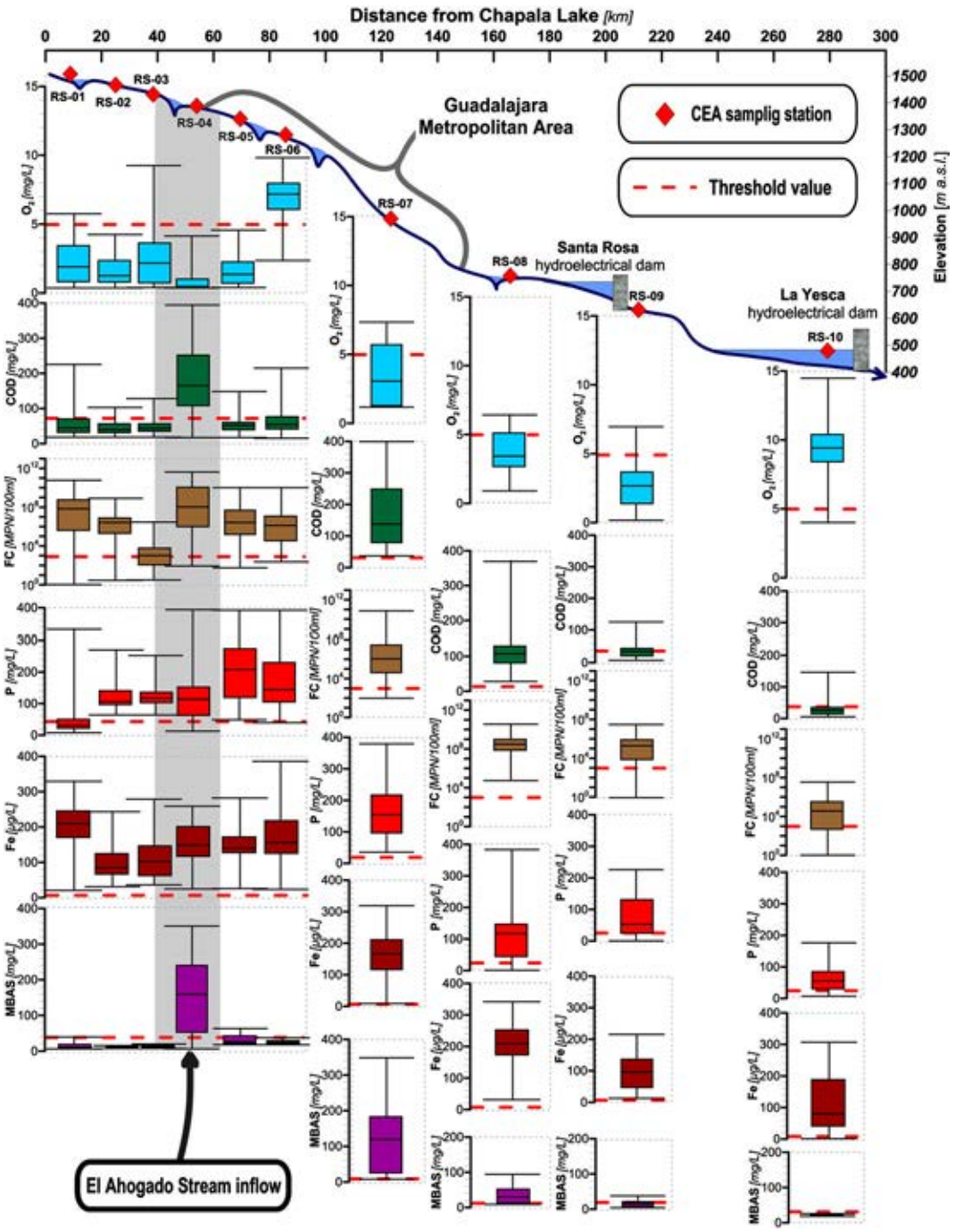


Figure 4. Spatial evolution representation of the water commission of Jalisco state water quality monitoring along the Santiago River, between 2008 and 2013, for selected parameters: dissolved oxygen (O_2), chemical oxygen demand (COD), fecal coliforms (FC), phosphorus (P), Iron (Fe) and methylene blue active substance (MBAS). This figure is available in colour online at wileyonlinelibrary.com/journal/rra

is also essential to highlight that there is actually no registered water flow of the Santiago River in late dry season (March to May) downstream the dyke of Santa Rosa (Figure 1).

In the sampling stations located at La Yesca dam (RS-10 and CRS-08), which is situated upstream the confluence between the Bolaños and Santiago rivers (the natural border between Jalisco and Nayarit states), there is found a systematic improvement of the river quality values for O_2 ($>5\,mg\,L^{-1}$). Proof of this is the presence of aquatic life, which allows developing fishing activities in La Yesca (mainly tilapia fish). The Na concentration is low ($50\,mg\,L^{-1}$) and FC values are now below MPL (1000 MPN/100 mL).

UNIVERSIDAD DE MALAGA

Copyright © 2015 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/rra

For the CONAGUA dataset (CRS-09 to CRS-13), the FC and COD concentration values decrease substantially downstream of water reservoirs (e.g. El Cajón, Aguamilpa, San Rafael and El Jileño) and the Huaynamota River entrance, from concentration levels above MPL (1000 MPN/100 mL for FC and 40 mg L^{-1} for COD) to acceptable water quality parameters for most quality standards. The O_2 is systematically over 5 mg L^{-1} downstream Aguamilpa hydropower dam (Figure 5), which might be caused by the inflow of some of tributaries, the rainfall increasing and the presence of the large hydropower dams along the watercourse.

Description of principal component analysis factor scores plots

According to the PCA for the measured parameters (variables), for both wet and dry seasons (Figure 2), the urban discharges are well-defined in terms of the turbidity, MBAS, NTK and the COD. The portion of discharges, corresponding to the industrial wastewater factor loadings plots, are better represented by the metal and metalloid concentrations (e.g. Fe, Ba, Al and As), and the water mineralization could be characterized in accordance of the Cl, hardness, SO_4, EC or Na presence. Lastly, the resulting values of dissolved O_2, evidently, define the oxygenation and dilution degree of the river water.

The obtained PCA set assisted in the identification and description of the main water clusters for both seasons, dry and wet (Figure 2). The water quality spatial temporal was associated, by the PCA vectors distribution of the evaluated variables, in four patterns: (i) wastewaters associated to industrial activities; (ii) urban wastewaters outflow; (iii) oxygenated and diluted surface water; and (iv) mineralized water enrichment. As stated in the multivariate analysis of the available databases, in the headwaters of the SRW, there are essentially three different contamination sources: (i) discharge of urban wastewater and fertilizers; (ii) industrial discharges, including metals, suspended and dissolved solids; and (iii) detergents in addition to the accumulation of wastewater treatment products and surfactants, such as phosphates and other alkaline

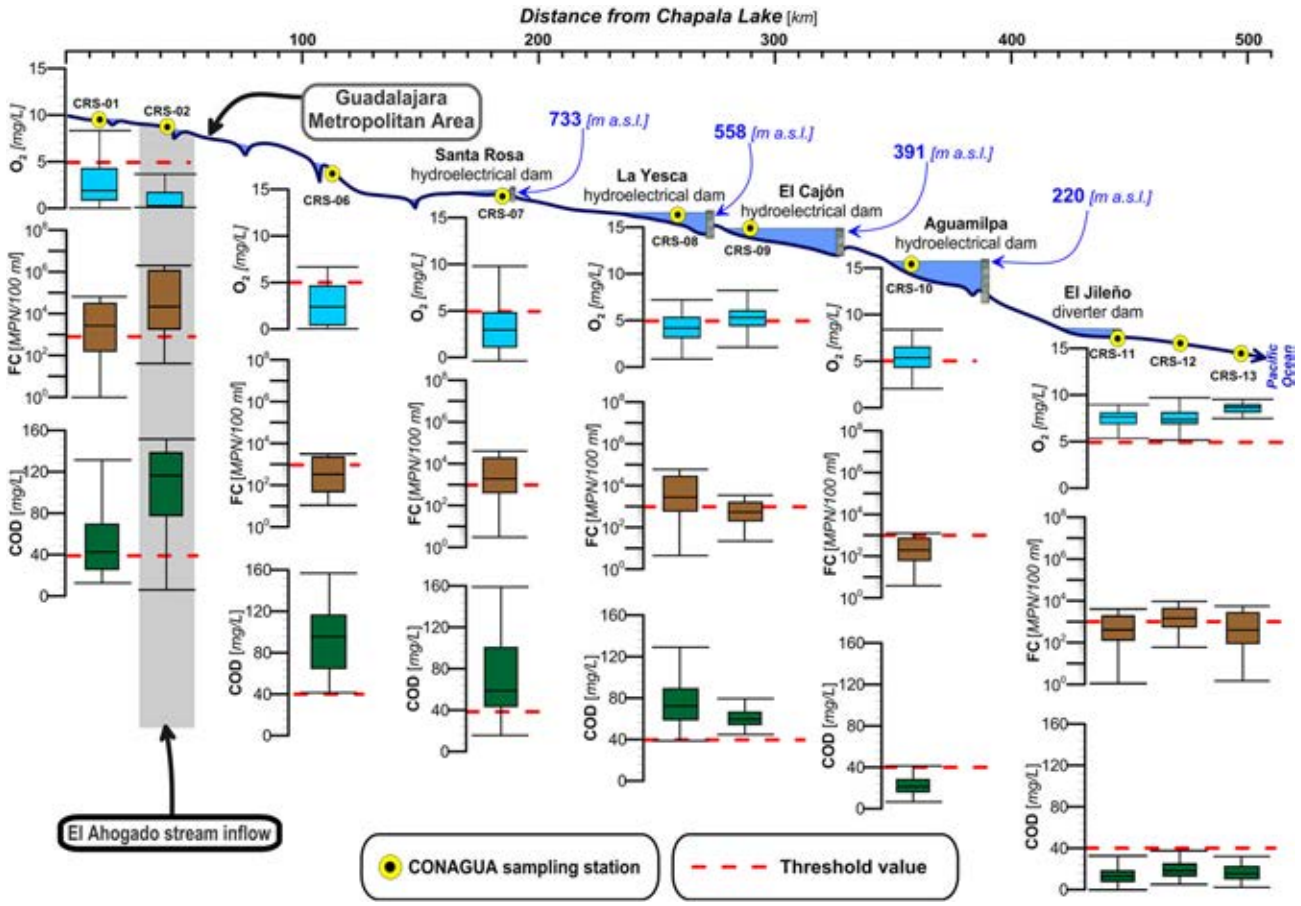


Figure 5. Spatial evolution representation of the National Commission of Water (CONAGUA) water quality monitoring along the Santiago River, between 1999 and 2013, for selected parameters: dissolved oxygen (O_2), fecal coliforms (FC), and chemical oxygen demand (COD). This figure is available in colour online at wileyonlinelibrary.com/journal/rra

Copyright © 2015 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/rra

compounds. As shown in Figure 3, in the wet season, it was certainly difficult to separate observation score plots for RS-04 and RS-05 stations, because their distributions were spread throughout the PCA plot.

According to the PCA for the sampling stations (Figure 3), in dry season, the Chapala Lake outflow is more related to industrial wastewaters (RS-01 and RZ-01), with some dilution by surface runoffs revealed by the RS-03 values distribution, while the RS-04 is more related to the urban wastewater mixing and, downstream, the RS-05 entrance with more mineralized water. At the intersection of the Verde River, more mineralized water is mixed with urban wastewater and is received by the Santiago River (RS-07). The Juchipila River water appears to be more mineralized (RS-08) than Verde water, but downstream the Santa Rosa dam, once the sediment has retained the organic matter, there is an increase of the oxygenating properties of the water. When concentration values are measured at La Yesca dam, a much greater increase of oxygenated waters is detected, which continues to fall to nearly acceptable levels (Figure 6).

Hotspots identification and interpretation

Two zones have been identified as the main sources of pollution (hotspots), where the major events of harmful wastewater discharges occur. These two regions are (i) the urban fringe of Guadalajara city, with great emphasis in the southern portion (nearby El Ahogado Stream) and (ii) the lower zone of Verde River's sub-basin. Consequently, some tributaries probably deliver the peak concentration of pollutants into the Santiago River are: the El Ahogado stream, urban wastewater discharges from NE Guadalajara city downstream the Verde River and Zula River (in order of importance).

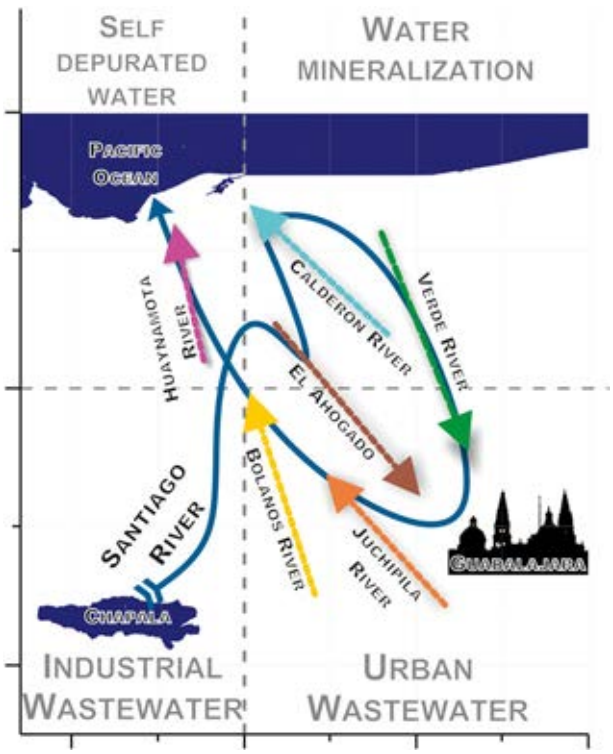


Figure 6. Principal component analysis representation of the interaction of the Santiago River with tributaries. This figure is available in colour online at wileyonlinelibrary.com/journal/rra

El Ahogado sampling stations show a concentration about 10 000 times above MPL for FC and TC, 7 times above for P, around 25 times for NH_3 and 5 for COD and BOD_5.

Added to this, there are some identified areas where significant dilution of the pollutants concentration along the Santiago River occurs. Downstream Santa Rosa hydropower dam, once the Juchipila River drains into the Santiago, and in the lower zone of the river, downstream of the Bolaños River confluence, the water concentrations of O_2 are consistently above acceptable levels ($>5\,mg\,L^{-1}$).

Downstream La Yesca dam, the presence of coliforms is moderate (below 1000 MPN/100 mL) and most of the measured parameters (COD, BOD_5, P and NH_4) appear to be above MPL for the most common legislated uses. About 150 km downstream of Guadalajara city, upstream to El Cajón dam, there are acceptable levels for most of the parameters, according to CONAGUA sampling results.

As shown in Figure 5, there are also acceptable levels for O_2, COD and FC downstream the Aguamilpa hydropower dam. According to the results, some tributaries are diluting pollution components what is shown through the observed contribution of dissolved oxygen to the Santiago River. The first of these attenuation events takes place in the upper basin, where the Calderón and the Santiago rivers meet, downstream of the main industry discharges of Guadalajara city and where a remarkable decrease of contaminants occurs.

To mention a few examples, previous studies in other rivers worldwide revealed similar results, such as those conducted by Vagnetti *et al*. (2003) in Italy; Karrasch *et al*. (2006) in Chile; Cukrov *et al*. (2008) in Croatia; Tian *et al*. (2011) in China or Tsuzuki (2013) in Japan. In all cases, natural attenuation to pollutants occurred, resulting in improved self-purification capacities and decrease of pollution parameters downstream contamination hotspots.

A consideration shall be given to the location of dams, where many pollutants are likely to be retained. It appears that the hydropower reservoirs along the river are positively influencing the pollutant trapped in sediments. The influence of dams in pollutant retention may involve complex physical, biological and chemical mechanisms, depending on the sediment matrix and the founded compound properties, which should be deeply studied in SRW. Although dams are often promoted as a means of economic development in many countries, particularly during the last century, there are many issues that still have not been deeply considered in Mexico.

UNIVERSIDAD DE MALAGA

Copyright © 2015 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/rra

This implies that we are facing a dilemma. On the one hand, the negative environmental and social impacts of dams have been documented: blocking fish from migratory, spawning and feeding sites; disturbance of natural fluctuations in water flow; greenhouse gas emissions resulting from the decomposition of organic matter of inundated forest areas; or eviction of people from the area to flood. On the other hand, the barriers might be helping to maintain the acceptable water quality values in lower SRW (Jiao *et al*., 2007; Heath and Plater, 2010; Torabi Haghighi *et al*., 2014).

CONCLUSIONS

This paper aimed to contribute to the knowledge of the actual Santiago River water quality dynamics, by means of PCA, using a significant amount of public information.

There have been identified the two leading pollution types of sources that discharged to the mainstream of the SRW, which especially occur in headwaters, nearby Guadalajara Metropolitan area: (i) urban wastewater and (ii) industrial effluents.

However, there have been recognized some areas along the river, where significant reduction of the pollutants concentration takes place. In the lower SRW, the water concentrations of O_2 are consistently above acceptable levels (up to 5 mg L^{-1}), and the majority of the pollution indicators parameters are below the MPLs. It occurred despite the high polluted water discharged in the outskirts of Guadalajara, highlighting the greatest natural attenuation capacity of the Santiago River. The aforementioned is possibly due to the dilution by the inflow of tributaries and to the rainfall increasing in the lower basin. In addition, it is likely that hydropower dams are positively influencing the retention of pollutants along the river.

The dynamic economic development, occurring in some focalized portions of the basin, comes at the expense of environmental deterioration and adverse living conditions particularly for the inhabitants of the upper zone. The real liabilities, involving damage to hydrologic ecosystems and control of illegal discharges to watercourses, are not covered. Consequently, it is critical to develop mechanisms that contribute to improve inspection practices in wastewaters discharge and to construct effective instruments for territorial planning and integrated water management in the SRW.

It is certainly essential to emphasize that the capacity for natural attenuation of pollution does not mean 'do nothing'. What it does imply, though, a noticeable hope of recovering the pristine conditions of this ecosystem that has an outstanding resilience capacity.

ACKNOWLEDGEMENTS

The actual research was supported by a PhD grant (#217162) from the National Council of Science and Technology of Mexico (CONACYT). We thank the Federal Institute for Access to Public Information and Data Protection of Mexico (IFAI) for providing the water chemistry data from CONAGUA and recognize the Jalisco State Water Commission for publishing the Santiago River's water quality monitoring results on its website (CEA, 2015). The authors are grateful to Julie Lavoie for improving the English text. The authors thank Professor James Gore and the anonymous reviews for their observations on a previous version of the manuscript. This work is a contribution to the Research Group RNM-308 of the Andalusian Government and CGL2012-32590 of MINECO.

REFERENCES

Addinsoft. 2004. XL-STAT v7.5.2. Software specialized in statistical and data analysis. (Date of access: 05/10/2015) http://www.xlstat.com/en/download.html

Ajayi SO, Osibanjo O. 1984. Self-purification constants for a Nigerian stream. *Water Research* **18**: 505–506. DOI: 10.1016/0043-1354(84)90161-1

Broad R, Cavanagh J. 1995. Don't neglect the impoverished south, 101. *Foreign Policy* **101**: 18–34. (Date of access: 05/10/2015) http://www.american.edu/sis/faculty/upload/Dont-Neglect-the-Impoverished-South-For-Policy-Winter-95.pdf

CEA. 2015. Results for the water quality monitoring of the Santiago River. (Date of access: 05/10/2015). http://www.ceajalisco.gob.mx/sca/sca.html

Cifuentes E, Lozano F, Trasande L, Goldman RH. 2011. Resetting our priorities in environmental health: an example from the south–north partnership in Lake Chapala, Mexico. *Environmental Research* **111**: 877–880. DOI: 10.1016/j.envres.2011.05.017

Clausen JE, Contreras SH. 2010. Socio-environmental assessments for large hydro projects in Mexico: outcomes and complexities of introducing interdisciplinary approaches to integrate cumulative effects, climate change and public participation in the early stages. (Date of access: 05/10/2015). http://cadp.org.ar/wordpress/wp-content/uploads/2014/02/Clausen_Mexico.pdf

CONAGUA. 2015. Presentation of strategic projects for drinking water sewerage and sanitation in Mexico. (Date of access: 07/10/2015) http://www.conagua.gob.mx/english07/publications/StrategicProjects.pdf

Croghan CW, Egeghy PP. 2003. Methods of dealing with values below the limit of detection using SAS. USEPA. (Date of access: 05/10/2015) http://analytics.ncsu.edu/sesug/2003/SD08-Croghan.pdf

Cukrov N, Cmuk P, Mlakar M, Omanovic D. 2008. Spatial distribution of trace metals in the Krka River, Croatia: an example of the self-purification. *Chemosphere* **72**: 1559–1566. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2008.04.038

D'Agostino RB, Stephens MA. 1986. *Goodness-of-fit Techniques*. Marcel Dekker: New York.

Das Gupda A. 2008. Implication of environmental flows in river basin management. *Physics and Chemistry of the Earth* **33**: 298–303. DOI: 10.1016/j.pce.2008.02.004

De Anda J, Shear H, Maniak U, Riedel G. 2000. Phosphorus balance in Lake Chapala. *Journal of Great Lakes Research* **26**: 129–140. DOI: 10.1016/S0380-1330(00)70680-0

Fall C, Hinojosa-Peña A, Carreño-de-León MC. 2007. Design of a monitoring network and assessment of the pollution on the Lerma River and its tributaries by wastewaters disposal. *Science of the Total Environment* **373**: 208–219. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.10.053

Ferrari L, Orozco-Esquivel T, Manea V, Manea M. 2012. The dynamic history of the Trans-Mexican Volcanic Belt and the Mexico subduction zone. *Tectonophysics* **522**: 122–149. DOI: 10.1016/j.tecto.2011.09.018

UNIVERSIDAD DE MALAGA

Copyright © 2015 John Wiley & Sons, Ltd.

Guzmán-Colis G, Thalasso F, Ramírez–López EM, Rodríguez–Narciso S, Guerrero–Barrera AL, Avelar–González FJ. 2011. Evaluación espacio-temporal de la calidad del agua del río San Pedro en el estado de Aguascalientes, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* **27**: 89–102. (Date of access: 06/10/2015) http://www.revistas.unam.mx/index.php/rica/article/download/25007/23588

Heath SK, Plater AJ. 2010. Records of pan (floodplain wetland) sedimentation as an approach for post-hoc investigation of the hydrological impacts of dam impoundment: the Pongolo river, KwaZulu-Natal. *Water Research* **44**: 4226–4240. DOI: 10.1016/j.watres.2010.05.026

Helsel DR, Hirsch RM. 2002. Statistical methods in water resources. *Techniques of Water Resources Investigations*. U.S. Geological Survey. (Date of access: 05/10/2015) http://pubs.usgs.gov/twri/twri4a3/html/toc.html

INEGI. 2013. Mexico at a glance 2013. (Date of access: 06/10/2015) http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/pais/mexvista/2013/702825053390.pdf

INEGI. 2014. Meteorological datasets of Mexico (1951–2014). (Date of access: 06/10/2015) http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recnat/clima/infoescala.aspx

Jiao N, Zhang Y, Zeng Y, Gardner WD, Mishonov AV, Richardson MJ, Hong N, Pan D, Yan HX, Jo YH, Chen-Tung A, Wang P, Chen Y, Hong H, Bai Y, Chen X, Huang B, Deng H, Shi Y, Yan D. 2007. Ecological anomalies in the East China Sea: impacts of the Three Gorges Dam? *Water Research* **41**: 1287–1293. DOI: 10.1016/j.watres.2006.11.053

Karrasch B, Parra O, Cid H, Mehrens M, Pacheco P, Urrutia R, Valdovinos C, Zaror C. 2006. Effects of pulp and paper mill effluents on the microplankton and microbial self-purification capabilities of the Biobío River, Chile. *Science of the Total Environment* **359**: 194–208. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2005.03.029

Muñoz-Salinas E, Castillo M. 2013. Sediment and water discharge assessment on Santiago and Pánuco Rivers (Central Mexico): the importance of topographic and climatic factors. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography* **95**: 171–183. DOI: 10.1111/geoa.12007

Ochoa H, Bürkner HJ. 2012. Gobernanza y gestión del agua en el Occidente de México: la metrópoli de Guadalajara. ITESO University. (Date of access: 06/10/2015) http://hdl.handle.net/11117/451

Olsen RL, Chappell RW, Loftis J. 2012. Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis—literature review and Illinois River watershed case study. *Water Research* **46**. 3110–3122. DOI: 10.1016/j.watres.2012.03.028

Rojas-Ortuste F. 2014. Políticas e institucionalidad en materia de agua potable y saneamiento en América Latina y el Caribe. United Nations. (Date of access: 05/10/2015) http://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/36776/S2014277_es.pdf?sequence=1

Passerat J, Ouattara NK, Mouchel JM, Rocher V, Servais P. 2011. Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Water Research* **45**: 893–903. DOI: 10.1016/j.watres.2010.09.024

Sachs JD. 2005. Can extreme poverty be eliminated? *Scientific American* **293**: 56–65. DOI: 10.1038/scientificamerican0905-56

SE (Mexico Ministry of Economics). 2015. National Official Mexican Standards (Date of access: 06/10/2015) http://www.economia.gob.mx/standards/mexican-standards-catalog

StatPoint Technologies. 2014. STRATIGRAPHICS software, Version 16.1.15.

Sun J, Pikaar I, Sharma KR, Keller J, Yuan Z. 2015. Feasibility of sulfide control in sewers by reuse of iron rich drinking water treatment sludge. *Water Research* **71**: 150–159. DOI: 10.1016/j.watres.2014.12.044

Tian S, Wang Z, Shang H. 2011. Study on the self-purification of Juma River. *Procedia Environmental Sciences* **11**: 1328–1333. DOI: 10.1016/j.proenv.2011.12.199

Torabi Haghighi A, Marttila H, Klove B. 2014. Development of a new index to assess river regime impacts after a dam construction. *Global and Planetary Change* **122**: 186–196. DOI: 10.1016/j.gloplacha.2014.08.019

Tsuzuki Y. 2013. Explanation of 47-Year BOD alternation in a Japanese River Basin by BOD generation and discharge. *Water, Air, & Soil Pollution* **224**: 1–13. DOI: 10.1007/s11270-013-1517-1

Tsuzuki Y. 2015. Relationships between pollutant discharge and water quality in the rivers from "better" to "worse" water quality. *Ecological Indicators* **52**: 256–269. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.12.001

USEPA. 1999a. Remediation technologies development forum, natural attenuation of chlorinated solvents in groundwater: principles and practices. U.S. Environmental Protection Agency. (Date of access: 07/10/2015) http://www.itrcweb.org/Guidance/GetDocument?documentID=38

USEPA. 1999b. Use of monitored natural attenuation at superfund, RCRA corrective action, and underground storage tank sites. U.S. Environmental Protection Agency. (Date of access: 07/10/2015) http://www2.epa.gov/sites/production/files/2014-02/documents/d9200.4-17.pdf

Vagnetti R, Miana P, Fabris M, Pavoni B. 2003. Self-purification ability of a resurgence stream. *Chemosphere* **52**: 1781–1795. DOI: 10.1016/S0045-6535(03)00445-4

Von Bertrab E. 2003. Guadalajara's water crisis and the fate of Lake Chapala—a reflection of poor water management in Mexico. *Environment and Urbanization* **15**: 127–140. DOI: 10.1177/095624780301500204

UNIVERSIDAD DE MALAGA



Copyright © 2015 John Wiley & Sons, Ltd.

Esta tesis profundiza en varios aspectos que conciernen a los recursos hídricos en la cuenca hidrográfica del río Santiago, localizada en el centro-occidente de México, con una extensión de 76.274 km^2. En primer lugar, mediante una intensa revisión bibliográfica y del tratamiento de datos espaciales y series temporales, se hace una caracterización del medio físico en el área de estudio (topografía, clima, geología, edafología, vegetación, hidrología superficial e hidrogeología) y se mencionan algunos aspectos del contexto antrópico (usos del suelo, legislación y gestión de agua, demografía, socioeconomía). Se crea cartografía ambiental detallada, a la par que se preparan capas de información geográfica vectorial con mejor resolución que las disponibles hasta el momento.

En segundo lugar, se caracteriza la calidad del agua del río Santiago, a lo largo de sus casi 550 km de longitud, a partir de datos tomados en campo y de información recabada por instituciones públicas. A continuación, se propone un enfoque metodológico nuevo que sirve en la predicción de la calidad del agua superficial, en tramos no muestreados del río Santiago, mediante la utilización de técnicas geoestadísticas.

Por último, se presenta una herramienta informática que sirve para aplicar los métodos más utilizados a nivel mundial en la generación de cartografía de vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas (los métodos paramétricos DRASTIC y GOD), de manera semi-automática. Se elaboran los mapas correspondientes a toda cuenca de estudio, así como cartografía más detallada del sistema hidrogeológico, de tipo volcánico, localizado bajo la ciudad de Guadalajara.

UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

CEHIUMA
CENTRO DE HIDROGEOLOGÍA
DE LA UNIVERSIDAD DE MÁLAGA

UNIVERSITAS MALACITANA

CONACYT

Universidad de Málaga
Facultad de Ciencias
Departamento de Ecología y Geología

Programa de Doctorado en Recursos Hídricos y Medio Ambiente
Director: Bartolomé Andreo Navarro