

RESEARCH ARTICLE

The Bajo Guadalhorce coastal aquifers (Málaga, Spain): five decades of human induced evolution

Los acuíferos costeros del Bajo Guadalhorce (Málaga, España): cinco décadas de evolución marcadas por el ser humano

José Manuel Nieto López¹, Bartolomé Andreo Navarro¹, Luis Linares Girela², Francisco Carrasco Cantos^{1,2}

¹ Departamento de Geología y Centro de Hidrogeología de la Universidad de Málaga (CEHIUMA), 29071 Málaga, España. nietolopezjm@uma.es; andreo@uma.es; fcarrasco@uma.es

² Academia Malagueña de Ciencias. Calle Moratín, 4, 29015 Málaga, España. luislinares@telefonica.net

Corresponding author: nietolopezjm@uma.es (José Manuel Nieto López)

Key points

Hydrodynamic, hydrochemical and geophysical studies determine the hydrogeological properties of the Bajo Guadalhorce coastal aquifers

Irrigated agriculture, rising tourism, and hydraulic infrastructures highly influence groundwater

We demonstrate the necessity of an adequate management of Mediterranean coastal aquifers

ABSTRACT

This work makes a synthesis of the hydrogeological knowledge acquired from different works from the decade of 1970 in the Bajo Guadalhorce detrital, coastal aquifers. Hydrodynamic, hydrochemical and geophysical studies were done in the frame of the aforementioned works to determine the hydrogeological properties of these aquifers. Besides, the drilling of research piezometers was carried out in the framework of some of these studies. This information allowed to study the spatial and temporal behavior of groundwater table and some chemical components of the groundwater of these aquifers, as well as to estimate some parameters as hydraulic conductivity or transmissivity. Overexploitation of aquifers was also studied, because marine intrusion situations were detected over the years. However, some studies carried out in the decade of 2010 have remarked a noticeable difference in the hydrodynamic and hydrochemical state of aquifers, due to intense changes in land use during the end of the 20th century. These changes have also influenced over some groundwater dependent ecosystems, as the Guadalhorce Delta Wetlands, located in the Guadalhorce River mouth. So, this article is an example of the remarkable influence that human activities can have on groundwater due to irrigated agriculture, a rising tourism and the building of big hydraulic infrastructures, which demonstrate the necessity of an adequate management of Mediterranean coastal aquifers.

Keywords: Coastal aquifer; Hydrodynamic; Hydrochemistry; Land use; Salinization.

Article History:

Received: 02/07/2021

Accepted: 19/09/2021

Puntos clave

Estudios hidrodinámicos, hidroquímicos y geofísicos determinan las propiedades hidrogeológicas de acuíferos costeros del Bajo Guadalhorce

Agricultura de regadío, turismo creciente, e infraestructuras hidráulicas influyen fuertemente en los acuíferos

Se pone en valor y se demuestra la necesidad de una adecuada gestión de los acuíferos costeros mediterráneos

RESUMEN

En el presente trabajo se lleva a cabo una síntesis de los conocimientos hidrogeológicos que se han adquirido a partir de diversos estudios realizados desde la década de 1970 en los acuíferos detríticos costeros del Bajo Guadalhorce. En el marco de las investigaciones se llevaron a cabo mediciones hidrodinámicas, hidroquímicas y geofísicas para determinar las características hidrogeológicas de estas masas de agua subterránea. Además, en el contexto de algunos de estos trabajos, se efectuaron campañas de perforación de sondeos de investigación. Esta información permitió estudiar el comportamiento espacial y temporal de los niveles piezométricos y de diversos componentes químicos del agua de los acuíferos, así como estimar parámetros hidrogeológicos básicos como la conductividad hidráulica o la transmisividad de los materiales. También se comprobó el estado de sobreexplotación histórica en el que estuvieron, que se traducía en una situación de intrusión marina. No obstante, investigaciones llevadas a cabo en la década de 2010 han puesto de manifiesto una diferencia notable en el estado hidrodinámico e hidroquímico de los acuíferos, debido al notable descenso de los bombeos y a los intensos cambios en el uso del suelo que tuvieron lugar desde finales del siglo XX. Estos cambios, además, influyeron en algunos ecosistemas dependientes de las aguas subterráneas, como son los humedales que existen en la desembocadura del río Guadalhorce, en su mayor parte de origen antrópico. Esta síntesis, por tanto, sirve como ejemplo de la influencia que tienen las actividades humanas sobre las aguas subterráneas, como consecuencia de la agricultura de regadío, el auge del turismo y la construcción de grandes infraestructuras hidráulicas, y al mismo tiempo se pretende poner en valor la necesidad de una adecuada gestión de los acuíferos costeros mediterráneos.

Palabras clave: Acuífero costero; Hidrodinámica; Hidroquímica; Salinización; Uso del suelo.

Historial del artículo:

Recibido: 02/07/2021

Aceptado: 19/09/2021

1. Introducción

El ser humano, en busca de la mejora de su calidad de vida, se ha asentado históricamente en valles, depresiones y costas, debido a la facilidad de acceso al agua tanto superficial (ríos, arroyos, etc.) como subterránea (mediante pozos, galerías, etc.). Estos lugares han sido testigos del desarrollo demográfico y económico de las civilizaciones, que -en gran parte- ha sido posible gracias al progresivo aumento de áreas cultivadas, primero, y urbanizadas e industrializadas, después.

Las áreas costeras asociadas a las desembocaduras de ríos se caracterizan por presentar acuíferos de tipo detrítico, formados por materiales sedimentarios. Dichos acuíferos suponen, a escala global, uno de los mayores reservorios de agua dulce disponible para su aprovechamiento, por lo que han sido ampliamente explotados desde la Antigüedad. Esta explotación, si se hace de forma descontrolada, de tal modo que las salidas de agua por bombeos superen a las entradas, puede provocar un descenso de los niveles piezométricos en los acuíferos, con la consiguiente sobreexplotación. Asimismo, si se le suma el efecto de una intensa actividad agrícola, puede ocasionar un grave deterioro de la calidad química del agua, producto de la infiltración, junto con el agua de lluvia y de riego, de gran parte de los compuestos usados en la agricultura (fertilizantes, pesticidas, etc.).

El valle del Bajo Guadalhorce, también llamado depresión de Málaga, por su proximidad a dicha ciudad, es un caso en el que históricamente han existido problemas de elevada explotación de las aguas subterráneas y de calidad (intrusión marina, salinización por uso de agua de riego con elevada concentración salina, contaminación, etc.). Se extiende desde aguas abajo del desfiladero de los Gaitanes (Figura 1), en el término municipal de Álora (provincia de Málaga), al oeste, hasta el mar Mediterráneo, al este. Limita, al norte, con los Montes de Málaga y, al sur, con la Sierra de Mijas. En este valle el desarrollo agrícola ha sido de tal magnitud que la mayor parte del mismo se encuentra cultivada, con cítricos principalmente, aunque en los últimos años se está produciendo un cambio en los usos del suelo, desde el cultivo agrícola tradicional a la ocupación con asentamientos urbanos, lugares de ocio o algunas infraestructuras, como el aeropuerto de Málaga y el encauzamiento del río Guadalhorce.

La extracción de agua subterránea para la intensa actividad agrícola y el abastecimiento para la ciudad de Málaga y el aeropuerto provocó, hace décadas, una situación de sobreexplotación estacional del acuífero, sobre todo en el sector de la desembocadura del río. Esto ocasionaba intrusión marina (Linares *et al.*, 1983, 1988), con la consecuente degradación de la calidad química del agua. A ello hay que añadir el aporte de compuestos contaminantes asociados a la actividad agrícola sobre el acuífero (Sánchez, 2010; Urresti *et al.*, 2012, 2015; Urresti, 2016; Nieto, 2020) y de otro tipo de contaminantes denominados emergentes (Gambero, 2015; Vadillo *et al.*, 2016, 2018; Llamas *et al.*, 2020; Nieto, 2020), e incluso metales pesados (Linares *et al.*, 1988; Nieto, 2020).

En la década de 1970 comenzó una actividad extractiva en canteras de áridos ubicadas en la desembocadura del Guadalhorce, como consecuencia de la cual se generaron áreas deprimidas topográficamente. Dichas cubetas quedaron inundadas por el agua subterránea y dieron lugar a humedales de origen antrópico, que se sumaron a algunos otros de origen natural (Nieto, 2020).

El cambio en los usos del suelo que está teniendo lugar durante las últimas décadas en el valle del Guadalhorce y las perforaciones que se han realizado para cubrir la demanda de agua, junto con los avances en las técnicas de investigación hidrogeológica, hacen necesario llevar a cabo una actualización del conocimiento de los acuíferos subyacentes. Uno de los principales cambios que tuvo lugar en la zona de estudio fue el encauzamiento del río Guadalhorce en su desembocadura, llevado a cabo para paliar los efectos que generaban las inundaciones provocadas por la crecida del mismo. Tras las inundaciones históricas de 1989, en las que perdieron la vida varias personas y hubo cuantiosos daños materiales, las autoridades decidieron encauzar el río Guadalhorce y dividir en dos brazos su tramo final, antes de desembocar en el mar Mediterráneo. Estos trabajos tuvieron lugar entre 1997 y 2003 y dejaron aislado un complejo lagunar existente de la desembocadura del Guadalhorce. El tramo afectado por estas obras comprende 7 km, desde la costa hacia el interior (Figura 1), con 350 m de ancho y un calado de 2 m de profundidad, también en la desembocadura, donde el fondo del cauce se encuentra a 2 m b.n.m.

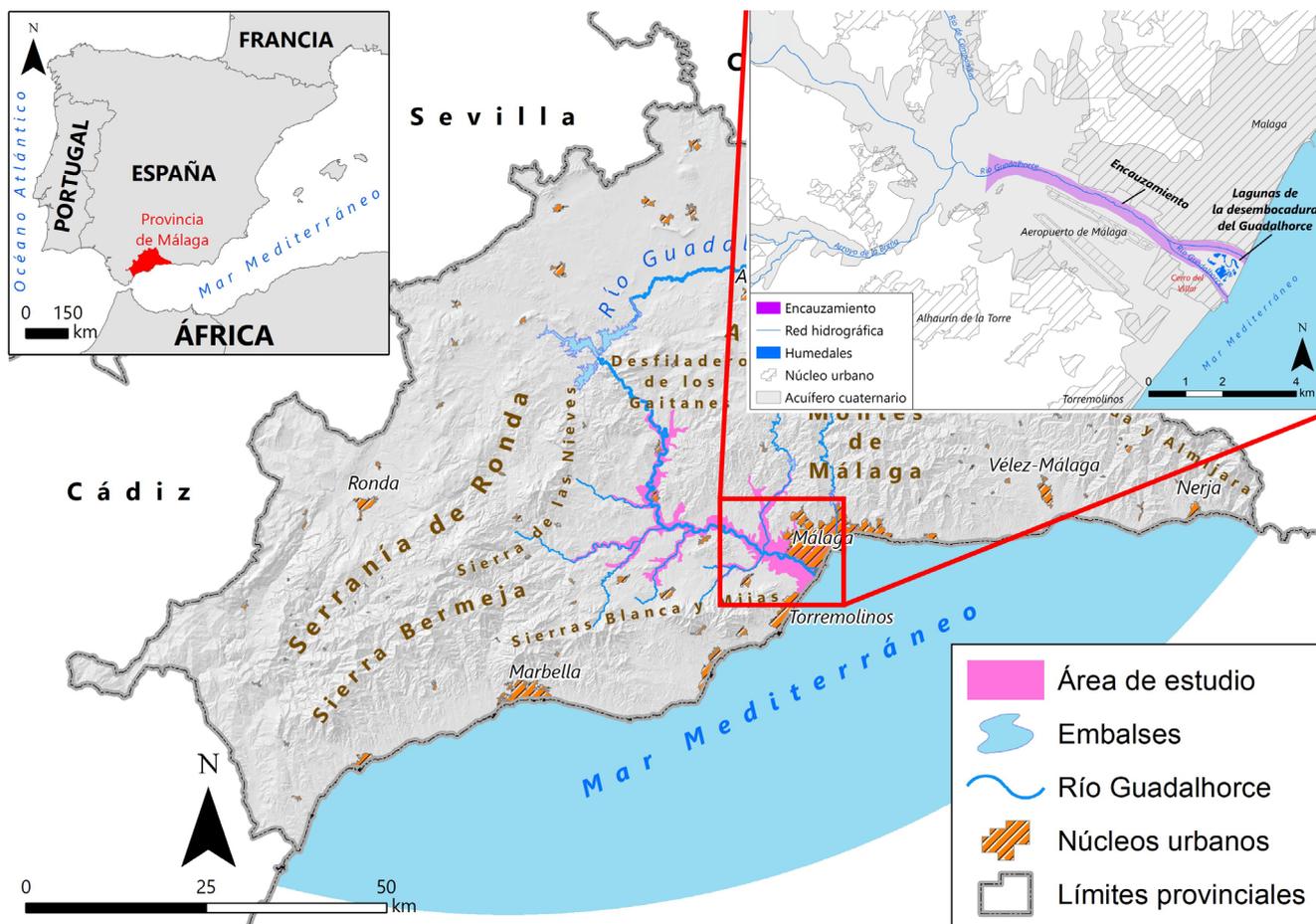


Figura 1. Localización del área de estudio dentro de la provincia de Málaga (tomado de Nieto, 2020), así como planta del encauzamiento del río Guadalhorce en su desembocadura.

Figure 1. Location of the study area within the Málaga province (taken from Nieto, 2020) and sketch of the Guadalhorce River channelization in its mouth.

La agricultura ha sido el principal uso del suelo a lo largo de la historia en el valle del Guadalhorce, con plantaciones relativamente recientes de cítricos, árboles frutales y vegetales, así como otras modalidades de cultivos con y sin regadío. Además, los cultivos de caña de azúcar, con unas altas necesidades hídricas, eran mayoritarios cerca del sector costero, en la desembocadura. No obstante, en las dos últimas décadas ha tenido lugar la desaparición de todas las tierras cultivadas cerca de la orilla del río Guadalhorce y en la desembocadura, que dieron paso a un área inundable controlada, de extensión considerable. Aun así, han tenido lugar otros cambios en el territorio, tales como la ampliación del aeropuerto de Málaga, con una nueva pista, o de las zonas industriales de la margen izquierda del río Guadalhorce, además del aumento de las zonas residenciales y de ocio en ambas márgenes. Estos notables cambios en el uso del suelo hicieron necesaria una actualización de los conocimien-

tos hidrogeológicos en el área, que fue llevado a cabo en la tesis doctoral de Nieto (2020), algunos de cuyos resultados se sintetizan en el presente artículo.

2. Antecedentes e historia reciente del Bajo Guadalhorce

Las características hidrogeológicas del Bajo Guadalhorce han sido objeto de varios estudios elaborados con anterioridad.

Los trabajos realizados por el IGME (1977, 1983) destacan como los primeros antecedentes en lo que respecta a la geometría y definición de los acuíferos del Bajo Guadalhorce, ya que no existían estudios previos sobre la hidrogeología del área. En dichos estudios se llevaron a cabo campañas de geofísica y de perforación de sondeos y ensayos de bombeo, así como una profunda caracterización hidrodinámica e hidroquímica de los acuíferos. Posteriormente, Linares et

al. (1995) realizaron un detallado estudio, tras recopilar y reinterpretar columnas litológicas e información geofísica, para redefinir los límites y geometría de los acuíferos del Bajo Guadalhorce.

El ITGE (1996) efectuó una síntesis y reinterpretación de los parámetros hidrogeológicos calculados en el área, con el fin de llevar a cabo un modelo de flujo. Otros trabajos posteriores también estudiaron las características hidrodinámicas e hidroquímicas de los acuíferos subyacentes (GHUMA-EMASA, 1996; Andreo *et al.*, 2002; Carrasco *et al.*, 2003; Vadillo *et al.*, 2007; INECO, 2007).

En el Bajo Guadalhorce también se han realizado estudios sobre la calidad de las aguas tanto subterráneas como superficiales. Los trabajos del IGME (1983) y Linares *et al.* (1983, 1988) permitieron conocer la calidad de las aguas para diferentes usos, así como la existencia de intrusión marina en el sector de la desembocadura.

Ya en el siglo XXI, Sánchez (2010) evaluó el estado cuantitativo y cualitativo de la denominada masa de agua subterránea del Bajo Guadalhorce para la implementación de la Directiva Marco del Agua, mientras que Urresti *et al.* (2012, 2015), Gambero (2015), Urresti (2016), Vadillo *et al.* (2016, 2018) y Llamas *et al.* (2020) estudiaron la presencia y origen de ciertos contaminantes en las aguas como fertilizantes, pesticidas y compuestos emergentes.

La tesis doctoral de Nieto (2020) constituye una investigación hidrogeológica reciente en el Bajo Guadalhorce, en el marco de la cual se ha llevado a cabo una actualización del funcionamiento y estado hidrogeológico de los acuíferos, una modelización del acuífero cuaternario y un estudio del contexto hidrológico de los humedales de la desembocadura. El presente artículo constituye un resumen de dicha tesis doctoral.

3. Geología y acuíferos del Bajo Guadalhorce

La cuenca sedimentaria de Málaga o del Bajo Guadalhorce está constituida por sedimentos post-orogénicos terciarios y cuaternarios (Figura 2), que son discordantes sobre materiales pertenecientes a los complejos geológicos Alpujárride y Maláguide de la Cordillera Bética (IGME, 1983; Sanz de Galdeano y López Garrido, 1991). Concretamente, el relleno de la cuenca se apoya sobre un substrato de rocas pertenecientes al Complejo Alpujárride en el sector meridional (sie-

rra de Mijas) y central (sierra de Cártama), sobre materiales del Complejo Maláguide en el borde nororiental (Montes de Málaga) y sobre arcillas cretácico-terciarias del Flysch del Campo de Gibraltar en la zona noroeste de la cuenca (Sanz de Galdeano y López Garrido, 1991). Los sedimentos post-orogénicos presentan cierta inclinación en los bordes de la cuenca y están horizontales en la parte central.

Los depósitos más antiguos del relleno sedimentario de la cuenca son calcarenitas y conglomerados del Mioceno Superior. Sobre éstos, discordantes, se sitúan materiales pliocenos formados por un conglomerado basal, discontinuo lateralmente, y una potente serie de margas con intercalaciones arenosas hacia techo. La secuencia sedimentaria termina con materiales cuaternarios (Linares *et al.*, 1995): brechas, conglomerados y travertinos en los bordes cercanos a las sierras carbonatadas; y sedimentos aluviales (cantos rodados, arenas y limos) en la llanura del río Guadalhorce y sus afluentes, así como arenas de playa en la costa. Estos sedimentos cuaternarios encuentran su mayor desarrollo entre el río Campanillas y el mar Mediterráneo.

Los materiales de interés acuífero que existen en la cuenca sedimentaria de Málaga (Figuras 2 y 3) se agrupan en la denominada masa de agua subterránea del Bajo Guadalhorce, que ocupa una extensión de 270 km². Para ofrecer una visión general de la distribución de estos materiales en profundidad se han llevado a cabo varios cortes hidrogeológicos (véase situación en la Figura 3), elaborados a partir de la bibliografía existente y modificados con datos actualizados en el marco de la tesis doctoral de Nieto (2020). En el corte hidrogeológico I-I' (Figura 4) se muestran, de manera simplificada, los principales acuíferos existentes en el área de estudio, que se describen a continuación (IGME, 1983; Linares *et al.*, 1995; ITGE, 1996).

3.1. Acuífero superior plioceno

Se trata de un acuífero semiconfinado (Linares *et al.*, 1995), formado por las intercalaciones de arenas y gravas ubicadas hacia el techo de la secuencia margosa pliocena, cuya potencia puede alcanzar hasta varias decenas de metros. Estos niveles detríticos se han detectado principalmente en el sector comprendido entre la confluencia del río Campanillas con el Guadalhorce y la costa. En el sector central del valle es

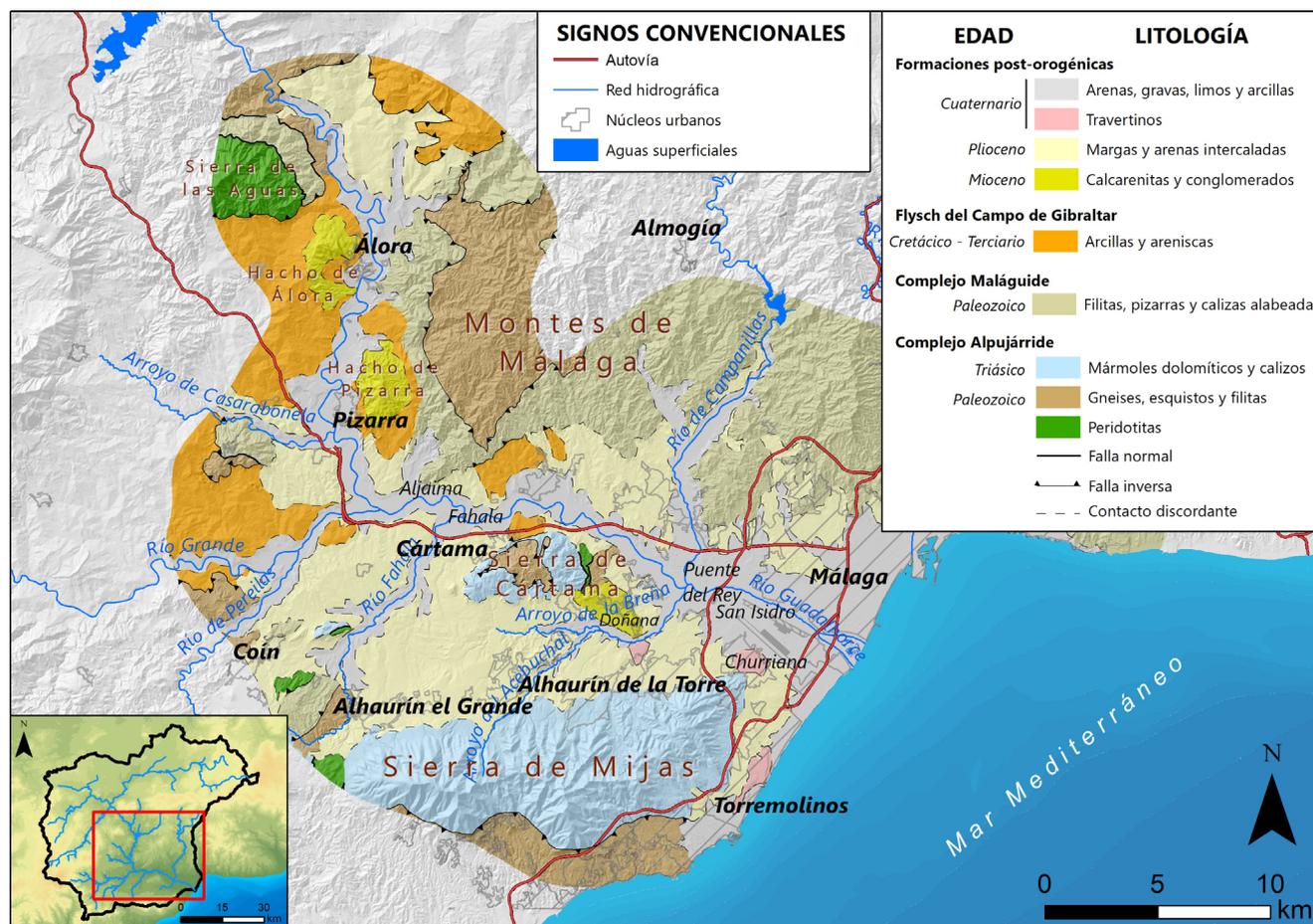


Figura 2. Mapa geológico del Bajo Guadalhorce. Elaborado a partir de IGME (1978) (tomado de Nieto, 2020).

Figure 2. Geological map of the Bajo Guadalhorce. Made from IGME (1978) (taken from Nieto, 2020).

donde el acuífero superior plioceno alcanza una extensión lateral de entre 1 y 2 km y los máximos espesores. El análisis y reinterpretación de columnas litológicas que se ha llevado a cabo en el marco de la tesis doctoral de Nieto (2020) ha permitido completar el realizado por Linares *et al.* (1995), gracias a la obtención de nueva información procedente de perforaciones más recientes y de sondeos surgentes en el sector costero. A partir de esta información se ha constatado la conexión hidrogeológica entre el acuífero superior plioceno y el inmediatamente superior –acuífero cuaternario– (Figura 5), de forma análoga a lo que ocurre en otros acuíferos costeros mediterráneos como el del río Vélez (García Aróstegui *et al.*, 2007) o el del río Llobregat (Gàmez, 2007). Esta conexión hidrogeológica puede tener su origen en la erosión de la serie estratigráfica pliocena, previa al depósito de los sedimentos del Cuaternario (Figura 5).

Existen abundantes sondeos cuyo objetivo era captar agua del acuífero superior plioceno,

sobre todo en los sectores de más espesor, aunque hace unas décadas su explotación (Linares *et al.*, 1995) era mayor que en la actualidad. No obstante, la tubería de muchos de los sondeos se ranuraba para obtener agua procedente tanto de este acuífero como del cuaternario, lo que contribuye a la conexión hidrogeológica entre ambos acuíferos a través de las perforaciones. En algunos sectores se han podido calcular valores de transmisividad del orden de 120-240 m²/día mediante ensayos de bombeo realizados en diversos sondeos (Linares *et al.*, 1988).

3.2. Acuífero cuaternario

Ocupa una extensión de 115 km² desde Álora hasta el mar. Está formado por sedimentos depositados como consecuencia de la dinámica fluvial del río Guadalhorce, básicamente arenas, gravas, cantos, limos y arcillas, que se apoyan discordantes sobre los materiales pliocenos.

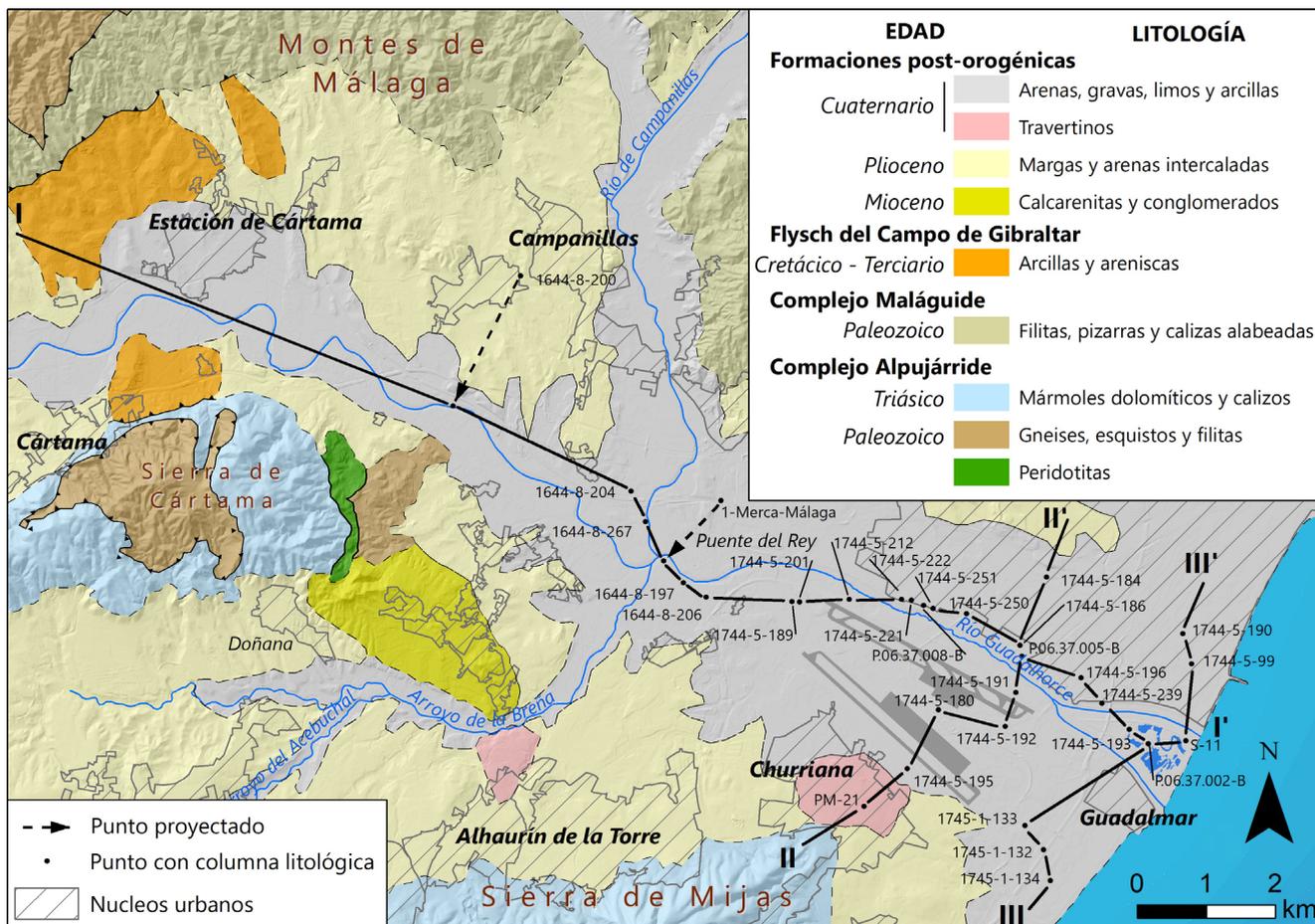


Figura 3. Mapa hidrogeológico del Bajo Guadalhorce y localización de los cortes hidrogeológicos I-I' a III-III' (tomado de Nieto, 2020).

Figure 3. Hydrogeological map of the Bajo Guadalhorce and location of the I-I' to III-III' hydrogeological sketches (taken from Nieto, 2020).

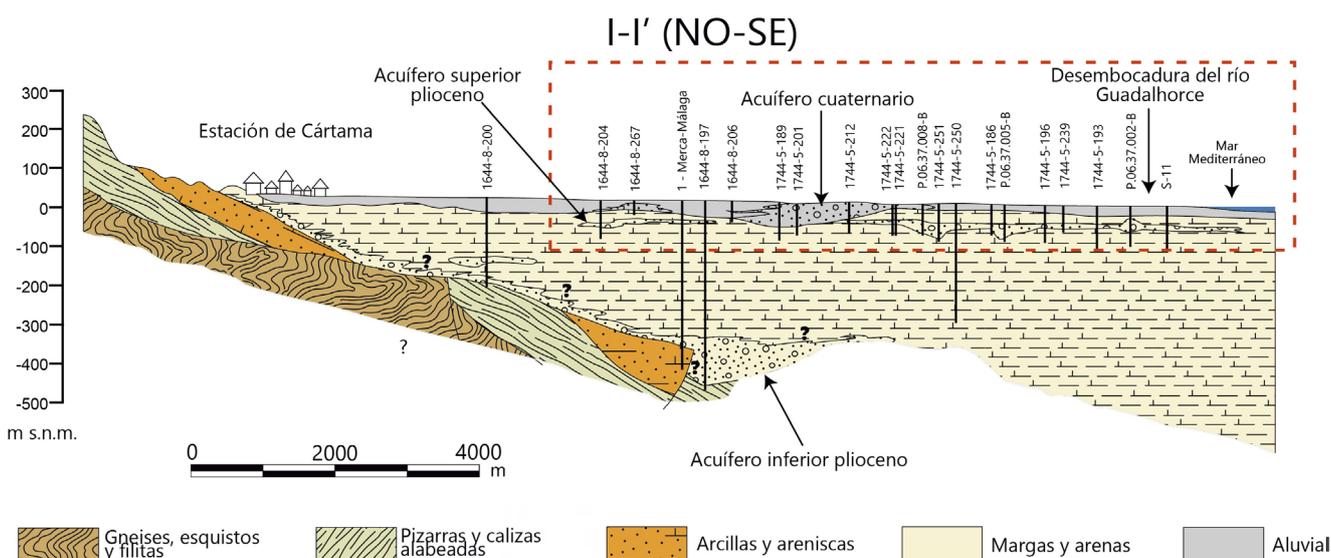


Figura 4. Corte hidrogeológico I-I' del Bajo Guadalhorce (modificado de Vadillo et al., 2007). Véase situación del corte en la Figura 4. El recuadro rojo en línea discontinua indica la zona sobre la que se ha realizado un corte de detalle (Fig. 6).

Figure 4. Hydrogeological sketch I-I' of the Bajo Guadalhorce (modified from Vadillo et al., 2007). See location of the sketch in Figure 4. The red square indicates the area where a more detailed sketch has been carried out (Fig. 6).

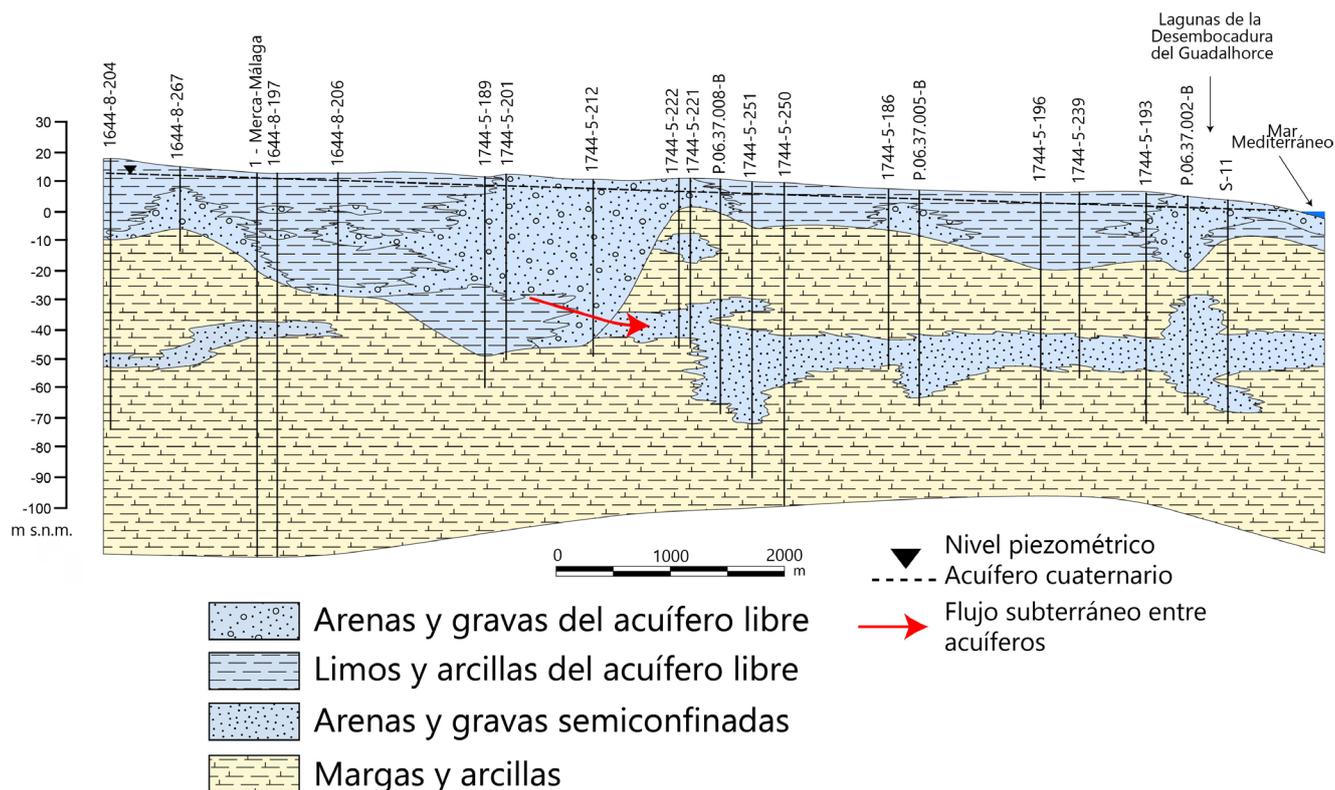


Figura 5. Detalle del corte hidrogeológico I-I' de la Figura 4, basado en el corte realizado originalmente por Linares *et al.*, (1995) y modificado por Nieto (2020). Véase situación del corte en la Figura 4.

Figure 5. Detail of the hydrogeological sketch I-I' of Figure 4, based on the original sketch made by Linares *et al.* (1995) and modified by Nieto (2020). See location in Figure 4.

La potencia media es de aproximadamente 15 metros, aunque los mayores espesores (30-60 m) se encuentran en la margen derecha del río, en las inmediaciones del aeropuerto de Málaga y Puente del Rey, donde se detecta un paleocauce con gran interés hidrogeológico. Los sedimentos en esta margen son de tamaño de grano más grueso, al contrario que en el sector septentrional, donde son más finos - probablemente debido a la naturaleza pizarrosa del área fuente (Montes de Málaga)- (Linares *et al.*, 1995).

En la zona de Puente del Rey se definió, de forma aproximada, la disposición geométrica de los tramos detríticos que forman este acuífero en la vertical (IGME, 1983). Se identificó una serie de paquetes de gravas y arenas, separados por delgadas capas de finos (limos y arcillas), que ponen de manifiesto el carácter multicapa de la formación cuaternaria, lo que a su vez se traduce en una variación de la conductividad hidráulica vertical (K_v) en algunos tramos.

Los ensayos de bombeo realizados en el acuífero cuaternario permiten obtener valores de transmisividad comprendidos entre 4.800 y 10.000 $m^2/día$, según el informe del IGME (1983), con

caudales extraíbles en sondeos de unos 50 l/s. En el mismo estudio se estimó que la permeabilidad es del orden de 10^{-3} m/s (~ 102 m/día) y el coeficiente de almacenamiento de entre 10^{-2} y 10^{-4} . En otro informe, el ITGE (1996) aportó valores medios de permeabilidad de 220 m/día y transmisividades de 5,3 a 765 $m^2/día$, así como de porosidad eficaz entre 5 y 10%. Por otro lado, en el estudio de INECO (2007) se mencionan valores de transmisividad de hasta 2.036 $m^2/día$ y valores de permeabilidad desde 0,002 hasta 432 m/día. Nieto (2020) hizo una recopilación de datos de permeabilidad y transmisividad de este acuífero y sugirió descartar valores que pueden ser considerados como anormalmente altos. Estimó un valor medio de permeabilidad del orden de 35 m/día y, con la consideración de un espesor saturado medio de 25 m, una transmisividad que se aproximaría a los 1.000 $m^2/día$. Estos valores se encuentran dentro de los órdenes de magnitud de otros acuíferos aluviales del litoral mediterráneo español, algunos de ellos situados en contextos paleogeográficos y sedimentarios similares e incluso relativamente próximos (río Vélez, Motril-Salobreña) (ADARO, 1975; IGME, 1981; ITGE, 1990; IGME, 2002; Ga-

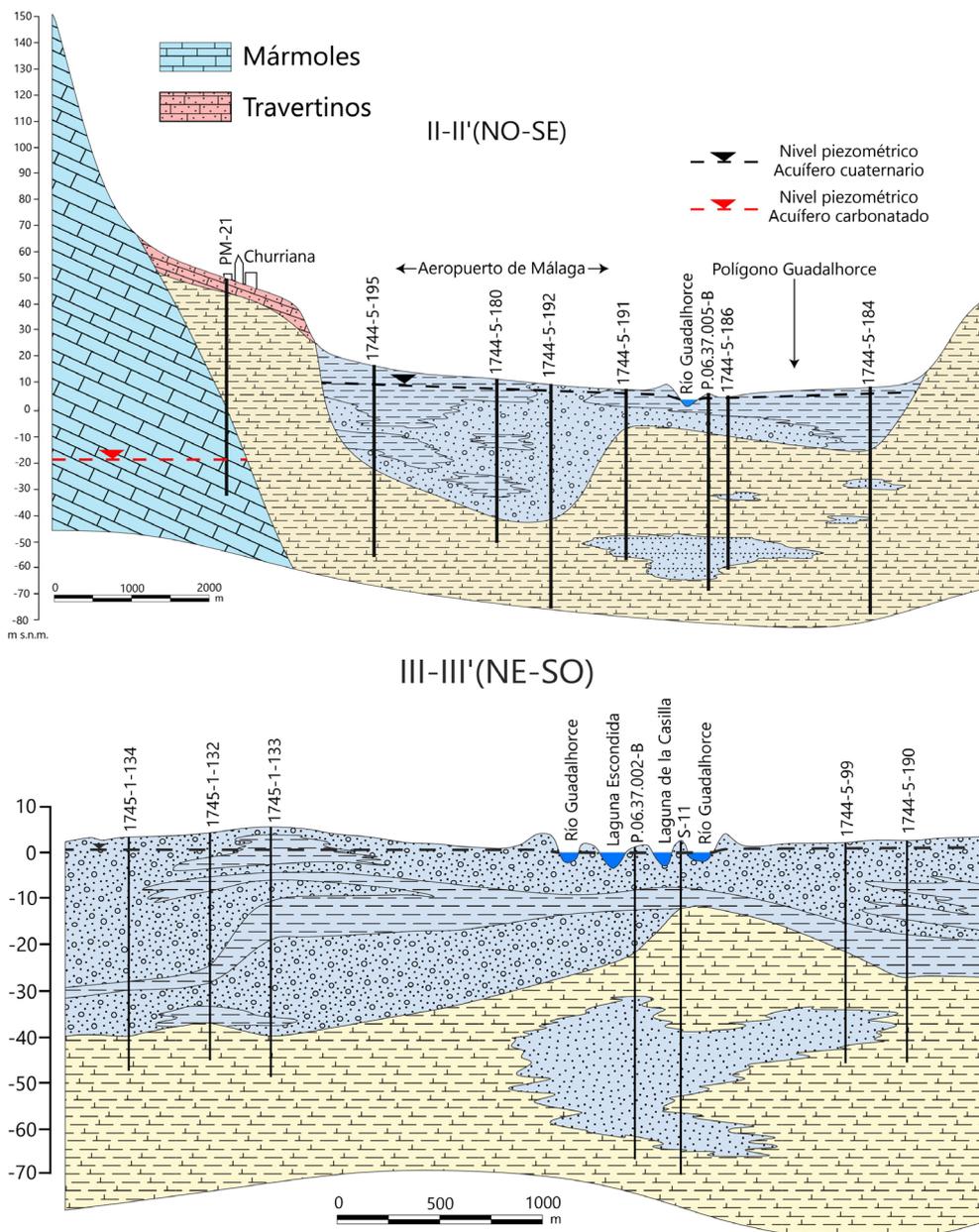


Figura 6. Cortes hidrogeológicos II-II' y III-III' del Bajo Guadalhorce, transversales al río (tomados de IGME, 1983 y Linares *et al.*, 1995, y modificados por Nieto, 2020). El nivel piezométrico señalado en el acuífero carbonático (corte II-II') corresponde al medido en septiembre de 2016. Véase situación de los cortes en la Figura 3 y leyenda en la Figura 5.

Figure 6. Hydrogeological sketches II-II' and III-III' of the Bajo Guadalhorce, transversal to the Guadalhorce River (taken from IGME, 1983, and Linares *et al.*, 1995, and modified by Nieto, 2020). Groundwater table of the carbonate aquifer (sketch II-II') corresponds to the piezometric level measured on September 2016. See location of sketches in Figure 3 and legend in Figure 5.

rrido Schneider, 2003; García Aróstegui *et al.*, 2007; Calvache *et al.*, 2009).

Otros cortes hidrogeológicos que ilustran la geometría detallada de los acuíferos se observan en la Figura 6, realizados a partir de las columnas litológicas de sondeos perforados por el IGME, por el IRYDA y por INECO (IGME, 1983; Linares *et al.*, 1995; INECO, 2007; Nieto, 2020), así como por la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas y el CEHIUMA.

Los sedimentos del acuífero aluvial cuaternario podrían estar hidrogeológicamente conectados con los travertinos y abanicos aluviales que existen en la margen derecha del río, asociados a los afloramientos carbonáticos de la sierra de Mijas (Andreo *et al.*, 2002). Asimismo, los materiales aluviales cuaternarios están en conexión con las arenas de playa del sector costero.

4. Evolución hidrodinámica

4.1. Registros piezométricos

Los registros históricos de la red de control del IGME en el acuífero cuaternario comenzaron en 1974 y muestran unas variaciones piezométricas estacionales de entre 1 y 2 metros (Figura 7). No obstante, en años extremadamente secos -1983, 1994- y/o en condiciones de bombeos que tenían lugar para abastecimiento urbano y regadío se originaban descensos notables de las cotas piezométricas, que en el sector costero se llegaban a situar por debajo del nivel del mar, con la consiguiente aparición de intrusión marina. Aun así, las evoluciones piezométricas ponen de manifiesto que no ha existido una situación de sobreexplotación continuada en este acuífero. Por el contrario, las cotas piezométricas más altas se registraron en años excepcionalmente húmedos, tales como 1990 o 2010.

No se detectan tendencias marcadas en el nivel piezométrico del acuífero cuaternario, aunque en los piezómetros del sector costero (1744-5-194 y P-3; Figura 7) se aprecia una disminución en las variaciones a partir de 1998, aproximadamente.

En la Figura 8 se muestran registros piezométricos de diversos sondeos cuya tubería está ranurada exclusivamente en el tramo de acuífero superior plioceno, en los que se aprecian variaciones superiores a los 5 metros hasta mediados de la década de 1990 y cotas negativas (excepto en épocas de aguas altas y ausencia de bombeos). A finales de dicha década, aproximadamente, se observa una tendencia ascendente, con cotas positivas en los puntos medidos y con variaciones de menor amplitud (1,5 – 2 m). La magnitud de los ascensos y descensos de las cotas piezométricas en el periodo previo al año 2000, cuando tenían lugar importantes bombeos para riego y abastecimiento urbano, pone de manifiesto el carácter confinado que presenta el acuífero superior plioceno. Tal es así, que tras fuertes precipitaciones algunos sondeos pueden llegar a ser surgentes.

Los informes técnicos existentes sobre el Bajo Guadalhorce planteaban una relación hidrogeológica entre el acuífero superior plioceno y el cuaternario, según la cual el segundo recargaría al primero (IGME, 1983; Linares *et al.*, 1988). La comunicación podría producirse de manera natural (Figura 5) y/o por los muchos sondeos que los conectan y permiten captar agua de ambos acuí-

feros a la vez (ITGE, 1996), dado que son los acuíferos de mayor interés hidrogeológico en la cuenca sedimentaria del Bajo Guadalhorce. No obstante, al comparar parejas de piezómetros (Figura 9) que captan agua exclusivamente de dichos acuíferos, de forma independiente, se detecta un cambio en la tendencia de los niveles desde mediados de la década de 1990 (Figuras 10, 11 y 12). Concretamente, se constata una elevación generalizada de las cotas piezométricas del acuífero superior plioceno por encima de las registradas en el acuífero cuaternario.

El cambio en la evolución piezométrica se registra en todo el acuífero superior plioceno y se ha mantenido con el tiempo, debido al cese de los bombeos que se realizaban para el abastecimiento de la ciudad de Málaga y para regadío en el sector de la desembocadura. La paralización de las extracciones estuvo condicionada por los problemas de calidad del agua (salinización y contaminación) y se vio favorecido por las obras de encauzamiento del río Guadalhorce, ya que se eliminaron muchos de los sondeos que captaban agua del acuífero, así como superficies de cultivo.

El punto P.06.37.007-B presenta un comportamiento piezométrico irregular a partir de 2015 (Figura 11), que podría deberse a algún tipo de obstrucción en el sondeo o a la comunicación con de los acuíferos superior plioceno y cuaternario (cotas muy similares entre 2016 y 2018). Además, los sondeos P.06.37.002-B (Figura 11) y S-11 (Figura 12) llegan a ser surgentes en condiciones de aguas altas, lo que es un reflejo de las condiciones confinadas o semiconfinadas en las que se encuentra el acuífero superior plioceno. Este hecho es compatible con la comunicación hidrogeológica, que se plantea en el marco de la tesis doctoral de Nieto (2020), entre los acuíferos cuaternario y superior plioceno en el sector de Puente del Rey-San Isidro (Figura 5).

La información disponible parece indicar que, en la actualidad, el acuífero superior plioceno presenta un comportamiento hidrodinámico no influenciado, en régimen casi natural, con la cota piezométrica más elevada que la del acuífero cuaternario. Por tanto, el funcionamiento descrito en los trabajos e informes previos, en los que se indicaba que el acuífero cuaternario recargaba al superior plioceno, no parece que siga siendo así en la actualidad. Únicamente podría existir una recarga desde el acuífero cuaternario al superior plioceno en los puntos del sector central del valle donde puedan presentar conexión (zona de Puente del Rey-San Isidro (Figura

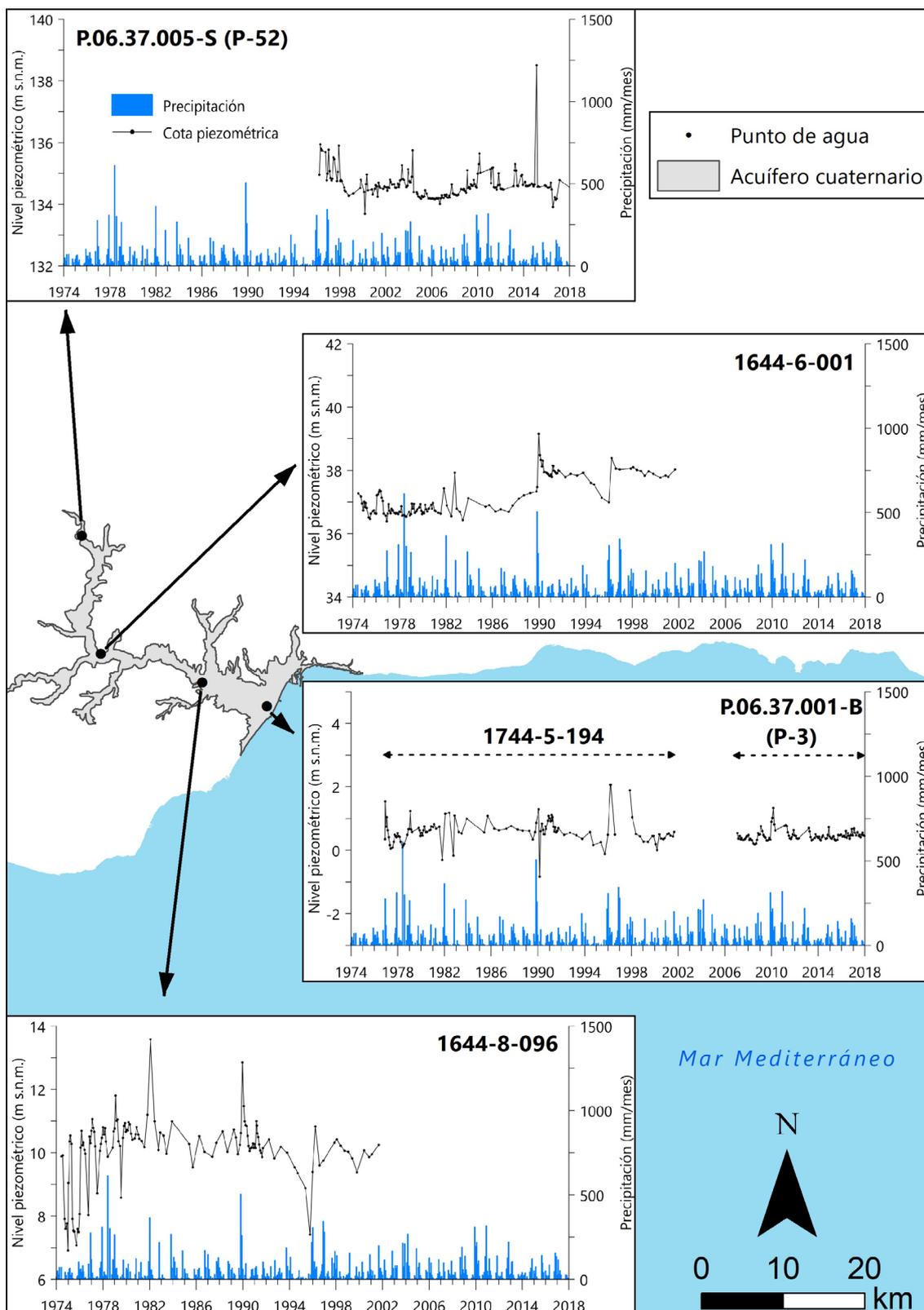


Figura 7. Evoluciones piezométricas de varios piezómetros pertenecientes a la red de control del IGME y de la DHCMA cuya entubación está ranurada, exclusivamente, en el acuífero cuaternario. Nótese los registros correspondientes a los piezómetros 1744-5-194 y P.06.37.001-B (P-3), que por su cercanía y similar columna litológica se han dibujado en la misma gráfica (tomada de Nieto, 2020).

Figure 7. Piezometric time series of several piezometers belonging to the IGME and the DHCMA monitoring network, that take water from the Quaternary aquifer. See time series of piezometers 1744-5-194 and P-06.37.001-B (P-3), which have been drawn in the same plot because their vicinity and their similar lithological profiles (taken from Nieto, 2020).

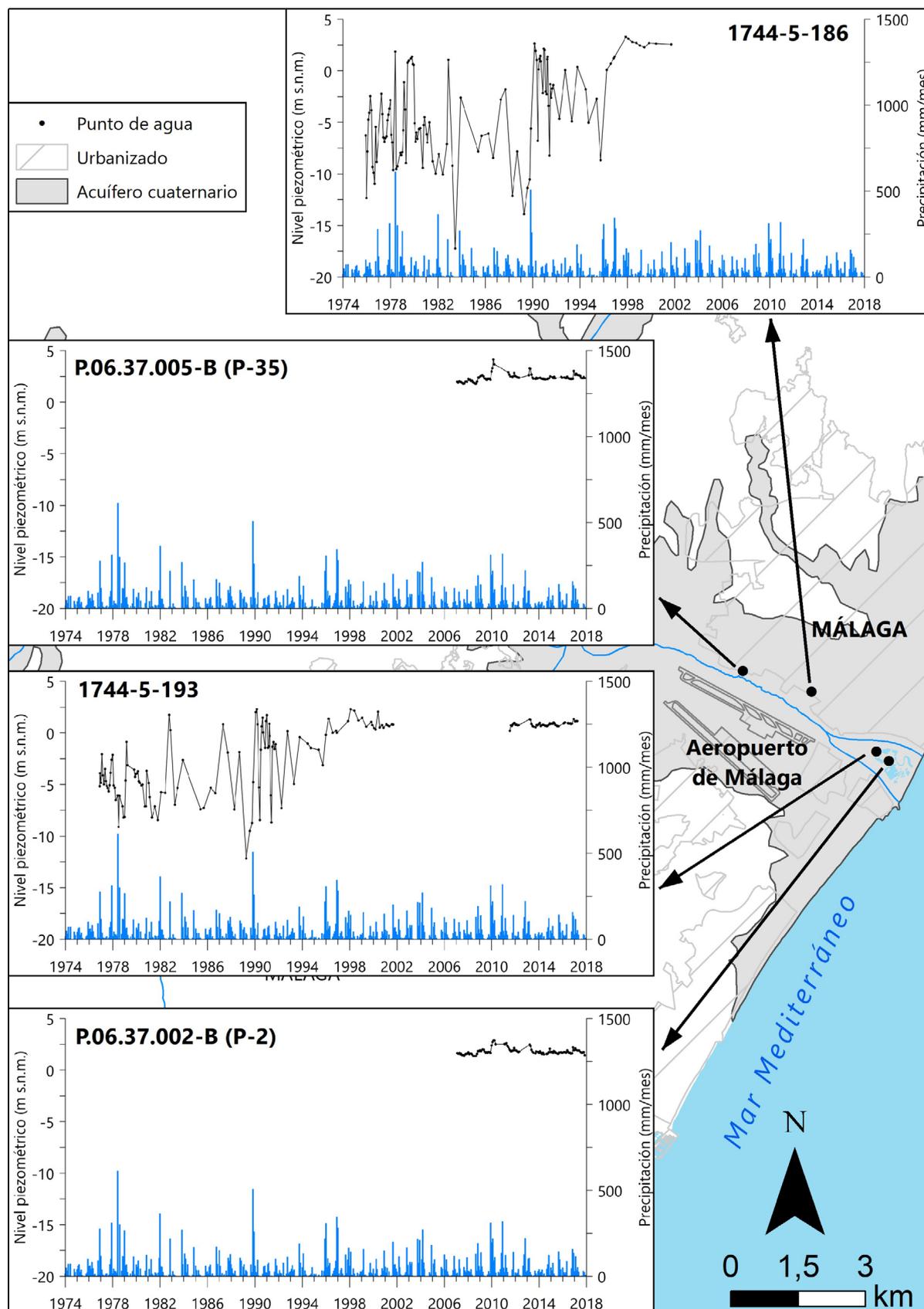


Figura 8. Evoluciones piezométricas de varios piezómetros pertenecientes a la red de control del IGME y de la DHCMA cuya entubación está ranurada, exclusivamente, en el acuífero superior plioceno (tomada de Nieto, 2020).

Figure 8. Piezometric time series of several piezometers belonging to the IGME and the DHCMA monitoring network, that take water from the Upper Pliocene aquifer (taken from Nieto, 2020).

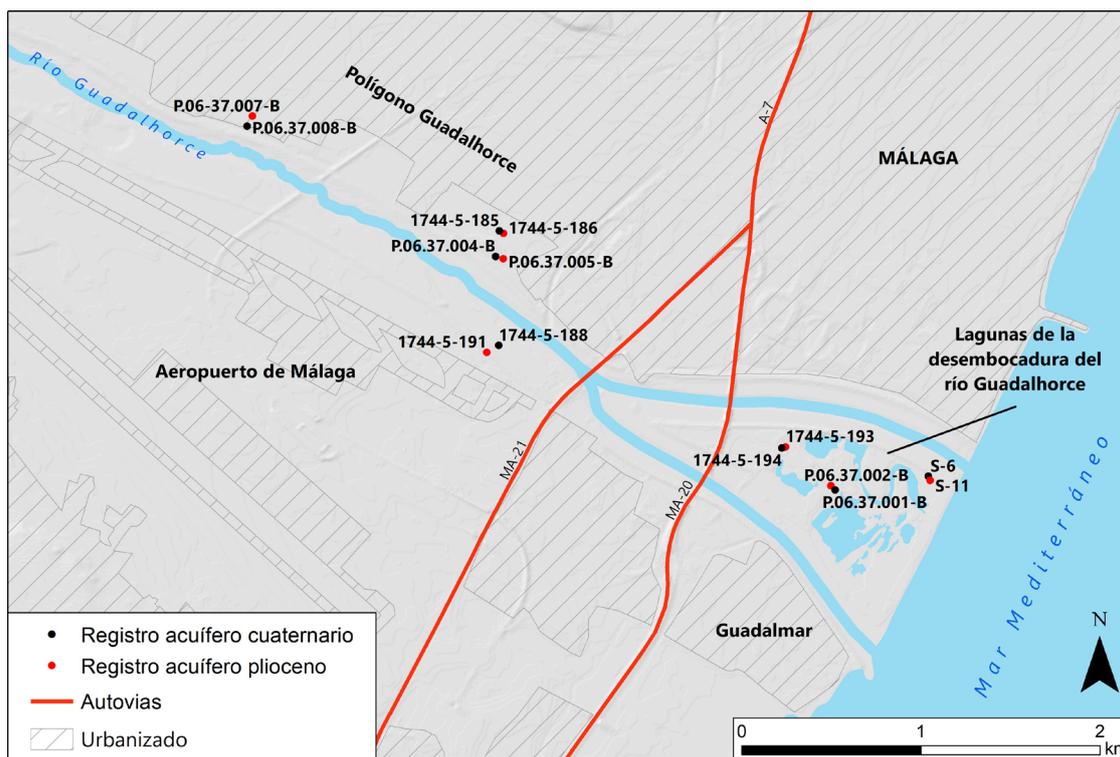


Figura 9. Localización de las parejas de piezómetros que se construyeron expresamente para comparar las evoluciones piezométricas de los acuíferos cuaternario y superior plioceno. Véanse registros en las Figuras 10, 11 y 12 (tomada de Nieto, 2020).

Figure 9. Location of the pairs of piezometers drilled to compare the groundwater table of both Quaternary and Upper Pliocene aquifers. See time series plots in Figures 10, 11 and 12 (taken from Nieto, 2020).

5), y una recarga en el sentido contrario en los sondeos que captan agua de ambos acuíferos en el sector de la desembocadura.

4.2. Isopiezas

Las campañas históricas de piezometría llevadas a cabo en el acuífero cuaternario por el IGME permitieron observar que la descarga natural del acuífero aluvial se dirige hacia el mar mediante flujo subterráneo y hacia el cauce del río Guadalhorce, en su desembocadura, con un gradiente medio del 1,5‰ (Linares *et al.*, 1988). El río puede considerarse como ganador en el sector de la desembocadura. En ciertos puntos cercanos al mar se registraron cotas piezométricas negativas, debido a los bombeos intensos que entonces se producían. En este sentido, resultan especialmente llamativos los conoides piezométricos detectados en la campaña de octubre de 1982 (Figura 13), cuando la isopieza de cota -1 m s.n.m. llegó a penetrar hasta 4 km tierra adentro.

En la desembocadura del río ha habido históricamente una depresión piezométrica con cotas negativas (Figura 13), debido al bombeo de agua

para riego de los cultivos de caña de azúcar que había en la denominada finca de La Isla, lo que conllevaba la existencia de intrusión marina (Linares *et al.*, 1988; Andreo *et al.*, 2002; Carrasco *et al.*, 2003).

En la tesis de Nieto (2020) se llevó a cabo una actualización de la piezometría del acuífero cuaternario, en la que se efectuaron campañas de medidas con periodicidad mensual. En la Figura 14 se han representado las isopiezas correspondientes a abril de 2017. Se observa un comportamiento general prácticamente similar a la campaña de isopiezas de 1982, así como a otras realizadas en otros años, aunque parecen existir diferencias en el sector costero en lo que respecta a las cotas piezométricas puntuales.

Para llevar a cabo una aproximación más precisa de los cambios en la piezometría en el tramo bajo del valle del Guadalhorce durante los últimos 20 años, Nieto (2020) elaboró las Figuras 15 y 16, en las que se consideran un periodo de aguas altas y otro de aguas bajas de los años 1996 y 2017. En 1996 (Figura 15), tanto en la época de aguas altas (Figura 15A) como en la de aguas bajas (Figura 15B), las isopiezas indican

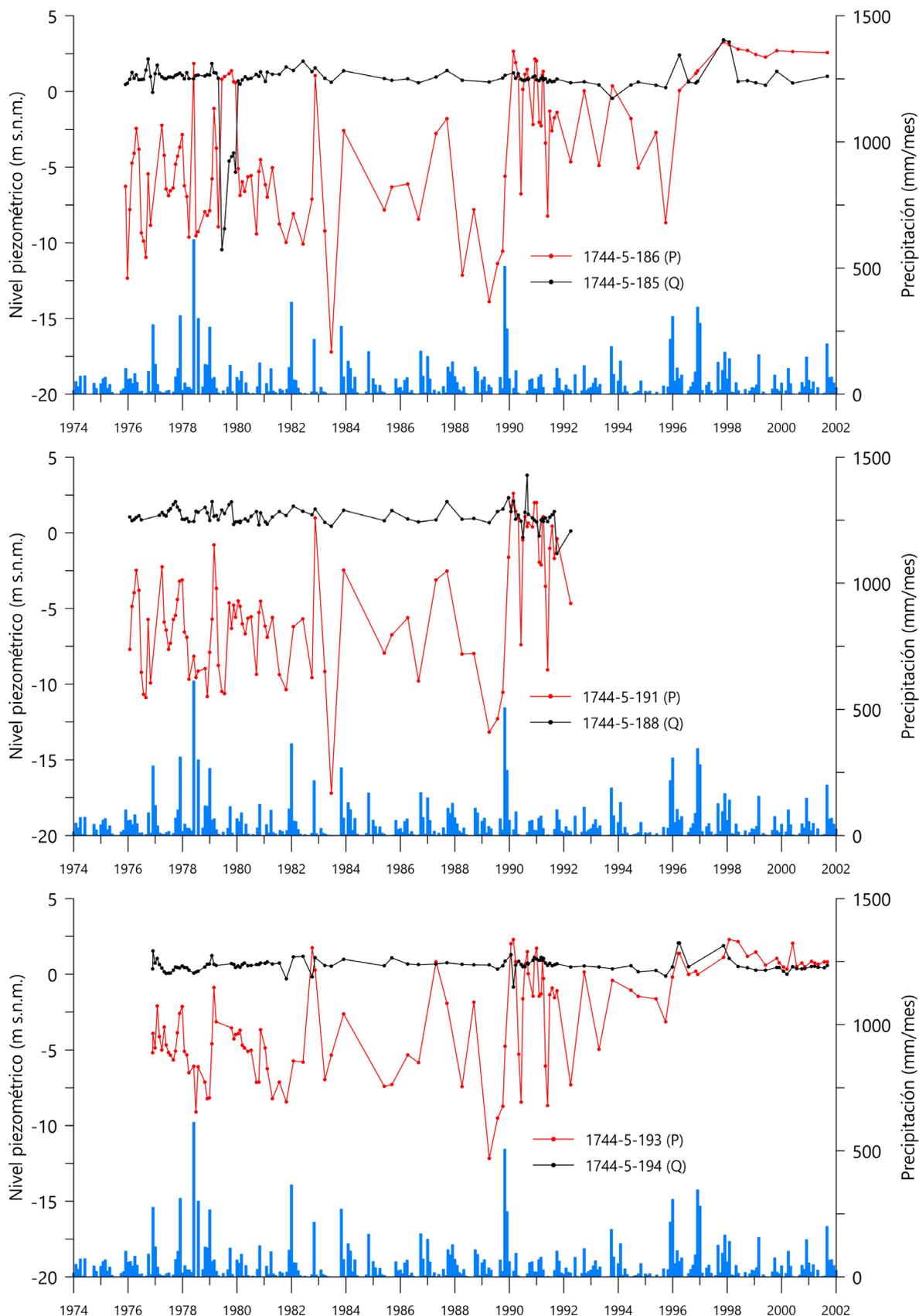


Figura 10. Evoluciones piezométricas de varios piezómetros construidos y controlados por el IGME. Véase localización en la Figura 10. P = acuífero superior plioceno, Q = acuífero cuaternario (tomada de Nieto, 2020; con datos históricos del IGME).

Figure 10. Times series of some piezometers monitored by the IGME. See location in Figure 10. P = upper Pliocene aquifer, Q = Quaternary aquifer (taken from Nieto, 2020, using data from IGME).

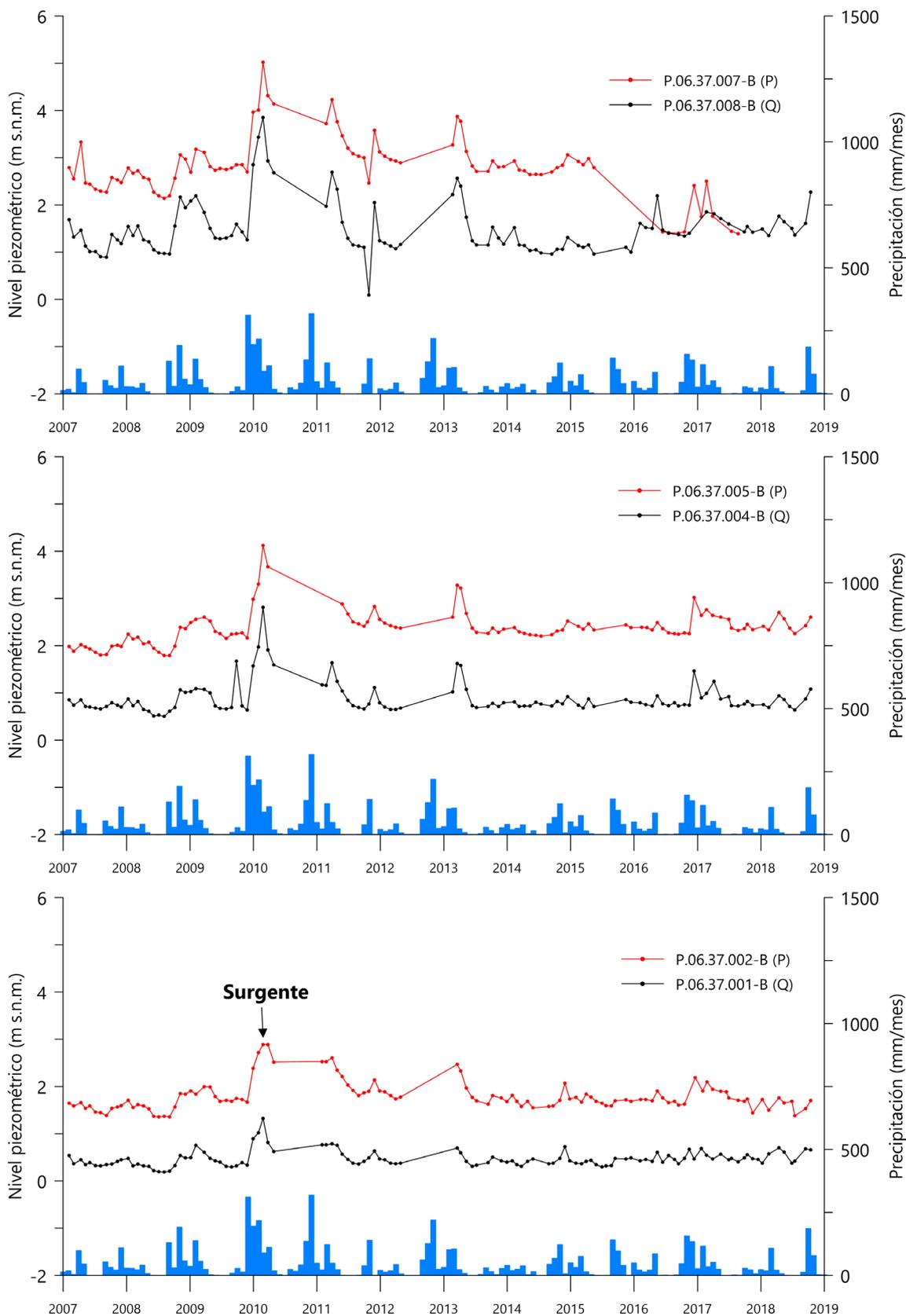


Figura 11. Evoluciones piezométricas de varios piezómetros construidos y controlados por la DHCMA. Véase localización en la Figura 10. P = acuífero superior plioceno, Q = acuífero cuaternario (tomada de Nieto, 2020, con datos propios y de la DHCMA).

Figure 11. Times series of some piezometers monitored by the DHCMA. See location in Figure 10. P = upper Pliocene aquifer, Q = Quaternary aquifer (taken from Nieto, 2020, using data from DHCMA and this research).

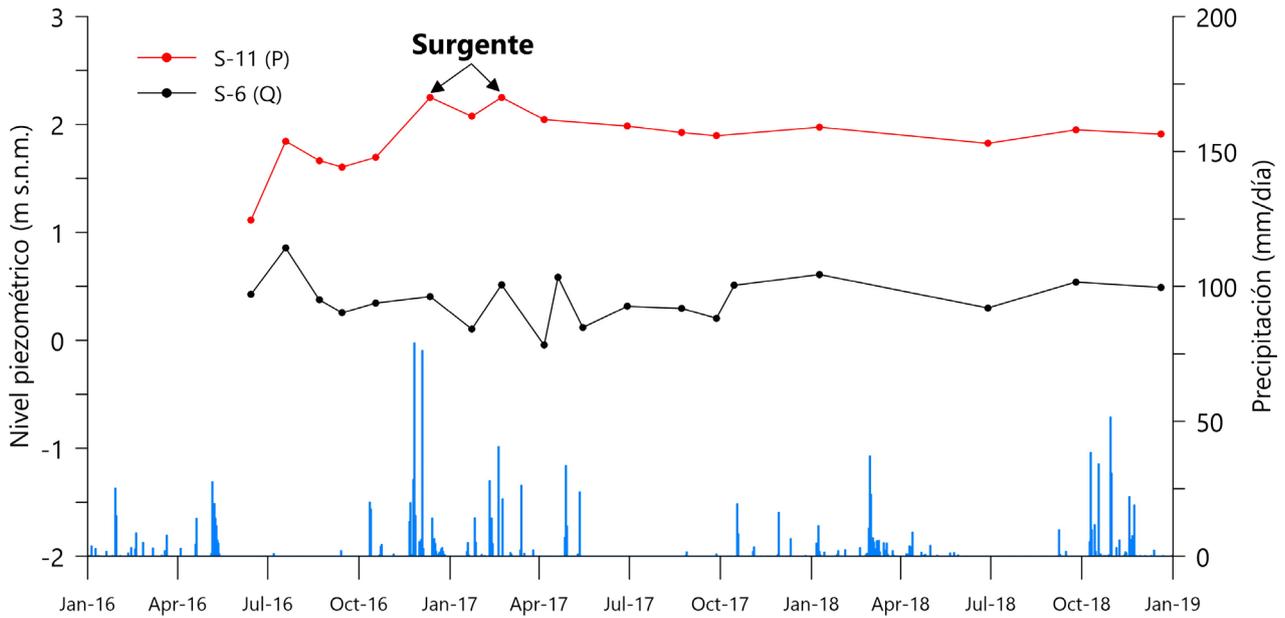


Figura 12. Evolución piezométrica en piezómetros construidos y controlados en el marco de la presente investigación. Véase localización en la Figura 10. P = acuífero superior plioceno, Q = acuífero cuaternario (tomada de Nieto, 2020).

Figure 12. Times series of some piezometers monitored in this research. See location in Figure 10. P = upper Pliocene aquifer, Q = Quaternary aquifer (taken from Nieto, 2020).

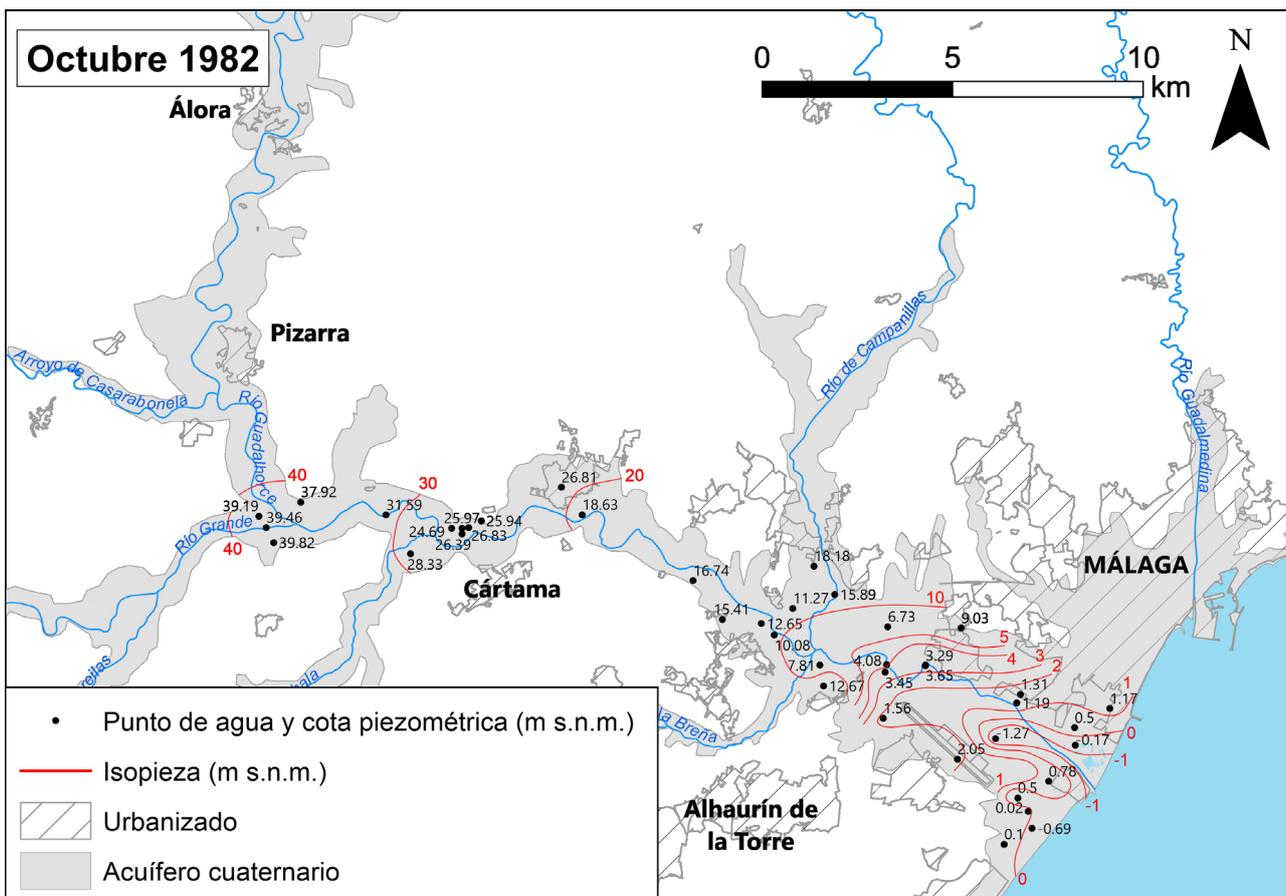


Figura 13. Mapa de isopiezas del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce en octubre de 1982 (elaborado por Nieto, 2020, a partir de datos del IGME).

Figure 13. Groundwater table map of the Quaternary aquifer of the Bajo Guadalhorce area in October 1982 (made by Nieto, 2020, using data from IGME).

un flujo generalizado desde el acuífero hacia el río Guadalhorce, aunque existe algún conoide piezométrico generado por bombeos puntuales. Además, en el mapa de mayo de 1996 es posible deducir un flujo preferencial de agua subterránea en la zona subyacente al aeropuerto de Málaga (margen derecha del río), coincidente con el paleocauce existente (Figura 6, corte II-II’).

La piezometría presenta cambios en 2017 (Figura 16), cuando se puede apreciar la bifurcación del cauce del río Guadalhorce tras su encauzamiento (1997-2003), así como las nuevas superficies urbanizadas. Tanto para el periodo de aguas altas (Figura 16A) como para el de aguas bajas (Figura 16B) se distinguen flujos de agua subterránea desde el acuífero hacia el río y hacia el mar. En el periodo de aguas altas las cotas piezométricas son hasta un metro superiores a las registradas en el de aguas bajas, en el que se llegan a apreciar cotas negativas en áreas

próximas a bombeos puntuales de agua subterránea. La comparación de las piezometrías correspondientes a la situación de aguas altas de 1996 (Figura 15A) y 2017 (Figura 16A) pone de manifiesto que la isopieza 1 m s.n.m. penetra más en el continente en el segundo caso, debido probablemente a la nueva situación hidrodinámica inducida por la bifurcación del río Guadalhorce, aunque no puede constatarse en la situación de aguas bajas (Figuras 15B y 16B).

Mediante mediciones topográficas de detalle, con un error de ± 8 mm y la referencia altimétrica del puerto de Málaga, se pudieron nivelar de forma precisa los puntos de agua existentes en el entorno de las lagunas antrópicas de la desembocadura del Guadalhorce, así como la altura de lámina de agua en ellos existente. Esto ha permitido la elaboración de varios mapas de isopiezas (Figura 17) para un periodo húmedo -febrero de 2017- y uno seco -agosto 2017-.

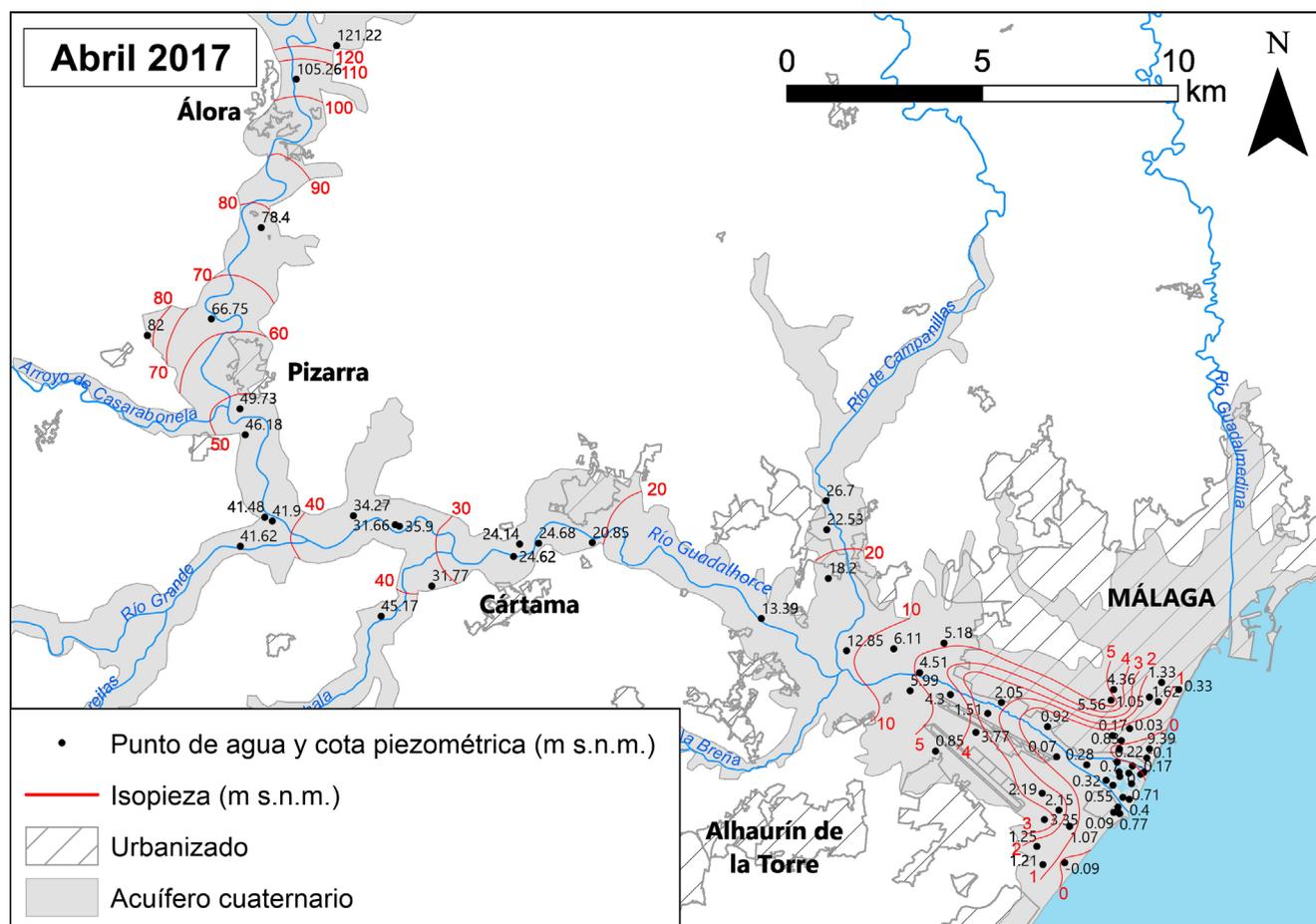


Figura 14. Mapa de isopiezas del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce realizado a partir de datos obtenidos en abril de 2017 (tomado de Nieto, 2020).

Figure 14. Groundwater table map of the Quaternary aquifer of the Bajo Guadalhorce area in April 2017 (taken from Nieto, 2020).

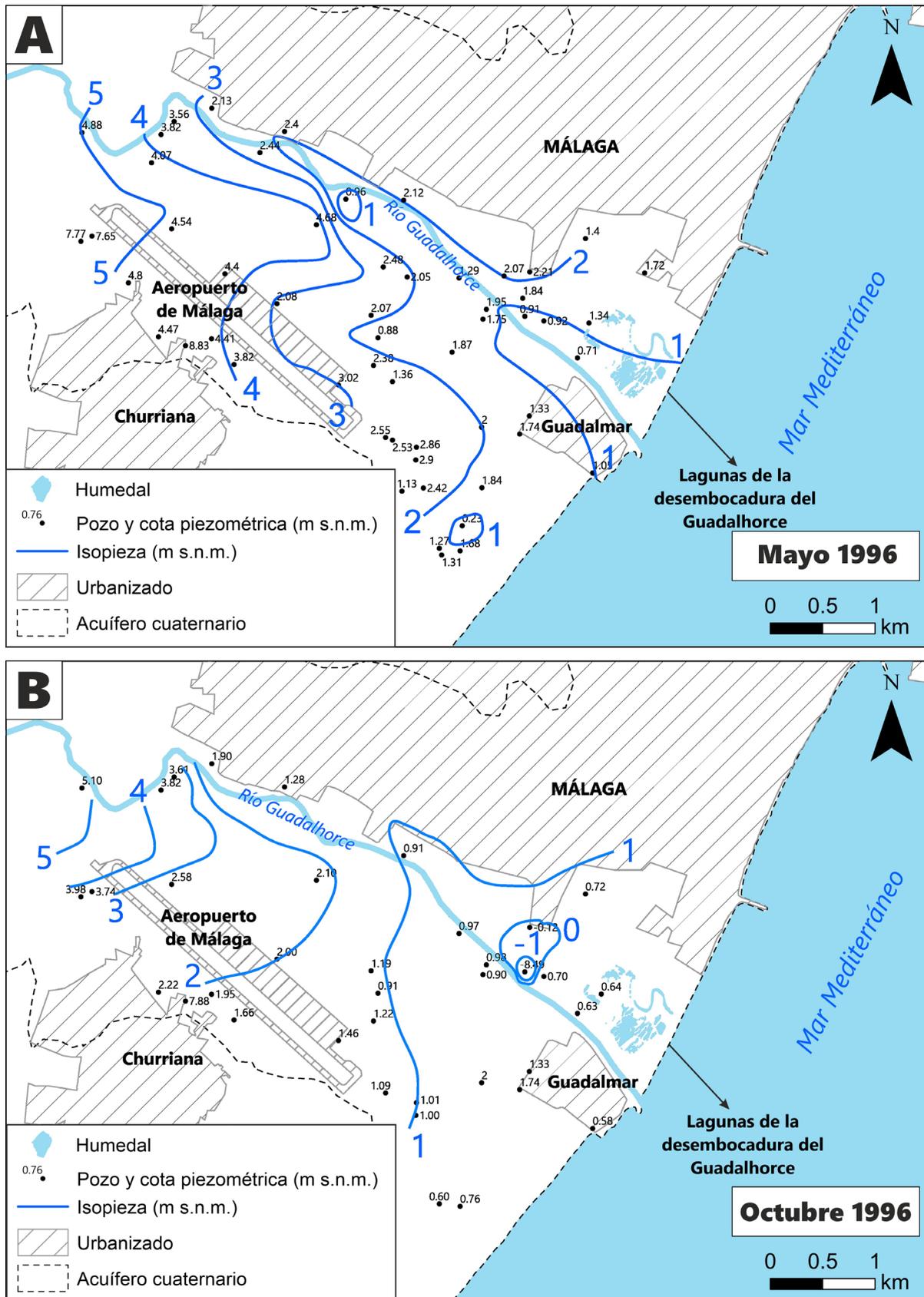


Figura 15. Mapa de isopiezas del sector costero del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce en 1996 (tomado de Nieto, 2020).

Figure 15. Groundwater table map of the coastal area of the Quaternary aquifer of the Bajo Guadalhorce in 1996 (taken from Nieto, 2020).

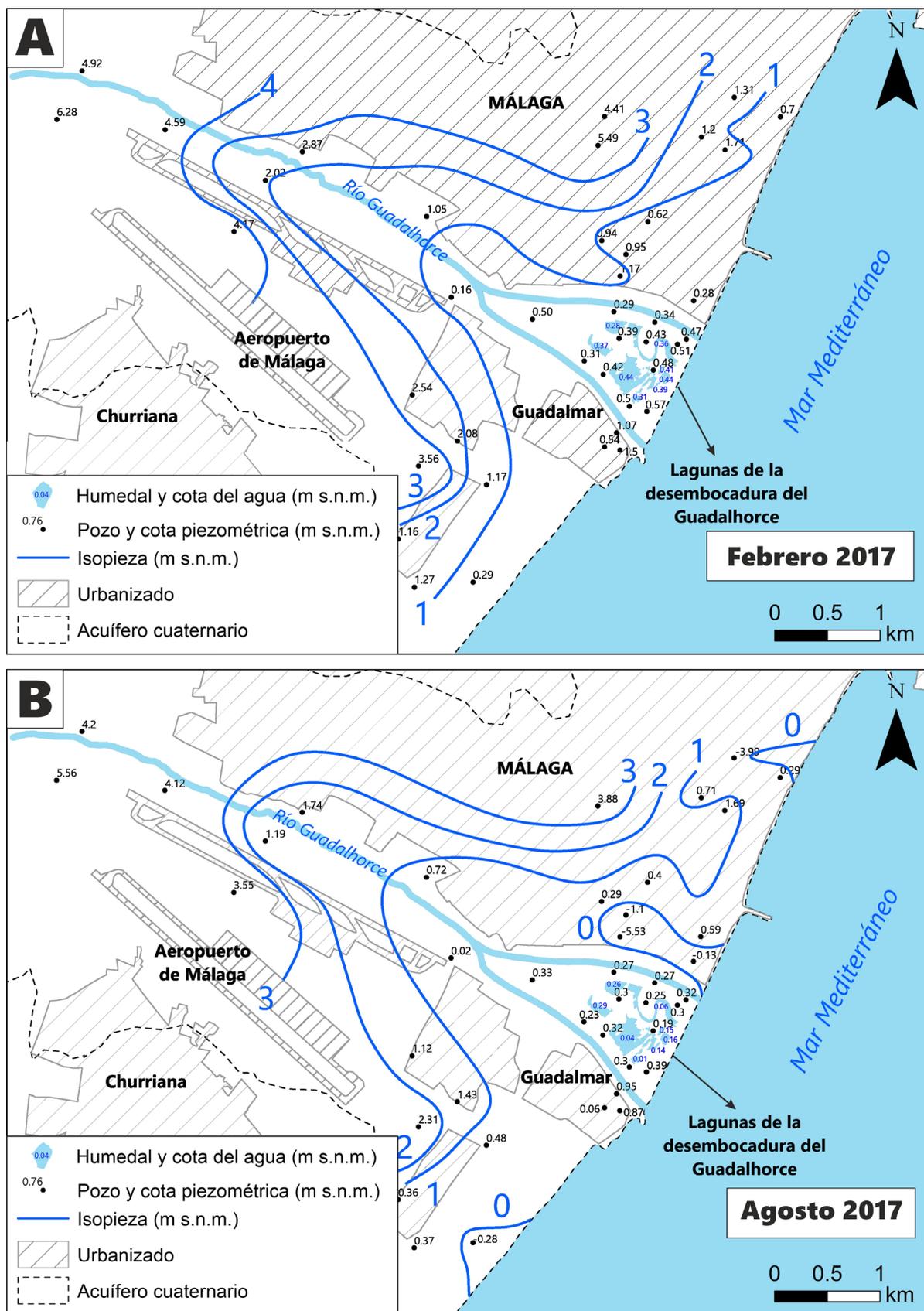


Figura 16. Mapa de isopiezas del sector costero del acuífero cuaternario del Bajo Guadalhorce en 2017 (tomado de Nieto, 2020).

Figure 16. Groundwater table map of the coastal area of the Quaternary aquifer of the Bajo Guadalhorce in 2017 (taken from Nieto, 2020).

La cota del agua medida en los humedales es, generalmente, menor que en los pozos de su entorno. En febrero de 2017 (Figura 17A) existe un tenue domo piezométrico bajo las lagunas Grande, Eucaliptal y Costera, que induce un flujo subterráneo hacia las otras. Además, todos los flujos se dirigen de forma generalizada hacia los brazos del río Guadalhorce y hacia el mar Mediterráneo. Ha de tenerse en cuenta que los brazos del río tienden a asemejarse a un estuario, con una fuerte influencia mareal, por lo que podría decirse que su cota es la misma que la del mar Mediterráneo.

El esquema de flujo antes comentado cambia en agosto de 2017 (Figura 17B), cuando se detecta una tenue depresión piezométrica en el entorno de las lagunas Grande, Limícolas y Río Viejo, producto de los procesos de evapotranspiración que tienen lugar. Se observa, asimismo, un pequeño domo piezométrico entre las lagunas Grande y Escondida, que divide el flujo entre ambas. No obstante, es difícil establecer un patrón detallado de flujo entre el acuífero cuaternario y los humedales debido a las diversas relaciones que son visibles en ambos periodos, así como a la incertidumbre que genera el poco rango de variación existente (<50 cm). Otro factor que añade complejidad a estas interpretaciones es el hecho de que las mediciones puntuales -tanto de cota piezométrica como de lámina de agua en los humedales- se realizaron a lo largo de varias horas, en un entorno en el que se ha comprobado la influencia de las mareas en el acuífero cuaternario, por lo que podría haber ligeras diferencias de cota entre las medidas a una hora determinada y las que se han reflejado en la Figura 17. Las flechas rojas, que indican los flujos de agua, ayudan a entender mejor el funcionamiento de estas relaciones en distintas situaciones hidrodinámicas.

Por tanto, se observa que la hidrodinámica del acuífero cuaternario, al igual que la de los humedales, es variable a lo largo del año, en función de las precipitaciones y la temperatura (que controla la evapotranspiración), lo que tiene sus implicaciones a la hora de que una laguna pueda estar recargando al acuífero o, por el contrario, reciba agua del mismo. La incertidumbre propia de las isopiezas realizadas podría verse reducida mediante un incremento del número de piezómetros de observación del nivel piezométrico, debidamente nivelados, así como por la medida simultánea de todas las cotas -tanto piezométricas

como limnimétricas-. De esta forma se eliminaría el posible error que pueda venir inducido por la influencia de las mareas en el acuífero a lo largo de una campaña de piezometría, así como por el cambio diario en la cota de lámina de agua en los humedales o por la eventual inexactitud de las cotas de nivelación de referencia.

5. Evolución hidroquímica

En el marco de la tesis de Nieto (2020) se realizó una recopilación de datos de alrededor de 1.800 muestras de agua subterránea, tomadas por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) entre 1977 y 2001.

El agua de los acuíferos del Bajo Guadalhorce mostraba, en general, una conductividad eléctrica relativamente alta (<1.000-5.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y facies hidroquímicas predominantemente mixtas (IGME, 1983). No obstante, existía una tendencia a que presentaran facies cloruradas-sulfatadas sódicas-magnésicas, debido a la influencia de las aguas procedentes de los materiales evaporíticos de la parte alta de la cuenca y, en menor medida, a los fertilizantes utilizados en los cultivos. En las zonas cercanas a la costa se solían encontrar facies cloruradas sódicas (IGME, 1983) y mayores valores de conductividad eléctrica, dada la interacción entre el mar y el acuífero. Este hecho fue observado tanto en el agua del acuífero cuaternario como en la del superior plioceno, en el que las facies cloruradas sódicas eran más marcadas debido a las situaciones de intrusión salina que se generaban por los bombeos.

En la Figura 18 se sinterizan los datos de la campaña de muestreo de aguas subterráneas de los acuíferos cuaternario (Q) y superior plioceno (P) que el IGME realizó en marzo de 1990, ya que es la más completa realizada hasta la fecha con anterioridad a los profundos cambios en el uso del suelo que tuvieron lugar a mediados de esa misma década. Además, se han añadido dos muestras de agua de humedales (L-2 y L-5), que fueron tomadas en mayo de 1997 por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (Consejería de Medio Ambiente, 1998), en el marco de muestreos realizados con anterioridad a las obras de encauzamiento de la desembocadura del río Guadalhorce, y sirven como referencia del estado previo de las aguas de estos ecosistemas dependientes de las aguas subterráneas (Nieto *et al.*, 2020).

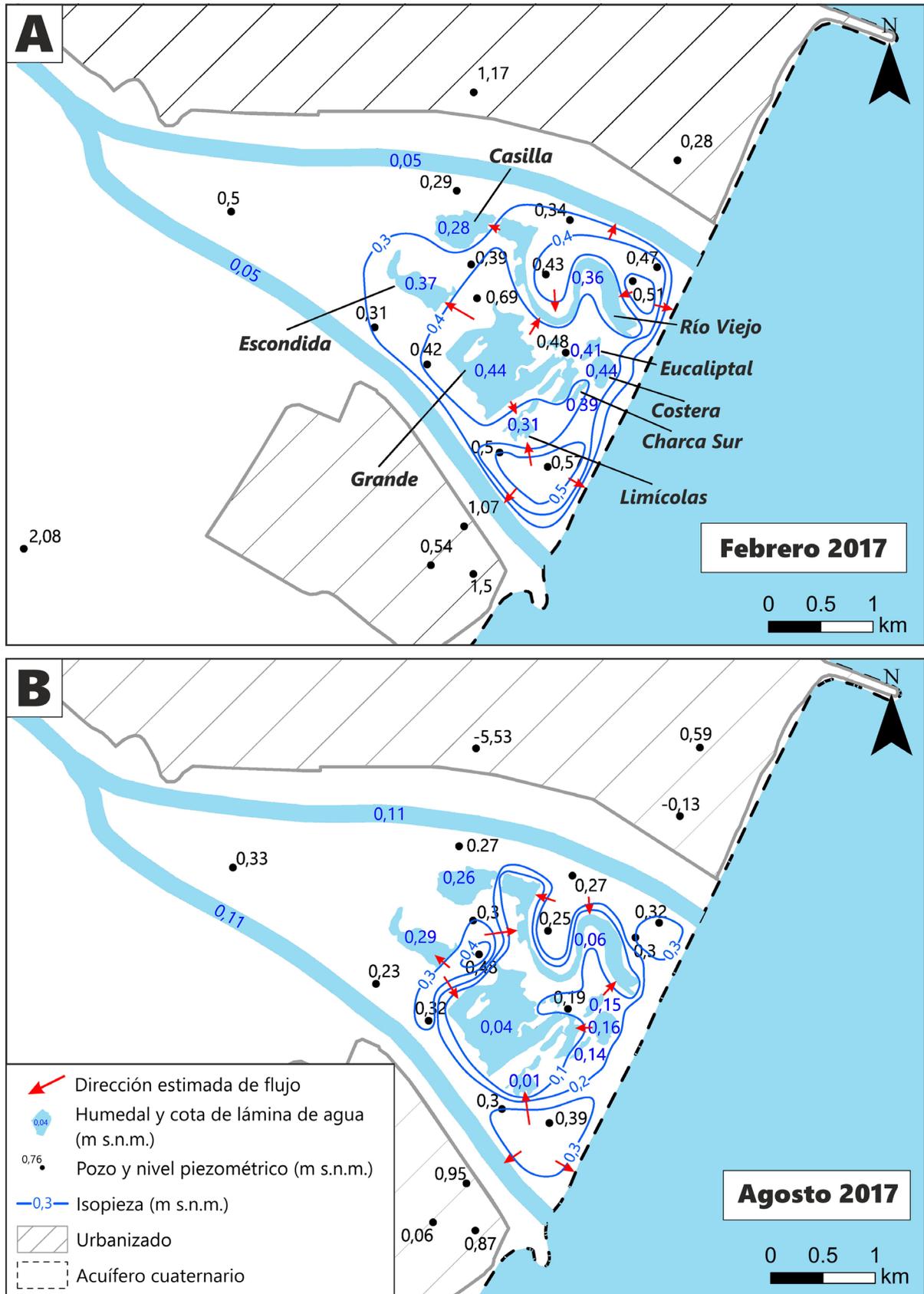


Figura 17. Mapa de isopiezas del área de la desembocadura del Guadalhorce en febrero (A) y agosto (B) de 2017 (tomado de Nieto, 2020).

Figure 17. Groundwater table map of the Guadalhorce River mouth area in February (A) and August (B) 2017 (taken from Nieto, 2020).

Se constata la presencia generalizada de aguas con facies mixtas y cloruradas-sulfatadas sódicas-magnésicas en ambos acuíferos. De forma puntual se detectan facies bicarbonatadas cálcicas, probablemente asociadas a los cauces superficiales y a pequeños aportes laterales. No obstante, en el sector costero predominan las facies cloruradas sódicas, que además presentan mayor mineralización. En alguna de estas muestras ha sido necesario aplicar un factor multiplicador/divisor a los diagramas de Stiff para ajustarlos a un tamaño de representación adecuado (Figura 18).

En abril de 2017 (época de aguas altas), Nieto (2020) llevó a cabo una campaña de muestreo general en una amplia variedad de puntos de agua del Bajo Guadalhorce, cuya información se presenta en la Figura 19. Dicha campaña incluye

muestras de agua subterránea de los acuíferos cuaternario (Q) y superior plioceno (P), así como del río Guadalhorce y de los humedales de la desembocadura.

Por lo que respecta a las aguas subterráneas, queda patente que en la actualidad se siguen presentando, en ambos acuíferos, facies hidroquímicas de tipo mixta, aunque no son escasas las cloruradas sódicas, sobre todo en el sector costero comprendido entre los dos brazos del río Guadalhorce, dada la mezcla de agua dulce y salada. En gran parte del Bajo Guadalhorce se mantienen valores de conductividad eléctrica similares a los registrados históricamente, pero en la inmediata proximidad a la costa se observa un aumento destacable, con valores superiores a los 50 mS/cm en algunos puntos. Tal es así, que a muchos de los diagramas de Stiff de esta área se les ha tenido

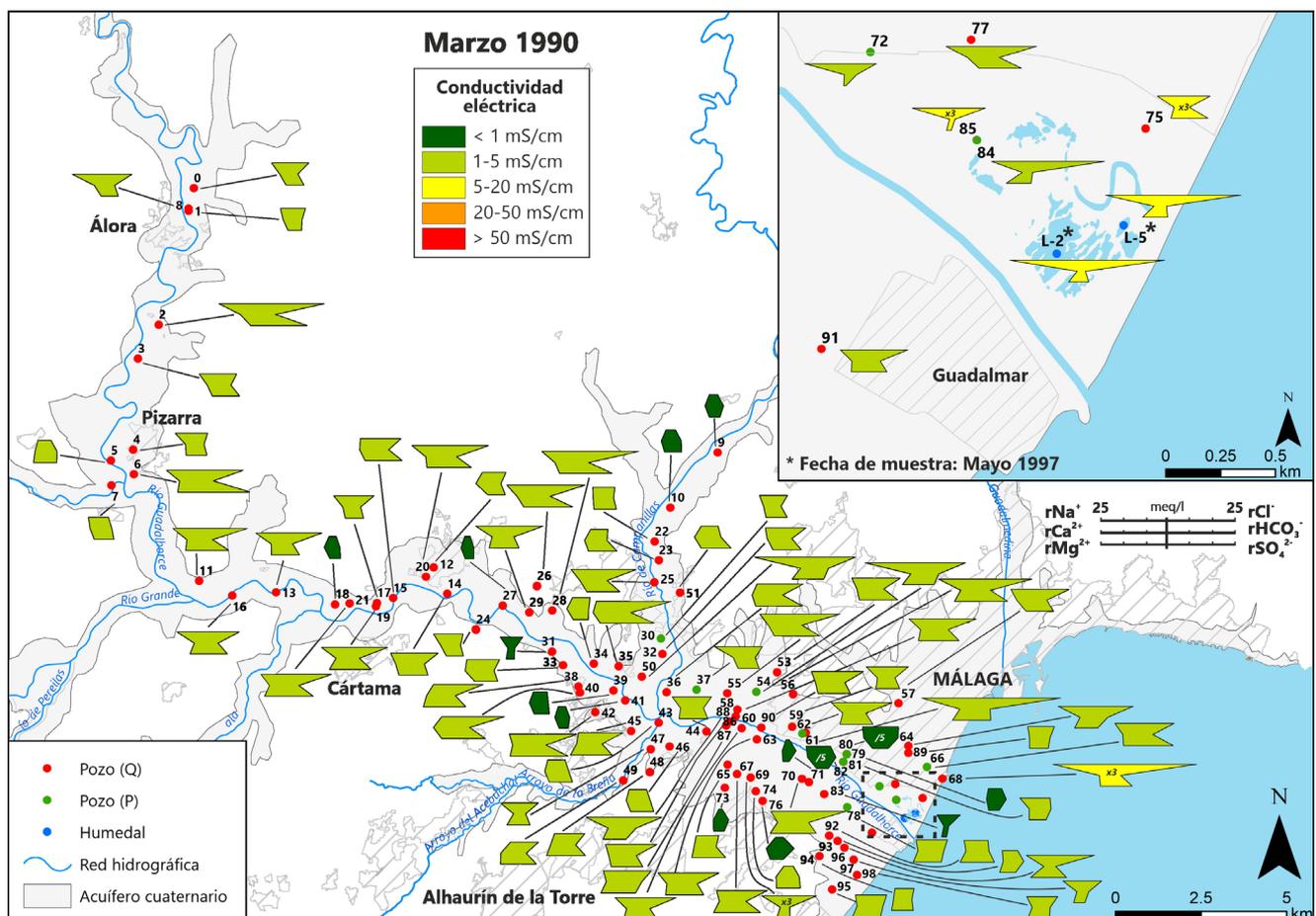


Figura 18. Diagramas de Stiff y valores de conductividad eléctrica de las muestras de agua tomadas por el IGME en marzo de 1990, así como de dos muestras (L-2 y L-5) tomadas en 1997 por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía en dos lagunas de la desembocadura del Guadalhorce. Q = acuífero cuaternario; P = acuífero superior plioceno (tomado de Nieto, 2020).

Figure 18. Stiff diagrams and electrical conductivity values of the water samples taken by the IGME in March 1990, as well as two samples (L-2 and L-5) taken by the Andalusian Office of Environment in 1997 in two wetlands of the Guadalhorce River mouth area. Q = Quaternary aquifer; P = Upper Pliocene aquifer (taken from Nieto, 2020).

que aplicar un importante factor de multiplicación para poder ser representados gráficamente (Figura 19). De forma anecdótica, existen varios puntos en los que se han detectado facies bicarbonatadas sódicas y cloruradas cálcicas. En el sector costero cabe destacar la mineralización más baja que presentan las muestras de los puntos P-2 y S-11 (acuífero superior plioceno) con respecto al resto de valores del entorno.

Varias campañas de muestreo llevadas a cabo en el acuífero cuaternario entre 1976 y 2017 permiten realizar una comparación de la distribución espacial y temporal de la conductividad eléctrica del agua (Figura 20) y de algunos componentes hidroquímicos como cloruros, sulfatos y nitratos (Figuras 21, 22 y 23, respectivamente) para analizar los posibles cambios que han tenido lugar en cuatro décadas.

Los valores de conductividad eléctrica (Figura 20) son, por lo general, inferiores a los 4 mS/cm

en todos los periodos analizados. Existen algunos sectores, comprendidos entre Álora y Pizarra, en los que en 1990 y 2017 se podían observar valores ligeramente superiores.

En el sector de la desembocadura del río Guadalhorce es donde se aprecian los mayores cambios. Tal es así, que en 1990 y con anterioridad se detectan zonas de alta conductividad eléctrica (hasta 14 mS/cm), mientras que en 2017 se identifica una gran área de influencia salina en todo este sector, con valores superiores a 20 mS/cm (Figura 20), a excepción del punto P-3 (4,31 mS/cm).

El mapa de isocontenidos de cloruros (Figura 21) evidencia el mismo comportamiento que el de la conductividad eléctrica, lo que pone de manifiesto que la mineralización de las aguas está determinada, en gran medida, por este anión. Su presencia en el agua subterránea se debe, por una parte, a la disolución de las evaporitas del

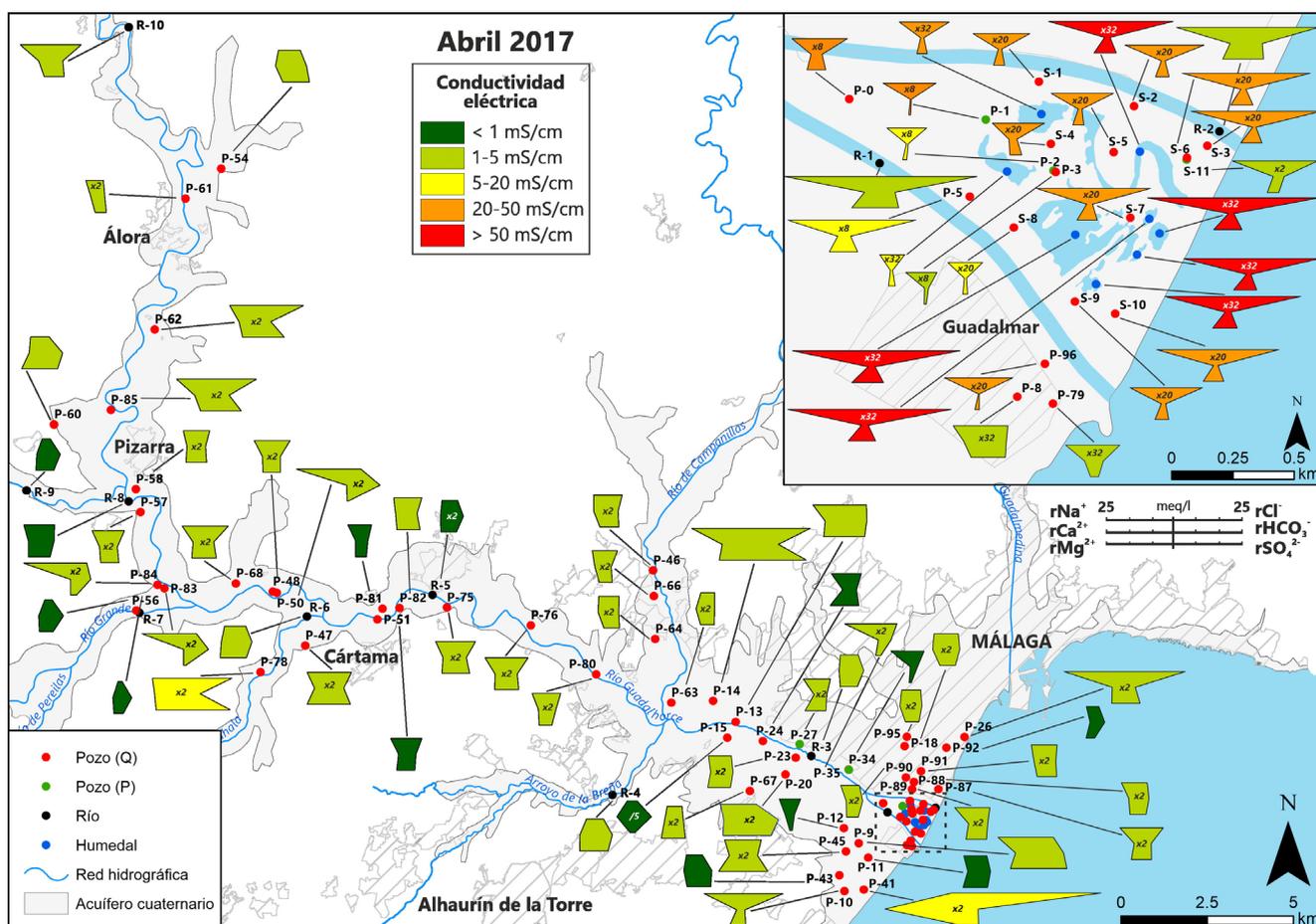


Figura 19. Diagramas de Stiff y valores de conductividad eléctrica de las muestras de agua tomadas en abril de 2017 en el marco de la presente tesis doctoral de Nieto (2020). Q = acuífero cuaternario; P = acuífero superior plioceno.

Figure 19. Stiff diagrams and electrical conductivity values of the water samples taken in April 2017 in the framework of the research of Nieto (2020). Q = Quaternary aquifer; P = Upper Pliocene aquifer (taken from Nieto, 2020).

sector norte de la cuenca del Guadalhorce, donde hay manantiales salinos como el de Meliones (Carrasco, 1978, 1986; Carrasco and Benavente, 1986). Estas aguas salinas se almacenan en el embalse del Guadalhorce y, tras su mezcla con las de los embalses del Conde de Guadalhorce y del Guadalteba, se utilizan para regadío en la vega del Guadalhorce y para el abastecimiento a la ciudad de Málaga. En el sector costero, sin embargo, los contenidos de cloruros se deben mayoritariamente a la influencia del mar Mediterráneo en el acuífero (Linares *et al.*, 1988). Cabe destacar las altas concentraciones detectadas en 2017 en la zona de la desembocadura del río Guadalhorce (> 15.000 mg/l), con respecto a los 250-1.000 mg/l de media del acuífero (Figura 21).

Los valores de isoconcentración de sulfatos (Figura 22) presentan similitudes con los parámetros anteriores, pero con valores medios de

200-400 mg/l, provocados fundamentalmente por los aportes de aguas más salinas (que disuelven también yesos) del norte de la cuenca y, en menor medida, por los fertilizantes usados en agricultura (Urresti *et al.*, 2015; Urresti, 2016). El aporte de sulfatos en el sector costero es debido a la mezcla con el agua del mar. En 1990 se detectó un foco de mayores concentraciones en la zona de la desembocadura (del orden de 1.000 mg/l), debido probablemente a una intrusión marina provocada por bombeos, así como otros -de menor magnitud- en el entorno de Álora y Pizarra (Figura 22). El mismo comportamiento se repite en la campaña de 2017, pero con valores mucho más altos registrados en la desembocadura (> 2.000 mg/l).

El drástico aumento de los valores de los tres parámetros antes comentados en la desembocadura del Guadalhorce, detectado en el muestreo de 2017, podría estar asociado a los intensos

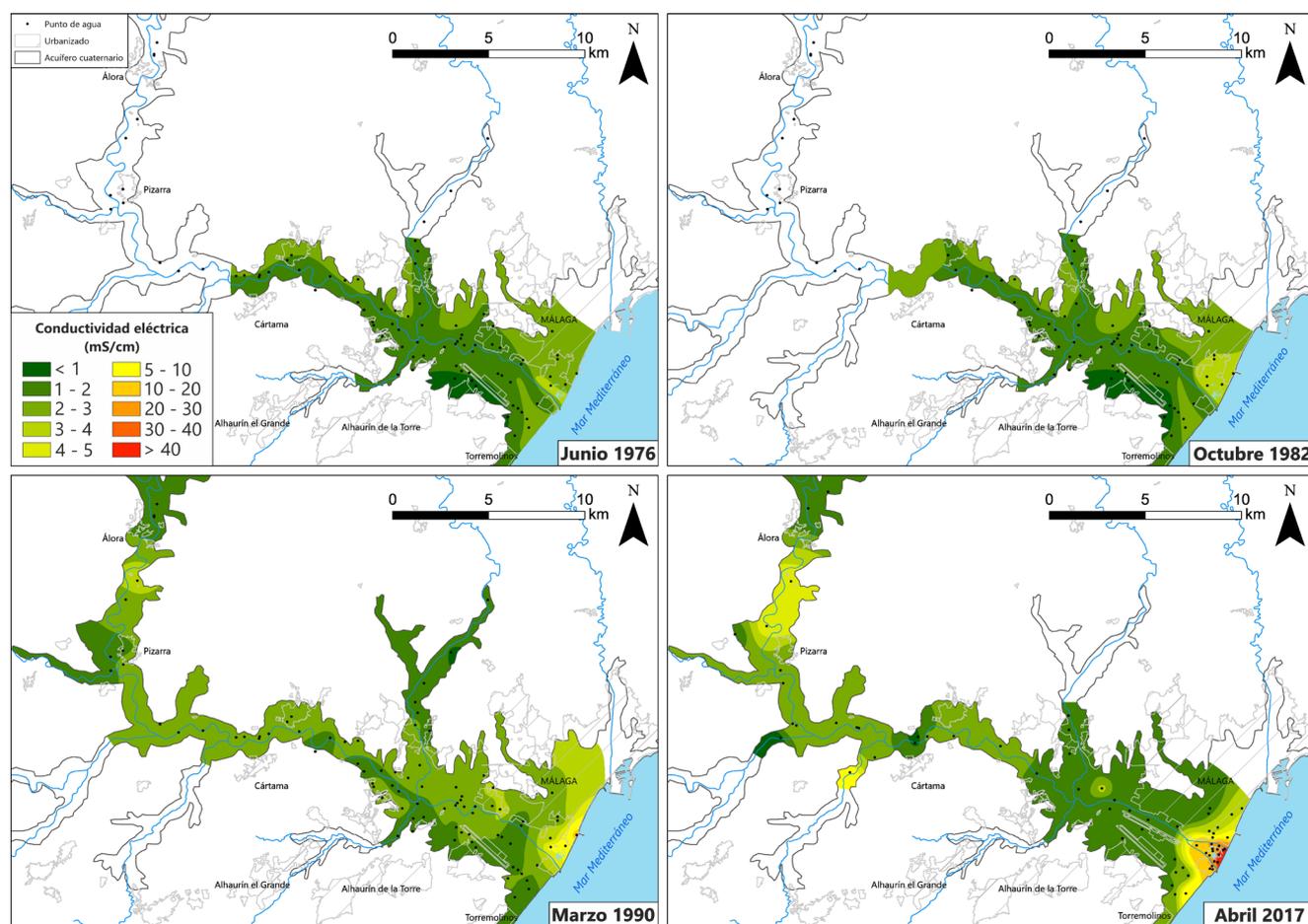


Figura 20. Mapas de isovalores de conductividad eléctrica (CE – mS/cm) de las aguas del acuífero cuaternario entre 1976 (datos del IGME) y 2017 (tomado de Nieto, 2020).

Figure 20. Spatial distribution of electrical conductivity (EC – mS/cm) of the groundwater of the Quaternary aquifer between 1976 (IGME data) and 2017 (taken from Nieto, 2020).

cambios geomorfológicos e hidrológicos que supusieron las obras de encauzamiento del río Guadalhorce. Los trabajos realizados, destinados a disminuir el riesgo de inundación de polígonos industriales y urbanizaciones anexas al río, consistieron en dividir el cauce en dos brazos, dejando entre ellos las lagunas de la desembocadura. La base de dichos brazos se profundizó hasta, aproximadamente, 2 m b.n.m. Este hecho, unido a la muy baja pendiente de diseño de los mismos, ha originado algo parecido a estuarios que permiten a la carrera de mareas penetrar hacia el interior, a lo largo del cauce, lo que habría incrementado su capacidad de interacción con las aguas subterráneas. Ello está en consonancia con lo mencionado por Custodio (2017), cuando hace referencia a que obras costeras que supongan drenajes y modificaciones en las permeabilidades pueden modificar y agudizar situaciones de intrusión marina. Este incremento de la salinidad

del sector costero se corresponde temporalmente con el incremento progresivo de la salinidad de unos ecosistemas dependientes de las aguas subterráneas como son los humedales de la desembocadura (Nieto, 2020).

Por lo que respecta a los contenidos de nitratos (Figura 23), cabe señalar que se deben a los aportes derivados del uso de fertilizantes (Urresti *et al.*, 2015, Urresti, 2016) en agricultura y campos de golf, así como a los vertidos de aguas residuales (urbanas y de granjas) que se efectúan en la cuenca del río Guadalhorce. La distribución espacial de la concentración de NO_3^- es muy parecida en 1990 y 2017 (contenidos medios inferiores a 50 mg/l) en la zona costera y desembocadura del río, así como en el sector central del acuífero y en los aluviales de los afluentes. En otras áreas, como en las cercanías de Pizarra, se llegaron a detectar valores de nitratos superiores a los 350 mg/l en 1990, mien-

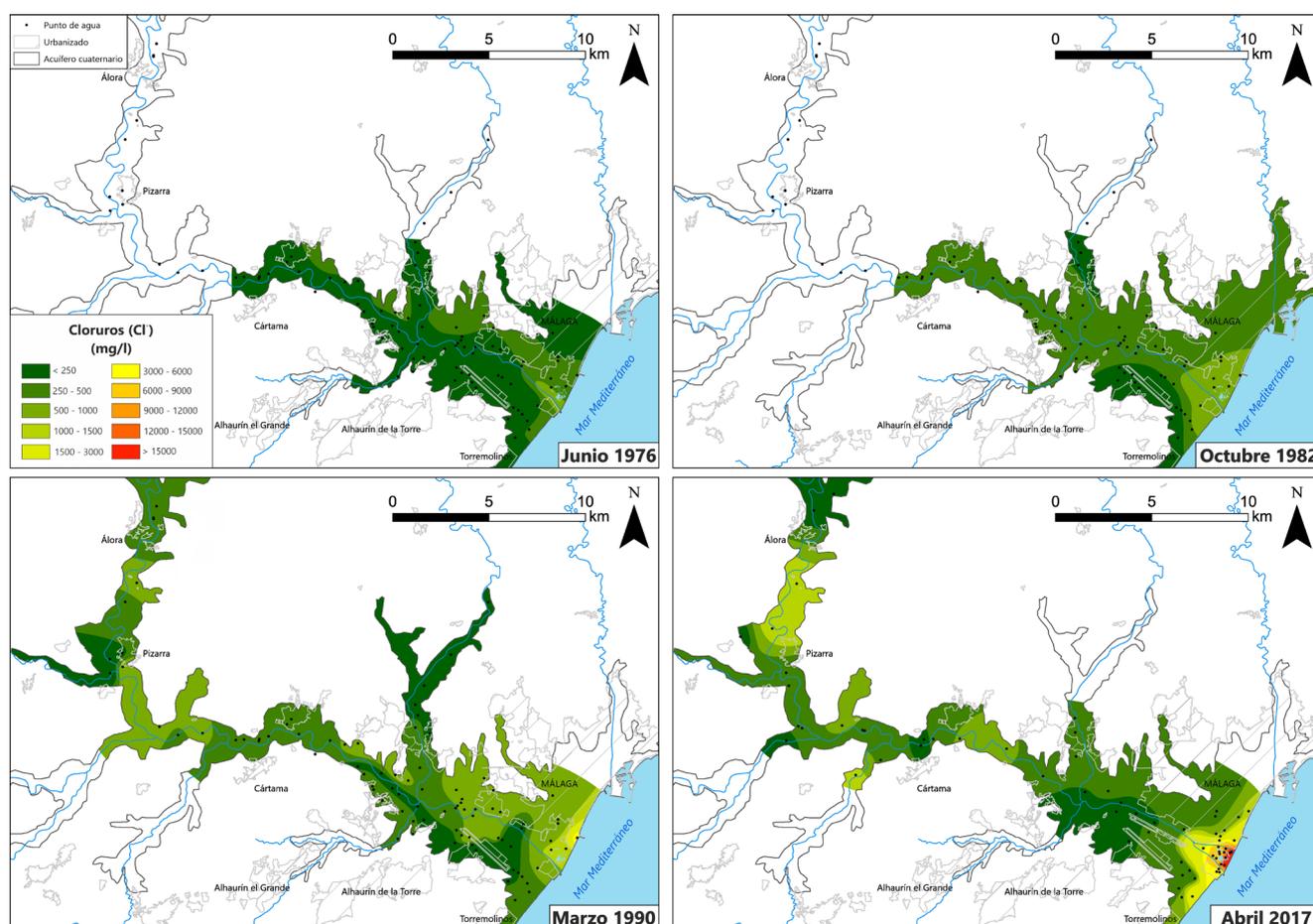


Figura 21. Mapas de isocontenidos de cloruros (mg/l) de las aguas del acuífero cuaternario entre 1976 (datos del IGME) y 2017 (tomado de Nieto, 2020).

Figure 21. Spatial distribution of chloride (mg/l) of the groundwater of the Quaternary aquifer between 1976 (IGME data) and 2017 (taken from Nieto, 2020).

tras que en la actualidad son bastante menores. No obstante, las concentraciones en 2017 son ligeramente menores que en 1990, lo que podría deberse a una reducción en el uso de fertilizantes agrícolas (quizá favorecida por la reducción del uso agrícola del suelo) y, a su vez, traducirse en una aparente mejora de la calidad de las aguas subterráneas.

Además de contaminación por nitratos asociados a la actividad agrícola (Sánchez, 2010; Urresti *et al.*, 2012, 2015; Urresti, 2016; Nieto 2020), en el Bajo Guadalhorce se han identificado otro tipo de contaminantes denominados emergentes, entre los que destacan los fármacos y los derivados de la higiene personal, que no se eliminan en la depuración de las aguas residuales vertidas al cauce del río (Gambero, 2015; Vadillo *et al.*, 2016, 2018; Llamas *et al.*, 2020; Nieto, 2020). En algunos puntos se detectaron contenidos significativos de metales pesa-

dos y componentes tóxicos como hierro, plomo y cromo hexavalente, lo que llevó a pensar que en la zona baja del acuífero existían indicios de contaminación de origen posiblemente industrial (Linares *et al.*, 1988). En la tesis doctoral de Nieto (2020), en el sector de la desembocadura, también se han detectado contenidos en hierro y plomo por encima de los límites establecidos por la normativa para abastecimiento humano.

6. Conclusiones y expectativas de futuro

El seguimiento hidrodinámico e hidroquímico de los acuíferos del Bajo Guadalhorce durante los últimos 50 años, más o menos discontinuo en el tiempo, ha permitido constatar que, hasta mediados de la década de 1990, tenían lugar procesos de intrusión marina y de sobreexplotación en el área costera de los acuíferos superior plioceno

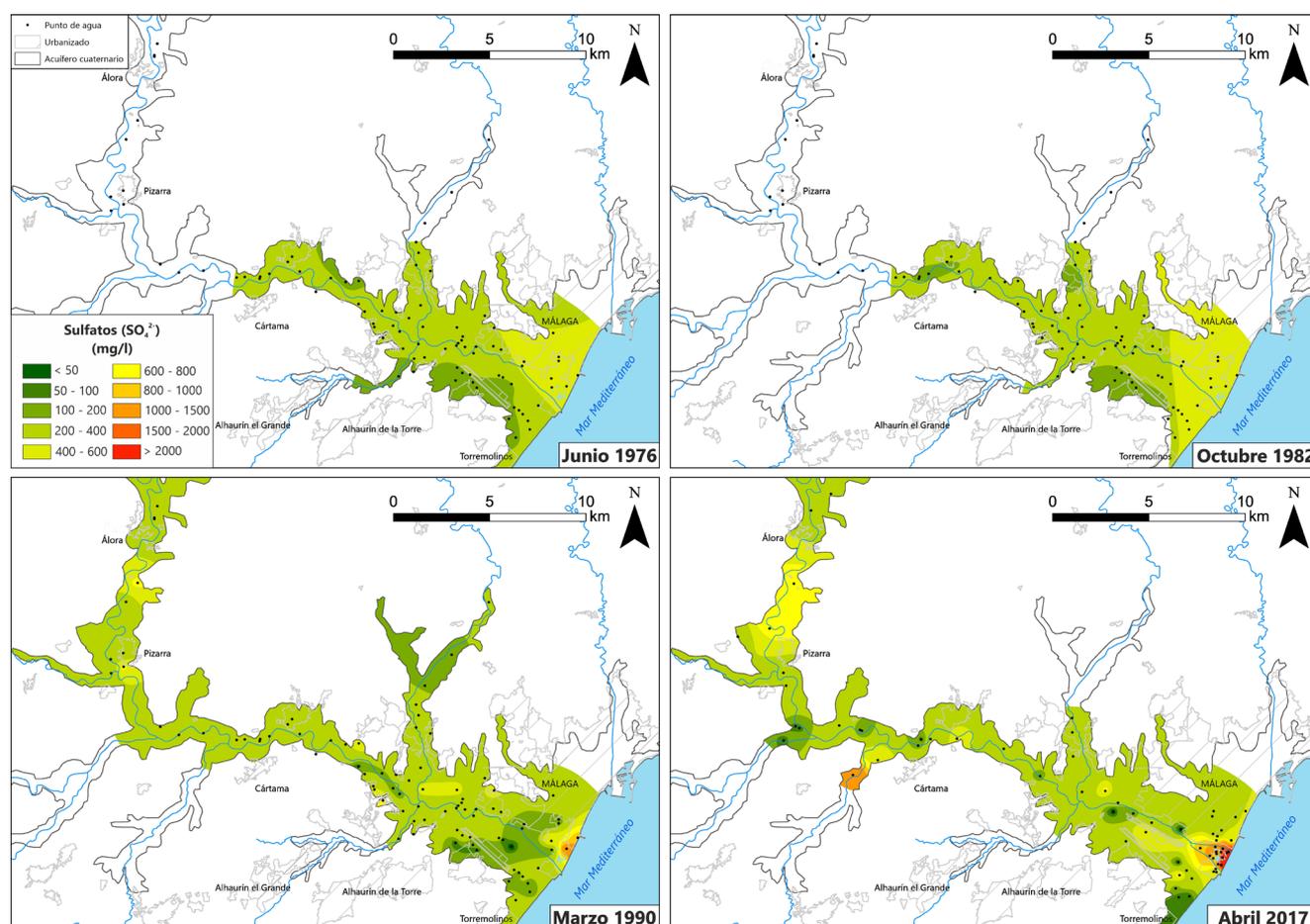


Figura 22. Mapas de isocontenidos de sulfatos (mg/l) de las aguas del acuífero cuaternario entre 1976 (datos del IGME) y 2017 (tomado de Nieto, 2020).

Figure 22. Spatial distribution of sulfate (mg/l) of the groundwater of the Quaternary aquifer between 1976 (IGME data) and 2017 (taken from Nieto, 2020).

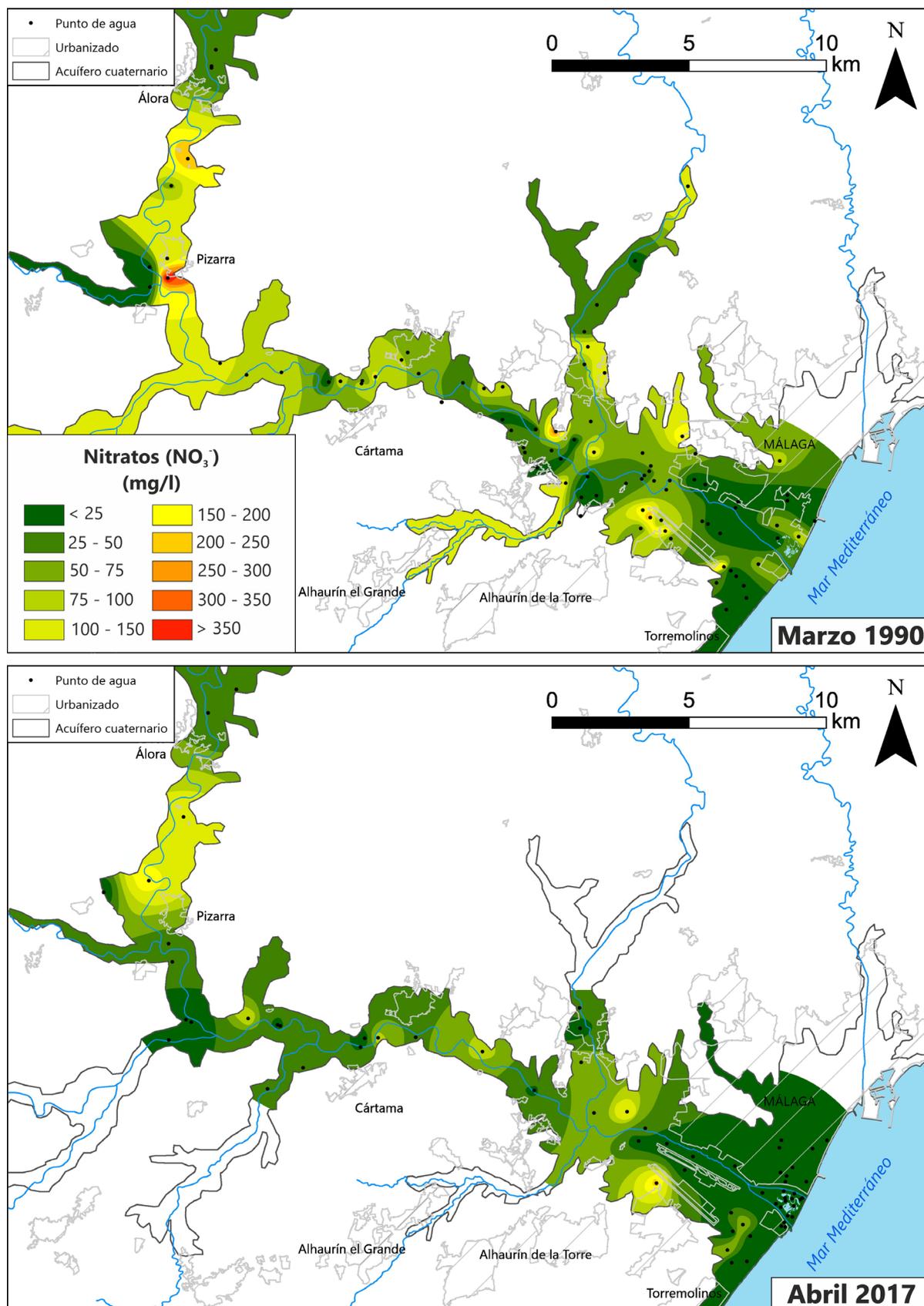


Figura 23. Mapas de isocontenidos de nitratos (mg/l) de las aguas del acuífero cuaternario en marzo de 1990 (arriba), según datos del IGME, y abril de 2017 (abajo). Tomado de Nieto (2020).

Figure 23. Spatial distribution of nitrate (mg/l) of the groundwater of the Quaternary aquifer between 1976 (IGME data) and 2017 (taken from Nieto, 2020).

y cuaternario, ya que se detectaban niveles piezométricos por debajo del nivel del mar.

En la actualidad, los cambios del uso del suelo en este sector (encauzamiento del río Guadalhorce –de 1997 a 2003-, la reducción de la superficie regada, nuevas infraestructuras y urbanizaciones), así como el cese de los importantes bombeos que se producían no solo para regadío sino también para el abastecimiento urbano (captaciones de Puente del Rey, Fahala, aeropuerto, etc.), han ocasionado una recuperación del nivel piezométrico en los dos acuíferos. La cota piezométrica se presenta más alta en el acuífero superior plioceno, dado su carácter confinado. Los acuíferos, por tanto, están mostrando hoy en día un comportamiento más parecido al natural, en términos hidrodinámicos. A estos hechos hay que añadir el efecto hidrológico ocasionado por el nuevo brazo del río Guadalhorce, creado tras su encauzamiento en el tramo bajo, donde el lecho se sitúa a 2 m b.n.m. y actúa como un dren (a modo de estuario) del acuífero cuaternario.

Los muestreos llevados a cabo por el IGME y en la investigación de Nieto (2020) en los acuíferos superior plioceno y cuaternario, sintetizadas en este trabajo, han permitido evaluar el estado cualitativo de las aguas subterráneas. Los resultados muestran una notoria influencia del agua procedente de los afloramientos de evaporitas (halita y yeso) de la parte alta de la cuenca del río Guadalhorce, así como de los fertilizantes usados en la agricultura del Bajo Guadalhorce y de otro tipo de productos contaminantes (metales pesados, compuestos farmacéuticos y de higiene personal, entre otros). Se han detectado evidencias de intrusión marina en los acuíferos superior plioceno y cuaternario (dada la identificación de aguas con facies cloruradas sódicas), debido a bombeos intensivos cerca de la costa, previamente a la mitad de la década de 1990. Actualmente no se detecta intrusión marina en el acuífero superior plioceno, ni siquiera en el sector costero. No obstante, los trabajos de encauzamiento del Guadalhorce favorecieron la influencia del mar Mediterráneo a través de los brazos estuarinos. Así, la calidad química del agua del acuífero cuaternario, y por ende la de los humedales que en él se encuentran, se ha deteriorado seriamente en el sector concreto de la desembocadura; se observa una creciente influencia marina debido al notable aumento de la conductividad eléctrica y de la concentración de algunos iones, como Cl^- o Na^+ .

Esto ha tenido lugar a pesar de la reducción del bombeo en el área, asociado al cambio en los usos del suelo, por lo que puede asumirse que la salinización de este sector del acuífero cuaternario se debe a la nueva situación hidrodinámica inducida por el encauzamiento.

La evolución hidrodinámica e hidroquímica del Bajo Guadalhorce muestra que la intrusión marina ha quedado relegada al tramo del encauzamiento del río Guadalhorce existente en la misma desembocadura, en el entorno de los humedales allí presentes, ha hecho que las aguas de este sector se encuentren químicamente muy alteradas y alejadas de un buen estado. Dado el impacto que ha supuesto el encauzamiento, muy concentrado en el espacio y en el tiempo, podrían plantearse alternativas que permitieran aportar agua dulce en este entorno, por ejemplo, la restauración de humedales mediante aguas regeneradas, tal y como se llevó a cabo de forma experimental por el Centro de Hidrogeología de la Universidad de Málaga, con un proyecto financiado por la Fundación Coca-Cola (Atlanta, USA), en el marco de la tesis doctoral de Nieto (2020). Además, debería de investigarse en profundidad la contaminación asociada a los metales pesados y a eventuales elementos tóxicos, así como a los compuestos emergentes.

Agradecimientos

Este trabajo es un resultado del Grupo de Investigación RNM-308 de la Junta de Andalucía.

Referencias

- ADARO (1975). Estudio Hidrogeológico de la Cuenca Sur. Almería. Plan Nacional de Investigación de Aguas Subterráneas. Ministerios de Industria y Agricultura. 172 pp.
- Andreo, B., Carrasco, F., Catalán, F., Durán, J. J., Fernández, G., Linares, L., López, G., López, J. A., Mayorga, R., Trenado, L., and Vadillo, I. (2002). Características hidrogeológicas de las Sierras Blanca y Mijas y del Bajo Guadalhorce. Libro homenaje a Manuel del Valle Cardenete. Aportaciones al conocimiento de los acuíferos andaluces, 395-411.
- Calvache, M. L., Ibáñez, S., Duque, C., Martín-Rosales, W., López-Chicano, M., Rubio, J. C., González, A., and Viseras, C. (2009). Numerical modeling of the potential effects of a dam on a coastal aquifer in S. Spain. *Hydrological Processes*, 23(9), 1268-1281.

- Carrasco, F. (1978). Variación de la salinidad de las aguas del Río Guadalhorce. Influencia de las litofacies. *Tecniterrae*, 22, 35-47.
- Carrasco, F. (1986). Contribución al conocimiento de la Cuenca alta del Río Guadalhorce. El medio físico. Hidrogeoquímica. Tesis Doctoral, Universidad de Granada, 435 pp.
- Carrasco, F., and Benavente, K. (1986). Estimación de la aportación salina del río Guadalhorce en el sector de Bobadilla-Gobantes (provincia de Málaga). En: *II Simposio del Agua en Andalucía*, Granada, 273-278.
- Carrasco, F., Andreo, B., and Vadillo, I. (2003). Consideraciones hidrogeológicas sobre el sector costero del acuífero del Bajo Guadalhorce. En: *Tecnología de la intrusión de agua de mar en acuíferos costeros: países mediterráneos*. Madrid, 2003, 67-76.
- CHS (1996). Estudio del testigo del sondeo de investigación nº 1, Mercamálaga. Confederación Hidrográfica del Sur.
- Consejería de Medio Ambiente (1998). Caracterización hidroquímica y cartográfica de las zonas húmedas de Cádiz, Málaga y Almería. Volúmenes I, II y III. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Custodio, E. (2017). Salinización de las aguas subterráneas en los acuíferos costeros mediterráneos e insulares españoles. Informe. Grupo de Hidrología Subterránea de la Universidad Politécnica de Cataluña – CETAQUA. 858 pp.
- Galloway, D., Jones, D. R., and Ingebritsen, S. E. (1999). *Land subsidence in the United States*, VA: US Geological Survey, Reston, Virginia, 177 pp.
- Gambero, L. (2015). Estudio de las fuentes de contaminantes emergentes en la cuenca hidrográfica del río Guadalhorce. Trabajo Fin de Grado, Universidad de Málaga, 49 pp.
- Gàmez, D. (2007). Sequence stratigraphy as a tool for water resources management in alluvial coastal aquifers: application to the Llobregat delta (Barcelona, Spain). Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Barcelona, 177 pp.
- García Aróstegui, J. L., Benavente, J., and Cruz, J. J. (2007). Río Vélez (M.A.S. 060.027). Atlas hidrogeológico de la provincia de Málaga. Durán, J.J. (coord.). Tomo II, 185-190. Diputación Provincial de Málaga, Instituto Geológico y Minero de España y Grupo de Hidrogeología de la Universidad de Málaga.
- Garrido Schneider, E. (2003). Estado actual y evolución de la intrusión marina en los acuíferos costeros del litoral septentrional de Tarragona (España). En: *Tecnología de la intrusión de agua de mar en acuíferos costeros: países mediterráneos*. Madrid, 2003, 19-28.
- GHUMA-EMASA (1996). Estudio hidrogeológico del Bajo Guadalhorce para la captación de agua salobre para la planta desaladora de Málaga. Informe técnico, 86 pp.
- IGME (1977). Síntesis hidrogeológica del Bajo Guadalhorce (Málaga). 3 vol.
- IGME (1978). Mapa geológico de España Escala 1:50.000. Segunda serie. Primera edición. Instituto Geológico y Minero de España.
- IGME (1983). Investigación hidrogeológica de las cuencas del sur de España (sector occidental). Informe técnico nº 5. Sistema Acuífero nº 37 (Detrítico de Málaga). Instituto Geológico y Minero de España. 130 pp.
- IGME (2002). Estudio hidrogeológico de la unidad vega media y baja del Segura. Tomo I. Memoria. 316 pp.
- INECO (2007). Estudio hidrogeológico y modelo de simulación del flujo subterráneo para el análisis de posibles afecciones producidas por las actuaciones previstas en el Plan Málaga. Informe técnico, 172 pp.
- ITGE (1996). Investigación hidrogeológica para apoyo a la gestión hidrológica en el Bajo Guadalhorce (Cuenca del Sur de España, Málaga). Tomo I. Base hidrogeológica. Instituto Tecnológico Geomínero de España, 178 pp.
- Linares, L., López Arechavala, G., López-Geta, J. A., and Rubio, J. C. (1995). Definición geométrica de los acuíferos plio-cuaternarios del valle Bajo del Guadalhorce (Málaga). VI Simposio de Hidrogeología, Sevilla, 19, 435-447.
- Linares, L., López-Geta, J. A., and Parra y Alfaro, J. L. (1988). Acuífero detrítico del Bajo Guadalhorce. TIAC '88, Tecnología de la intrusión en acuíferos costeros, Almuñécar (Granada), 287-315.
- Linares, L., López-Geta, J. A., and Rivera, A. (1983). Degradación de la calidad del agua del acuífero aluvial del Bajo Guadalhorce (Málaga). III Simposio de Hidrogeología, 8, 335-364.
- Llamas, M., Vadillo, I., Candela, I., Jiménez, P., Corada, C., and Castro, A. F. (2020). Screening and distribution of contaminants of emerging concern and regulated organic pollutants in the heavily modified Guadalhorce River Basin, Southern Spain. *Water*, 12, 3012. DOI: 10.3390/w12113012
- Mulas, J., Aragón, R., Martínez, M., Lambán, J., García-Arostegui, J. L., Fernández-Grillo, A. I., and Rodríguez, J. M. (2003). Geotechnical and hydrogeological analysis of land subsidence in Murcia (Spain). *Materials and Geoenvironment*, 50, 249-252.
- Nieto, J. M. (2020). Hidrogeología del Bajo Guadalhorce y de los humedales de su desembocadura. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga, 439 pp.
- Nieto, J. M., Barberá, J. A., Andreo, B., Ramírez-González, J. M., and Rendón-Martos, M. (2020). Hydro-environmental changes assessment after Guadalhorce River mouth channelization. An example of hydromodification in southern Spain.

- Catena, 189, 104461. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104461>.
- Perles, M. J., Cabello, J., López, C., Vallejo, J. A., and Vías, J. M. (1999). El problema inundación/ocupación en el Bajo Guadalhorce. *Jábega*, 81. Centro de Ediciones de la Diputación de Málaga.
- Sánchez, D. (2010). Aplicación de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE en la cuenca hidrográfica del Río Guadalhorce (Málaga). Caracterización inicial. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga, 493 pp.
- Sanz de Galdeano, C., and López Garrido, A. C. (1991). Tectonic evolution of the Málaga Basin (Betic Cordillera). Regional implications. *Geodinamica Acta*, 5(3), 173-186.
- Urresti, B. (2016). Implementación de la Directiva de Aguas Subterráneas (2006/118/CE) en la cuenca hidrográfica del río Guadalhorce. Aplicación de técnicas estadísticas e isotópicas. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga, 264 pp.
- Urresti, B., Vadillo, I., Morell, I., and Carrasco, F. (2012). Estudio de la contaminación por plaguicidas en aguas subterráneas de la cuenca del río Guadalhorce en el marco de la Directiva 2006/118/CE. Simposio del Agua en Andalucía, Cádiz, 2012, 863-873.
- Urresti, B., Vadillo, I., Jiménez, P., Soler, A., Sánchez, D., and Carrasco, F. (2015). Application of stable isotopes ($\delta^{34}\text{S-SO}_4$, $\delta^{18}\text{O-SO}_4$, $\delta^{15}\text{N-NO}_3$, $\delta^{18}\text{O-NO}_3$) to determine natural background and contamination sources in the Guadalhorce River Basin (southern Spain). *Science of the Total Environment*, 506-507, 46-57. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.090>.
- Vadillo, I., Candela, L., Jiménez, P., Urresti, B., and Corada, C. (2016). Estudio de contaminantes emergentes en acuíferos detríticos de la cuenca hidrográfica del río Guadalhorce (Málaga). In: *Las aguas subterráneas y la planificación hidrológica. Congreso hispano-luso. AIH-GE. Madrid, noviembre 2016*.
- Vadillo, I., Carrasco, F., and Sánchez, D. (2007). Bajo Guadalhorce (M.A.S. 060.037). Atlas hidrogeológico de la provincia de Málaga. Durán, J.J. (coord.). Tomo II, 179-184. Diputación Provincial de Málaga, Instituto Geológico y Minero de España y Grupo de Hidrogeología de la Universidad de Málaga.
- Vadillo, I., Jiménez, P., Aranda, J. L., Denguir, F., Luque, J. A., and Benavente, J. (2018). Presencia y distribución de contaminantes emergentes en cuatro cuencas antropizadas del sur de la Península Ibérica. En: *Agua subterránea, medio ambiente, salud y patrimonio. Congreso Ibérico AIH-GE, Salamanca, noviembre 2018*.

