



TESIS DOCTORAL

*La ecología de la zona hiporreica
asociada a los ríos Henares y Tajuña
(cuenca hidrográfica del Jarama,
España)*

Autor:

Rubén Rasines Ladero

Directora:

Sanda Iepure

**Programa de Doctorado en Hidrología y Gestión de los
Recursos Hídricos**

**Departamento de Biología y Geología, Física y Química
Inorgánica**

Abril 2017

Escuela Superior de Ciencias
Experimentales y Tecnología

D^a SANDA IEPURE, Doctora en biología e investigadora en el Instituto IMDEA-Agua, en calidad de directora y D. JOSÉ MANUEL GONZALEZ, Profesor contratado Doctor en la Universidad Rey Juan Carlos, en calidad de tutor de D. Rubén Rasines Ladero

CERTIFICAN:

Que el trabajo descrito en la presente memoria, titulado “*La ecología de la zona hiporreica asociada a los ríos Henares y Tajuña (cuenca hidrográfica del Jarama, España)*”, ha sido realizado por D. Rubén Rasines Ladero bajo mi dirección. Asimismo, autorizo su presentación para que sea defendido como *Tesis Doctoral*.

Y para que conste y surta los efectos oportunos, firman el presente en
Móstoles a 28 de abril de 2017.

Sanda Iepure
(Directora de Tesis)

José Manuel González Vázquez
(Tutor de Tesis)

D^a ROSA MARÍA VIEJO GARCÍA, Profesora titular del Departamento de Biología y Geología, Física y Química Inorgánica de la Universidad Rey Juan Carlos

CERTIFICA:

Que el trabajo descrito en la presente memoria, titulado “*La ecología de la zona hiporreica asociada a los ríos Henares y Tajuña (cuenca hidrográfica del Jarama, España)*”, ha sido realizado por D. Rubén Rasines Ladero bajo la dirección de D^a Sandra Iepure, investigadora Doctora del Instituto IMDEA-Agua, y autorizo su presentación para que sea defendido como *Tesis Doctoral*.

Y para que conste y surta los efectos oportunos, firma el presente en Móstoles a 28 de abril de 2017.

Rosa María Viejo García

A mis padres

Sin su apoyo, esto no hubiera sido posible

"We should cling to our traditions and do what we can to keep the understanding of the world in which we live as a resource for all humankind"

"Debemos aferrarnos a nuestras tradiciones y hacer lo que podamos para mantener la comprensión del mundo en el que vivimos como un recurso para toda la humanidad"

(Colin S. Reynolds, 2001)

Agradecimientos

Pensando en la cantidad de gente que he conocido durante estos cinco años y que me ha ayudado, especialmente en esos momentos en los que el abandono planeaba sobre mi cabeza, creo que podría escribir otro libro igual de gordo que este o más. Por eso pido perdón de antemano a aquell@s que no cite expresamente a lo largo de estas líneas.

En primer lugar, quiero agradecer a Sanda, pese a sus innumerables “*Ba copiles*”, su guía en este mundo de la investigación del que ahora formo parte, a través de esta pequeña contribución que, espero, pueda servir para arrojar un poco de luz sobre ese mundo oscuro llamado “*zona hiporreica*”. También agradezco a José Manuel González su paciencia y ayuda en todos los trámites necesarios para que este documento haya podido ver la luz, y a Juan Junoy, Irene de Bustamante y Timur Pavluk porque, con ellos, comenzó mi descubrimiento del mundo de “mis bichos”. Por supuesto, tampoco puedo olvidarme del instituto iMdea-agua, ese sitio que me ha visto crecer como investigador y como persona, y que ha proporcionado todos los medios materiales y humanos para que esta *Tesis* haya podido realizarse. No obstante, esta institución no solo ha permitido desarrollar mi investigación, sino que me ha brindado la oportunidad de conocer a quienes han sido, son y serán... ¡¡mis imdean@s!!

Sois muchos y no hay espacio material para nombraros a todos, pero quiero hacer una mención especial a tod@s aquell@s que han estado preocupándose por mí en todo momento, sobre todo en la fase final de escritura, en la que, de no haber sido por ell@s, no sé qué hubiera sido de mí. Desde luego, si algo puedo concluir de esta *Tesis*, y es una pena que no pueda aparecer en el Capítulo 7, es que tengo un gran número de amig@s, perdón... ¡AMIG@S!, que me han demostrado todo lo que les importo y que siempre están ahí cuando les necesito. Por eso (jamás me cansaré de decíroslo) MUCHISIMAS GRACIAS a Virtudoides, Mery Mery, Reich, MA, Angelotti, Albertito, K-tomas, la amigaaa (Sonia) y, por supuesto, a RAFFA, la persona que me ha enseñado lo realmente importante de la vida, que ha luchado sin tregua contra algo más serio que una *Tesis* manteniendo en todo momento su sonrisa, y que se ha convertido, además, en mi gran admiradora literaria... ¡Grazie Raffa!

Por supuesto no puedo olvidarme de Andrea y David (la rubia original), mis dos compis del súper-despacho 207, a los que todos los días echo de menos, aunque no me crean, y con los que he compartido grandes momentos que seguro darían para escribir otro libro. Muchas gracias por aguantarme y apoyarme también en la lucha diaria (ya sabéis a qué me refiero), y por demostrarme vuestro apoyo y cariño en todo momento, pese a que a veces, la “ranciez” se apodere de vosotros.

Tampoco puedo olvidarme de mis otras rubias (Cherta, Mabel); así como tampoco de Cova, Amaya, y del resto de técnicos de laboratorio. Por supuesto agradecer a Pakete y Davidenko su compañía y ayuda en las innumerables salidas al campo, con pérdida de llaves incluidas y, por supuesto, a mi tronista favorita, Caroline, por su cariño y amistad. También agradecer al resto de iMdean@s (Juana, José Ángel, Angélica, Ezú, Lucía, Alba, Adri, Natalia, Asu, David Rivas, Junkal, Jorge y un largo etcétera) y por supuesto a Laura, la tercera rubia en discordia que, aunque se meta conmigo, sé que aprecia; a Glori por sacarme siempre una sonrisa; y a Pepis porque... ¡¡vales mucho... y lo sabes!! (Ni Julio Iglesias lo diría mejor).

Si en iMdea hay un nutrido grupo de amigos, ¿qué decir de mis “conocidos” de Luzón? Sois los mejores, y lo sabéis. Os agradezco a tod@s (Juanki, Edu, Alvarito, Bafe, Susi, María, Franky, mis niñas, Carlitos y un largo etcétera) el cariño mostrado hacia mí durante todos estos años. También agradezco a Fernandito, Estelinchis y mi “sobri” (Sergio) el aguantarme y quererme tanto, al igual que a Poli e Isabelita, el apoyo moral y “material” (ya sabes a lo que me refiero, Isa), además de porque nunca, han dejado de creer en mí. ¡Gracias Luzoner@s! (bueno y a Anita que está infiltrada por aquí a pesar de ser de otro pueblo... jejeje).

Tampoco me olvido de mis ambientólog@s (Ivi, Marta, Tamara, Tomi, Diego, Esther(es), Lauris, Carol, Javi, Juanjo, Iván y mi otro “sobri”, Javi). Aunque no nos veamos tanto como deberíamos, sé que habéis estado y estaréis siempre ahí. Gracias también al Sr. Valencia, que lleva conmigo toda una vida y que además va abriéndome y mostrándome el camino... (Me reservo la opinión respecto al siguiente paso). Tampoco quiero olvidarme de mis “conocidos” de Alcalá (Joselillo, Lore, Fer, Eve, Marta y mis otros “sobris”). Además agradezco a Luis y a Alberto su afán de lucha por sacarme de casa en esos momentos en los que lo veía todo negro. ¡Gracias por tirar de mí en esos momentos!

Dicen que los amigos son la familia que uno elige, pero en mi caso, tengo la suerte de poder decir que mi familia forma parte de mi grupo de amigos. Agradezco a mis padres todo el esfuerzo que han demostrado a lo largo de los años para que hoy, sea quien soy, y por su apoyo y guía en los buenos y en los malos momentos sucedidos a lo largo de mi vida. ¡Os quiero!. Gracias también a mi abuela Paulina, mis tíos y primos, que también han luchado y soportado este arduo proceso. No puedo olvidarme de aquellos que han dejado una huella imborrable en mi vida y que, por desgracia, ya no están. Por ello quiero hacer una mención especial a mi tío Roberto, el primero en dejarnos hace ya siete años, y a mis abuelos (Ángel y Lola). Os quiero y espero que estéis donde estéis, os sintáis orgullosos de vuestro sobrino y nieto.

¡¡ESTO ES POR Y PARA TOD@S VOSOTR@S!!

Resumen

En la región mediterránea, la zona hiporreica adquiere una gran relevancia desde el punto de vista ecológico por mantener la conexión hidrológica entre los ambientes superficiales y subterráneos (ecotono) y por actuar como zona de buffer y de refugio para la fauna bentónica ante condiciones extremas asociadas a fenómenos de avenida y de sequía que ocurren de forma periódica en los cauces mediterráneos; así como ante fenómenos relacionados con la intensa presión antrópica que soportan. Esta región está considerada como un punto caliente de diversidad (hotspot) lo que favorece la presencia de unas comunidades hiporreicas diversas y con elevado grado de endemidad.

El objetivo de la presente *Tesis* es el de caracterizar espacio-temporalmente las condiciones ambientales (abióticas y bióticas) asociadas al ambiente hiporreico de dos ríos mediterráneos eminentemente calcáreos de la península ibérica (Henares y Tajuña), mostrando especial interés en las dinámicas poblacionales del grupo de los ciclopoideos (copépodos) y su relación con las condiciones ambientales, de modo que permitan establecer las bases para el desarrollo de un futuro índice biológico de calidad en el ecotono hiporreico. Para ello se han seleccionado un total de 20 puntos, 9 en el río Henares y 11 en el Tajuña en los que se ha analizado un total de 44 variables ambientales relacionadas con las características sedimentológicas, físico-químicas del agua, biológicas y de calidad ecológica, a partir del muestreo semicuantitativo (Bou-Rouch) realizado durante un año (febrero 2012-febrero 2013). Adicionalmente se ha evaluado el uso de las técnicas geofísicas como la tomografía eléctrica (ERT) respecto a la determinación de la extensión de la zona hiporreica y su variación durante dos periodos hidrológicamente diferentes (junio 2013 y abril 2014). Asimismo, se ha estudiado la viabilidad del uso de las masas de agua superficial como unidades de estudio para la caracterización de las condiciones ambientales de la zona hiporreica, y la posibilidad de integrar ésta y su fauna (ciclopoideos) en el proceso de determinación del estado ecológico fluvial.

Los resultados indican una gran heterogeneidad espacial y temporal respecto a las condiciones ambientales asociadas al ambiente hiporreico de ambos cauces. Se ha determinado la presencia de un total de 31 especies de ciclopoideos, de las cuales 13 no han sido aún identificadas (nuevas para la ciencia). En el Henares, se han identificado un total de 18 especies de ciclopoideos que conforman una comunidad caracterizada por una mayor abundancia de especies tolerantes y cosmopolitas

(estigoxenas) como *Paracyclops chiltoni* y *Macrocyclus albidus*, entre otras, debido a una menor interacción con el medio subterráneo. La distribución de las especies se ven condicionadas por las características granulométricas de los sedimentos y por las condiciones físico-químicas de las aguas, que se ven alterados por variaciones en los caudales circulantes y por la presencia de una gravera en la localidad de Heras de Ayuso (Guadalajara). En el caso del Tajuña se han identificado un total de 25 especies que componen una comunidad caracterizada por una mayor abundancia de especies estigobiontes como *Eucyclops hadjebensis* y *Eucyclops graeteri*, y estigofilas como *Diacyclops crassicaudis crassicaudis*, entre otras debido a una mayor conexión hidrológica con el acuífero aluvial asociado. En este sentido, las técnicas geofísicas han demostrado ser un instrumento muy útil en la delimitación espacial de la zona hiporreica; así como de la conectividad hidrológica que presenta con el ambiente superficial y/o subterráneo; de modo que su combinación con los métodos biológicos constituye un interesante campo de investigación a desarrollar en el futuro. La composición y distribución de las comunidades del Tajuña se ven condicionadas también por la heterogeneidad observada en las características sedimentológicas y las características físico-químicas de las aguas, que se ven alteradas por la presencia de una presa y estructuras de derivación en el cauce principal, así como por una intensa actividad agrícola, especialmente en el tramo bajo del Tajuña.

Como consecuencia de los gradientes ambientales observados a lo largo de los perfiles longitudinales de los ríos estudiados se produce también una variación en las comunidades bióticas determinándose el potencial uso de las especies de ciclopoideas como bioindicadoras de las condiciones ambientales asociadas al ecotono hiporreico de los ríos estudiados. Entre ellas destacan *Paracyclops oligarthrus* y *Acanthocyclops vernalis* en el río Henares; y *Diacyclops crassicaudis crassicaudis* en el Tajuña; suponiendo además aquellas especies susceptibles de ser utilizadas como elementos de calidad biológica. Todo ello indica la posibilidad de integrar la zona hiporreica y de los ciclopoideas como elementos biológicos de calidad para la determinación del estado ecológico de las masas de agua superficial y/o en el propio ambiente hiporreico, permitiendo una gestión integrada de los recursos hídricos en los ríos mediterráneos.

Abstract

In the In the Mediterranean region, the special environmental conditions determine the importance of the hyporheic zone, since it acts as a hydraulic connector between surface and groundwater ecosystems (ecotone). Furthermore, it also behaves as a buffer zone and refuge for benthic fauna, especially in the presence of typical extreme conditions (flood and droughts) and anthropic disturbances. This region is characterised by its vast diversity of organisms (biodiversity hotspot), which favours the highly diverse community and endemism occurrence in the hyporheic ecotone.

This thesis aims to characterise both, biotic and abiotic environmental properties associated to the hyporheic zone of two Mediterranean calcareous rivers (Henares and Tajuña) from the Iberian Peninsula. The focus will be mainly on the distribution and dynamics of the cyclopoids copepods group and their relationship to environmental conditions, so as the basis to establish a future biological index applied to the hyporheic ecotone. To achieve this goal, a total of twenty sites (nine along Henares River and eleven along Tajuña River) were selected. Forty-four environmental variables related to the sedimentological, water physicochemistry, biological and ecological quality assessment were surveyed during one year (February 2012-february 2013) by using the Bou-Rouch method (semiquantitative). Moreover, the use of geophysical techniques to determine the extent of the hyporheic zone and its variation have been evaluated in two distinct hydroperiods (June 2013 and April 2014). In the same way, the possibility of using surface water bodies as “research units” for the hyporheic zone studies, together to its integration in the processes related to surface water ecological status assessment.

The results reveal a great spatial and temporal heterogeneity regarding the environmental conditions associated to the hyporheic ecotone at both channels. A high diversity has been described in the studied area where thirty-one species have been identified with a great number of species yet to be described (thirteen species). In the Henares, eighteen species of cyclopoids have been identified. Biotic community is characterised by tolerant and cosmopolitan species such as *Paracyclops chiltoni* and *Macrocyclus albidus*, among others, due to a low groundwater exchange along the hyporheic flowpath. Distribution of species is mainly determined by the sediment structure and hydrochemistry which are altered by surface water-flow variations, together to the presence of a gravel-pit in Heras de Ayuso site. In Tajuña, a total of 25 species have been identified along its associated hyporheic zone. Cyclopoid community

is characterised by a greater abundance of stygobiont/stygophile species such as *Eucyclops hadjebensis*, *Eucyclops graeteri* and *Diacyclops crassicaudis crassicaudis*, due to high hydrological connection to the alluvial aquifer that contributes to the River's water-flow maintenance. In this sense, electrical resistivity tomography method (ERT) has proved to be a very useful instrument in the vertical and lateral extent delimitation of the hyporeic zone; as well as for the hydrological connectivity determination. Therefore, its combination with biological methods constitutes an interesting field for future research. Composition and distribution of hyporheic communities along the Tajuña River are mainly influenced by the heterogeneity on the river-bed structure and hydrochemistry, both influenced by the presence of dams and by intense agricultural activities.

As a consequence of the observed environmental gradients along the hyporheic zone of the studied Rivers, a variation on the biotic communities has been determined. These gradients allow the surface water bodies differentiation between and within the studied Rivers and they determine the potential use of cyclopoids as bioindicators of environmental conditions associated to the hyporheic ecotone. *Paracyclops oligarthrus* and *Acanthocyclops vernalis* in the Henares River, and *Diacyclops crassicaudis crassicaudis* in the Tajuña are supposed to be the most suitable species to be used as bioindicators. All these results show the possibilities for the hyporheic zone and cyclopoid communities to be integrated as additional ecological elements for the ecological status assessment. This may allow an integrated management of water resources in the Mediterranean Rivers.

Índice de contenidos

PARTE I: INTRODUCCIÓN GENERAL	1
CAPÍTULO 1: Introducción	1
1.1. La zona hiporreica	3
1.2. La eco-hidrología de la zona hiporreica	5
1.2.1. Características abióticas de la zona hiporreica.....	8
Las variables climáticas y geográficas	10
Las variables hidrológicas	10
Condiciones físicas del hábitat	12
Los nutrientes y la materia orgánica	13
La composición química del agua.....	14
1.2.2. Características bióticas de la zona hiporreica.....	15
Origen, adaptaciones y clasificación de los organismos hiporreicos	15
La biodiversidad y distribución de la biota en la zona hiporreica	18
La fauna hiporreica como indicadores de las condiciones ambientales.....	24
1.2.3. Procesos, funciones y servicios ambientales asociados a la zona hiporreica	25
1.2.4. Impactos antrópicos sobre la zona hiporreica.....	30
1.2.5. Teorías ecológicas aplicables al ecotono hiporreico.....	33
1.3. Los Ciclopoides (<i>Cyclopoida</i> , <i>Copepoda</i> , <i>Crustacea</i>) como grupo representativo del hiporreos	37
1.3.1. Clasificación taxonómica.....	38
Subfamilia Eucyclopinae (Kiefer 1927)	39
Subfamilia Cyclopinae (Rafinesque 1815)	39
1.3.2. Características generales.....	40
Ciclo de vida, alimentación, locomoción y reproducción	40
Los ciclopoides y su relación con el medio ambiente.....	41
1.4. La zona hiporreica de los ríos de la región mediterránea (península ibérica)	43
1.4.1. Estudios previos sobre la zona hiporreica	45
1.4.2. Marco legislativo y de gestión del ambiente hiporreico en España	48
1.5. Justificación y objetivos de la tesis.....	52
1.6. Bibliografía	56
PARTE II: MATERIAL Y MÉTODOS	75
CAPÍTULO 2: Material y métodos	75
2.1. Área de estudio	77
2.1.1. Características generales del río Henares y su cuenca hidrográfica.....	80
Hidrología e hidrogeología.....	80
Geomorfología y vegetación de ribera	84
Población y usos del suelo	85
2.1.2. Características generales del río Tajuña y su cuenca hidrográfica	86
Hidrología e hidrogeología.....	86
Geomorfología y vegetación de ribera	89
Población y usos del suelo	90
2.2. Diseño de muestreo.....	91
2.2.1. Selección de cauces y puntos de muestreo	91
2.2.2. Caracterización de los puntos de muestreo.....	92
Puntos del río Henares.....	92
Puntos del río Tajuña	99
2.2.3. Variables ambientales estudiadas	104
2.3. Descripción de los trabajos y análisis realizados	106
2.3.1. Trabajos de campo	106
2.3.2. Trabajos de laboratorio	109
Análisis físico-químicos de las aguas	109

Procesamiento de la muestra hiporreica y análisis del componente biológico	110
Análisis de los sedimentos hiporreicos	112
2.3.3. Análisis de datos y estadística	114
2.4. Bibliografía	119
PARTE III: RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	127
CAPÍTULO 3: Características abióticas de la zona hiporreica asociada a los ríos Henares y Tajuña.....	127
3.1. Introducción y objetivos	129
3.1.1. Objetivos e hipótesis de partida	133
3.2. Caracterización de las condiciones abióticas en la zona hiporreica de los ríos Henares y Tajuña	134
3.2.1. Caracterización del hábitat hiporreico del río Henares	134
La composición granulométrica y contenido de materia orgánica en los sedimentos	134
Las características de las aguas superficiales del río Henares	138
Las características de las aguas hiporreicas del río Henares.....	141
3.2.2. La zona hiporreica asociada al río Tajuña	145
La composición granulométrica y contenido de materia orgánica en los sedimentos	145
Las características de las aguas superficiales del río Tajuña.....	149
Las características de las aguas hiporreicas del río Tajuña	152
3.2.3. Comparación entre las condiciones abióticas registradas sobre el ambiente hiporreico del Henares y Tajuña	156
3.3. Discusión de los resultados	158
El hábitat hiporreico de los ríos Henares y Tajuña.....	159
Las masas de agua superficial como unidad de estudio de las características del ambiente hiporreico	167
3.4. Observaciones destacables.....	168
3.5. Bibliografía	170
CAPÍTULO 4: Los factores ambientales condicionantes de la distribución y diversidad de la fauna hiporreica	179
4.1. Introducción y objetivos	181
4.1.1. Objetivos e hipótesis de partida	185
4.2. Diversidad y distribución de la fauna hiporreica de los ríos Henares y Tajuña	186
4.2.1. Las comunidades hiporreicas asociadas al río Henares	186
4.2.2. Las comunidades hiporreicas asociadas al río Tajuña	197
4.2.3. Comparación entre las comunidades bióticas asociadas a los ríos Henares y Tajuña.....	206
4.3. Los factores ambientales como condicionantes de la diversidad y distribución de la fauna hiporreica.....	209
4.3.1. Fauna y factores abióticos en el río Henares.....	209
4.3.2. Fauna y factores abióticos en el río Tajuña	214
4.4. Discusión de los resultados	218
Diversidad, abundancia y distribución de los distintos grupos taxonómicos en las comunidades hiporreicas de los ríos Henares y Tajuña	218
Diversidad, abundancia y distribución de las especies de ciclopoideas en las comunidades hiporreicas de los ríos Henares y Tajuña	222
Los ciclopoideas como bioindicadores de las condiciones ambientales de la zona hiporreica asociada a los ríos Henares y Tajuña	232
Las masas de agua superficial como unidad de estudio de las características bióticas del ambiente hiporreico.....	235
4.5. Observaciones destacables.....	236
4.6. Bibliografía	239

CAPÍTULO 5: El uso de la tomografía de resistividad eléctrica y la fauna para evaluar los intercambios hidrológicos en la zona hiporreica	249
5.1. Introducción y objetivos	251
5.1.1. Objetivos e hipótesis de partida	255
5.2. Perfiles de tomografía eléctrica (ERT) y condiciones ambientales durante la experimentación	258
5.3. Estructura y composición de las comunidades bióticas	264
5.4. Discusión de los resultados	270
Las técnicas geofísicas y las comunidades bióticas para evaluar el intercambio hidrológico en la zona hiporreica de los ríos Henares y Tajuña	270
5.5. Observaciones destacables	275
5.6. Bibliografía	278
CAPÍTULO 6: El uso de ciclopoides para determinar el estado ecológico conforme a la Directiva Marco del Agua	285
6.1. Introducción y objetivos	287
6.1.1. Objetivos e hipótesis de partida	293
6.2. Estimación del estado ecológico en los cauces del Henares y Tajuña (ecotipos R-T12 y R-T16)	295
6.2.1. Elementos de calidad biológica	295
6.2.2. Elementos de calidad físico-química	305
6.2.3. Elementos de calidad hidromorfológica	312
6.3. Los ciclopoides como elementos de calidad biológica	314
6.4. Discusión de los resultados	321
La calidad ecológica asociada a los ecotipos estudiados (R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea y R-T16: ejes mediterráneos continentales mineralizados) y la importancia de las condiciones ambientales en la zona hiporreica	321
Los ciclopoides como elemento de calidad biológica para la determinación del estado ecológico en el ambiente hiporreico	327
6.5. Observaciones destacables	332
6.6. Bibliografía	334
PARTE IV: CONCLUSIONES	341
CAPÍTULO 7: Conclusiones y tendencias futuras	341
7.1. Conclusiones Generales	343
7.2. Recomendaciones y trabajos futuros	350
Glosario	357
Bibliografía	361
Anexos 363	
Sitios de muestreo seleccionados en el río Henares	363
Sitios de muestreo seleccionados en el río Tajuña	375

Índice de Figuras

Figura 1. 1. Esquema de la zona hiporreica mostrando la dinámica en los intercambios de agua soportados por ella. A: zona de infiltración de agua superficial hacia la zona hiporreica (<i>downwelling</i>); B: zona de surgencia de aguas subterráneas hacia la zona hiporreica (<i>upwelling</i>). Fuente: adaptado de Buss et al. (2009).	5
Figura 1. 2. Esquema de las diferentes escalas espaciales a las que se pueden realizar estudios relacionados con la caracterización de las condiciones ambientales asociadas a la zona hiporreica. Fuente: elaboración propia con imágenes obtenidas en diferentes publicaciones (Navarro y Benítez, 1995; Blanco, 2009; Wikiwand, 2017).	7
Figura 1. 3. Diferentes situaciones respecto a la relación entre los ecosistemas acuáticos superficiales (río) y los subterráneos (acuífero) a través de la zona hiporreica: a) río que recarga a un sistema acuífero (río perdedor); b) río que infiltra agua a un sistema acuífero desconectado a través de la zona hiporreica (zona de descarga o <i>downwelling</i>); c) río con aporte subterráneo (río ganador) a través de la zona hiporreica que genera zona de recarga/surgencia o <i>upwelling</i> . Fuente: Arumí et al. (2012).	9
Figura 1. 4. Relación entre los diferentes factores que determinan las condiciones físicas del hábitat hiporreico (estructura local de los sedimentos). Fuente: adaptado de Ward et al. (1998).	10
Figura 1. 5. Diferencias respecto a las características físico-químicas y otras condiciones ambientales asociadas al ecotono hiporreico en zonas de infiltración de agua superficial hacia la zona hiporreica (<i>downwelling zone</i>); y en zonas de aporte de aguas subterráneas hacia el ambiente hiporreico (<i>upwelling zone</i>). Fuente: adaptado de Hancock et al. (2005).	12
Figura 1. 6. Clasificación de los organismos que aparecen en el ecotono hiporreico en relación a su grado de adaptación al medio acuático subterráneo, conforme a las clasificaciones de William y Hynes (1974) y de Gibert et al. (1994). Fuente: adaptado de Claret et al. (1999).	17
Figura 1. 7. Modelo con las diferentes respuestas de la fauna ante los fenómenos de perturbación que ocurren en el medio hiporreico. Fuente: adaptado de Hershkovitz y Gasith (2013).	18
Figura 1. 8. Principales factores que afectan a la presencia de los organismos en la zona hiporreica. Fuente: adaptado de Zibrat (2012).	20
Figura 1. 9. Regiones biogeográficas presentes en Europa. Fuente: Ibáñez (2007).	21
Figura 1. 10. Procesos y factores abióticos (izquierda) y bióticos (derecha) que los regulan, a escala local y a escala de cuenca hidrográfica. Fuente: adaptado de Marmonier et al. (2012).	27
Figura 1. 11. Ciclos biogeoquímicos que ocurren en la zona hiporreica: a) ciclo del carbono; b) ciclo del nitrógeno; c) ciclo del fósforo. Fuente: adaptado de Baldwin y Mitchell (2000).	29
Figura 1. 12. Esquema de la espiral de nutrientes y los componentes de su longitud (distancia de asimilación, S_w ; y distancia de retorno, S_b). Fuente: adaptado de Martí y Sabater (2009).	35
Figura 1. 13. Modelos conceptuales respecto al funcionamiento del ecosistema fluvial. Dinámica de nutrientes (Webster y Patten, 1979) y Modelo del Río Continuo (Vannote et al., 1980). Clave: MOFP: Materia Orgánica Finamente Particulada; MOD: Materia Orgánica Disuelta; MOPG: Materia Orgánica Particulada Gruesa; Rombo: tipo de sustrato; P: productividad; R: respiración. Fuente: adaptado de Gómez Cerezo (2016).	36
Figura 1. 14. Diferencias morfológicas entre los principales órdenes de copépodos presentes en el medio subsuperficial hiporreico: a) Calanoida; b) Cyclopoida; c) Harpacticoida. Fuente: Dussart y Defaye (2001).	38
41	
Figura 1. 15. Ciclo de vida de los copépodos. (Fuente: adaptado de Escobar, 2016).	41
Figura 1. 16. Número de publicaciones indexadas relacionadas con estudios sobre la zona hiporreica y los ciclopoideos en España desde 1978 utilizando diferentes combinaciones de las palabras clave "Hyporheic", "Spain", "Cyclopoids" y "Cyclopoida". Fuente: ISI Web of Knowledge (2016).	47
Figura 2. 1. Localización del área de estudio (cuenca hidrográfica del Jarama). Fisiografía y red hidrográfica principal con sus correspondientes subcuencas (Henares, Tajuña y Manzanares-Jarama).	77

Figura 2. 2. Ecotipos y litologías presentes en la cuenca hidrográfica del Henares. Clave: R-T11: <i>Ríos de montaña mediterránea silíceo</i> ; R-T12: <i>Ríos de montaña mediterránea calcárea</i> ; R-T12-HM: <i>Ríos de montaña mediterránea (muy modificados)</i> ; R-T13: <i>Ríos mediterráneos muy mineralizados</i> ; R-T16: <i>Ejes mediterráneo-continentales mineralizados</i> ; R-T16-HM: <i>Ejes mediterráneo-continentales mineralizados (muy modificados)</i> ; E-T07: <i>Monomítico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15°C pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos</i> ; L-T12: <i>Lago cárstico, calcáreo, permanente, cierre travertínico</i> ; L-T17: <i>Lago interior en cuenca de sedimentación, mineralización baja, temporal</i> . Clave: * = ecotipo asociado al canal principal del río Henares.....	83
Figura 2. 3. Masas de agua subterráneas (MSBTs) presentes en la cuenca hidrográfica del Henares.....	84
Figura 2. 4. Ecotipos y litologías presentes en la cuenca hidrográfica del Tajuña.....	88
Figura 2. 5. Masas de agua subterránea (MSBT) presentes en la cuenca hidrográfica del Tajuña.	89
Figura 2. 6. Diagrama representativo de las escalas espaciales y temporales utilizadas en los estudios correspondientes a la <i>Tesis</i>	92
Figura 2. 7. Fotografías de los puntos seleccionados para las investigaciones relacionadas con la <i>Tesis</i> a lo largo del cauce del río Henares. a) Sigüenza (Guadalajara); b) Jadraque (Guadalajara); c) Heras de Ayuso (Guadalajara); d) Fontanar (Guadalajara); e) Guadalajara; f) Alovera (Guadalajara); g) Los Santos de la Humosa (Madrid); h) Alcalá de Henares (Madrid); i) Mejorada del Campo (Madrid).	96
Figura 2. 8. Localización de los puntos de muestreo seleccionados a lo largo del cauce del río Henares y su relación con las masas de agua superficiales, usos del suelo e impactos.	97
Figura 2. 9. Localización de los puntos de muestreo seleccionados a lo largo del cauce del río Tajuña y su relación con las masas de agua superficiales, usos del suelo e impactos.	100
Figura 2. 10. Fotografías de los puntos seleccionados para las investigaciones relacionadas con la <i>Tesis</i> a lo largo del cauce del río Tajuña: a) Luzón (Guadalajara); b) Peña horadada, Luzón (Guadalajara); c) Luzaga (Guadalajara); d) Abanades (Guadalajara); e) Masegoso de Tajuña (Guadalajara); f) Armuña de Tajuña (Guadalajara); g) Romancos (Guadalajara); h) Loranca de Tajuña (Guadalajara); i) Orusco de Tajuña (Madrid); j) Chinchón (Madrid), represamiento formando una laguna; k) Titulcia (Madrid).	103
Figura 2. 11. Disposición de los puntos (réplicas HZA y HZB) para la obtención de muestra de la zona hiporreica en cada uno de los puntos de muestro seleccionado. Foto correspondiente al punto T1: Luzón (Guadalajara).	106
Figura 2. 12. Bomba y aparataje utilizados para el muestro de la zona hiporreica: a) martillo; b) tubería guía deslizante para el martillo; c) bomba manual Bou-Rouch; d) adaptador tubería martillo-tubería toma muestra; e) tubería toma muestra con agujeros ($\varnothing = 0,5 \text{ cm}$) en la parte distal para la toma de muestra.	107
Figura 2. 13. Proceso secuencial de los trabajos realizados para la obtención de la muestra hiporreica: a) bombeo de la zona hiporreica para la obtención de la muestra; b) filtrado por la red de $63 \mu\text{m}$ de la muestra; c) conservación de la muestra con etanol al 70%.	108
Figura 2. 14. Disposición de los electrodos a lo largo del perfil transversal al cauce del río para el estudio de resistividad eléctrica mediante la técnica ERT. Foto correspondiente al punto T6: Romancos (Guadalajara).	109
Figura 2. 15. Estufa de secado y esterilización (izquierda), y agitadora (derecha) utilizadas para los análisis granulométricos del sedimento hiporreico.	112
Figura 2. 16. Horno mufla utilizado para la combustión y determinación de la materia orgánica finamente particulada (MOFP) presente en los sedimentos hiporreicos.	113
Figura 3. 1. Modelo conceptual de procesos ecológicamente significativos e interacciones entre las zonas bentónicas e hiporreicas según el caudal circulante en superficie: a) condiciones normales; b) caudal bajo. Fuente: adaptado de (Buss et al., 2009).....	131
Figura 3. 2. Gradientes ambientales observables a lo largo del continuo hiporreico asociado a los cauces fluviales en condiciones naturales. Fuente: adaptado de Boulton et al. (2008).....	132
Figura 3. 3. Composición granulométrica media (valores porcentuales medios en peso seco) de los puntos de muestreo relacionados con el ecotono hiporreico del río Henares (febrero 2012 – febrero 2013).	135

Figura 3. 4. Contenido de materia orgánica (MOFP) de los sedimentos hiporreicos en cada uno de los puntos asociados al río Henares, por campaña (barras; excepto el punto H6-4, no muestreado) y valores medios puntuales (línea).....	136
Figura 3. 5. Análisis CAP (distancia Euclídea) mostrando la distribución de los puntos de muestro asociados al río Henares en función a las propiedades sedimentológicas estudiadas y agrupados por masa de agua superficial (MSPF). Los vectores indican aquellos parámetros correlacionados con los puntos de muestreo ($R > 0,3$)..	137
Figura 3. 6. Diagrama de Piper-Hill-Langellier mostrando la clasificación hidrogeoquímica respecto a las aguas superficiales (diferenciadas por MSPF) asociadas al río Henares; TA = tramo alto; TM = tramo medio; TB = tramobajo.	139
Figura 3. 7. Análisis CAP (distancia Euclídea) mostrando la distribución de los puntos de muestro asociados al río Henares en función a las propiedades físico-químicas del agua hiporreica agrupados por masa de agua superficial (MSPF). Los vectores indican aquellos parámetros correlacionados con los puntos de muestreo ($R > 0,3$)..	142
Figura 3. 8. Análisis CAP (distancia Euclídea) mostrando la distribución de los puntos de muestro asociados al río Henares en función a las propiedades físico-químicas estudiadas en las aguas hiporreicas y agrupados por campaña de muestreo. Los vectores indican aquellos parámetros correlacionados con los puntos de muestreo.	144
Figura 3. 9. Composición granulométrica media (valores porcentuales medios en peso seco) de los puntos de muestreo relacionados con el ecotono hiporreico del río Tajuña (febrero 2012 – febrero 2013).	147
Figura 3. 10. Contenido de materia orgánica (MOFP) de los sedimentos hiporreicos en cada uno de los puntos asociados al río Henares, por campaña (barras; excepto el punto H6-4, no muestreado) y valores medios puntuales (línea).....	147
Figura 3. 11. Análisis CAP(distancia Euclídea) mostrando la distribución de los puntos de muestro asociados al río Tajuña en función a las propiedades sedimentológicas estudiadas y agrupados por masa de agua superficial (MSPF). Los vectores indican aquellos parámetros correlacionados con los puntos de muestreo..	148
Figura 3. 12. Diagrama de Piper-Hill-Langellier mostrando la clasificación hidrogeoquímica respecto a las aguas hiporreicas (diferenciadas por MSPF) asociadas al río Henares.....	149
Figura 3. 13. Análisis CAP(distancia Euclídea) mostrando la distribución de los puntos de muestro asociados al río Tajuña en función a las propiedades físico-químicas de las aguas hiporreicas estudiadas y agrupados por masa de agua superficial (MSPF). Los vectores indican aquellos parámetros correlacionados con los puntos de muestreo.	153
Figura 3. 14. Análisis CAP (distancia Euclídea) mostrando la distribución de los puntos de muestro asociados al río Tajuña en función a las propiedades físico-químicas estudiadas sobre las aguas hiporreicas agrupados por campaña de muestreo. Los vectores indican aquellos parámetros correlacionados con los puntos de muestreo.	154
Figura 3. 15. Análisis db-RDA basado en la distancia Euclídea y vectores con los parámetros introducidos (correlación de Pearson) representando la distribución de los puntos de muestreo en función a las características abióticas del ambiente hiporreico asociado al Henares y Tajuña para determinar su diferenciación por cauces.....	158
Figura 4. 1. Análisis CAP para la clasificación de los puntos de muestreo de acuerdo a la composición de las comunidades bióticas del ambiente hiporreico del río Henares, agrupadas por el factor "MSPF". Vectores indicando los grupos con una correlación $R > 0,5$	188
Figura 4. 2. Curvas de acumulación de especies para los valores calculados a partir de los estimadores no paramétricos Chao1, Chao2, Jackknife y de los valores observados (S_{obs}) en el ambiente hiporreico del Henares.	191
Figura 4. 3. Análisis CAP para la clasificación de los puntos de muestreo mediante el factor de agrupamiento "MSPF", de acuerdo a la composición de las comunidades de ciclopoideas identificadas en el ambiente hiporreico del río Henares. Vectores indicando las especies de ciclopoideas con correlación $R > 0,5$	192
Figura 4. 4. Análisis ACP para la clasificación de los puntos de muestreo de acuerdo a la composición de las comunidades bióticas del ambiente hiporreico del río Tajuña, agrupadas por el factor "MSPF". Vectores indicando los grupos taxonómicos con una correlación $R > 0,5$	198
Figura 4. 5. Curvas de acumulación de especies para los valores calculados a partir de los estimadores no paramétricos Chao1, Chao2, Jackknife y de los valores observados (S_{obs}) en el ambiente hiporreico del Tajuña.....	201

Figura 4. 6. Análisis ACP para la clasificación de los puntos de muestreo mediante el factor de agrupamiento “MSPF”, de acuerdo a la composición de las comunidades de ciclopoideas identificadas en el ambiente hiporreico del río Tajuña. Vectores indicando las especies con una correlación $R > 0,5$	202
Figura 4. 7. Análisis db-RDA mostrando la diferencia entre los ambientes hiporreicos asociados a los ríos Henares y Tajuña respecto a la composición de las comunidades de ciclopoideas presentes en cada uno de ellos. Los vectores muestran aquellas especies más significativas de cada uno de los ríos ($R > 0,20$).....	208
Figura 4. 8. Análisis ACC representando la distribución de las especies de ciclopoideas presentes en el ecotono hiporreico del río Henares y su relación con las principales variables ambientales abióticas estudiadas.	211
Figura 4. 9. Diagrama de Venn explicando el porcentaje relativo a la variación que representan las variables físico-químicas básicas, las relacionadas con las actividades agrícolas y urbanas (carga orgánica), y las características granulométricas y de contenido de MOFP, respecto a la distribución de las especies de ciclopoideas a lo largo del ambiente hiporreico asociado al río Henares. Los valores entre paréntesis hacen referencia a la variabilidad respecto al total, explicada por cada uno del conjunto de variables estudiadas.	212
Figura 4. 10. Análisis ACC representando la distribución de las especies de ciclopoideas presentes en el ecotono hiporreico del río Tajuña y su relación con las principales variables ambientales abióticas estudiadas.	216
Figura 4. 11. Diagrama de Venn explicando el porcentaje relativo a la variación que representan las variables físico-químicas básicas, las relacionadas con las actividades agrícolas y urbanas (carga orgánica), y las características granulométricas y de contenido de MOFP, respecto a la distribución de las especies de ciclopoideas a lo largo del ambiente hiporreico asociado al río Tajuña. Los valores entre paréntesis hacen referencia a la variabilidad respecto al total, explicada por cada uno del conjunto de variables estudiadas.	216
Figura 5. 1. Características ambientales asociadas a las zonas de <i>upwelling</i> y de <i>downwelling</i> . Fuente: adaptado de (Winter et al., 1998).....	252
Figura 5. 2. Zonificación del ecosistema fluvial mostrando la zona de ribera, la zona parafluvial y la zona hiporreica. Fuente: adaptada de Gómez Cerezo (2016).	254
Figura 5. 3. Localización de los puntos de muestreo utilizados para la realización de los análisis a escala local mediante las técnicas geofísicas de resistividad eléctrica, ERT (junio 2013: periodo seco; abril 2014: periodo húmedo).	256
Figura 5. 4. Perfiles de resistividad obtenidos mediante la técnica ERT en el punto H3 (Río Henares): a) campaña correspondiente a la campaña de verano (junio 2013); b) campaña correspondiente a la primavera (abril 2014).	259
Figura 5. 5. Composición granulométrica (en % de peso seco) en los puntos estudiados durante el periodo de realización de los perfiles correspondientes al ERT. a) Punto H3 (Heras de Ayuso, Guadalajara; Río Henares); b) Punto T6 (Romancos, Guadalajara; Río Tajuña).....	260
Figura 5. 6. Perfiles de resistividad obtenidos mediante la técnica ERT en el punto T6 (Río Tajuña): a) campaña correspondiente al periodo seco (junio 2013); b) campaña correspondiente a al periodo húmedo (abril 2014).	263
Figura 5. 7. Análisis db-RDA mostrando la diferencia entre los ambientes hiporreicos asociados a los puntos H3: Heras de Ayuso, Guadalajara (Henares) y T6: Romancos, Guadalajara (Tajuña) respecto a los parámetros abióticos determinados considerando la totalidad de campañas realizadas (febrero 2012 – abril 2014). Los vectores muestran aquellos parámetros con correlación superior a $R > 0,5$	264
Figura 5. 8. Análisis ARD-bd mostrando la diferencia entre los ambientes hiporreicos asociados a los puntos H3 (Henares) y T6 (Tajuña) respecto a las comunidades bióticas (especies de copépodos y ostrácodos). Los vectores muestran aquellas especies con una correlación superior a $R > 0,5$	268
Figura 6. 1. Proceso iterativo para la determinación del estado ecológico en las MSPF conforme a lo establecido en la DMA. (Fuente: (BOE, 2015a).....	290
Figura 6. 2. Análisis db-RDA mostrando la diferencia entre los ambientes hiporreicos asociados a los ecotipos R-T12 y R-T16 respecto a la composición de las comunidades de ciclopoideas presentes en cada uno de ellos. Los vectores muestran aquellas especies más significativas de cada uno de los ríos ($R > 0,50$).	305
Figura 6. 3. Diagrama de Venn explicando el porcentaje relativo a la variación que representan las variables físico-químicas recogidas por el RD81782015, las relacionadas con los índices de	

calidad ecológica (IBMWP y QBR), y otras características determinadas como relevantes respecto a la distribución de los ciclopoideos en el ecotono hiporreico, respecto a la distribución de los ciclopoideos a lo largo del ambiente hiporreico asociado al ecotipo R-T12. Los valores entre paréntesis hacen referencia a la variabilidad , respecto al total, explicada por cada uno de los conjuntos de variables..... 316

Figura 6. 4. Diagrama de Venn explicando el porcentaje relativo a la variación que representan las variables físico-químicas recogidas por el RD81782015, las relacionadas con los índices de calidad ecológica (IBMWP y QBR), y otras características determinadas como relevantes respecto a la distribución de los ciclopoideos en el ecotono hiporreico, respecto a la distribución de los ciclopoideos a lo largo del ambiente hiporreico asociado al ecotipo R-T16. Los valores entre paréntesis hacen referencia a la variabilidad , respecto al total, explicada por cada uno de los conjuntos de variables..... 318

Índice de Tablas

Tabla 1. 1. Principales niveles taxonómicos (Filo/subfilo - Clase/subclase – Orden/suborden) de organismos presentes en la zona hiporreica.	19
Tabla 1. 2. Clasificación de los servicios ambientales y bienes generados a partir del correcto funcionamiento del ecotono hiporreico. Fuente: adaptado de Griebler y Avramov, 2015).	30
Tabla 2. 1. Número de áreas protegidas y figuras de protección asociadas, presentes en la cuenca del Jarama y en cada una de las subcuencas hidrográficas estudiadas (Henares y Tajuña)...	79
Tabla 2. 2. Masas de agua superficial y ecotipos (número de masas de agua superficial asociada a cada uno de ellos) presentes en la subcuenca del río Tajuña diferenciadas por ríos, arroyos, embalses y lagos. Fuente: (BOE, 2016).....	82
Tabla 2. 3. Masas de agua superficial y ecotipos (número de masas de agua superficial asociada a cada uno de ellos) presentes en la subcuenca del río Tajuña diferenciadas por ríos, arroyos, embalses y lagos. Fuente: (BOE, 2016).....	87
Tabla 2. 4. Principales características de los puntos de muestreo seleccionados a lo largo del curso fluvial del río Henares.....	98
Tabla 2. 5. Principales características de los puntos de muestreo seleccionados a lo largo del curso fluvial del río Tajuña.	101
Tabla 2. 6. Variables ambientales (abióticas y bióticas) estudiadas en cada uno de los puntos de muestreo seleccionados, clasificadas por su tipología.	105
Tabla 2. 7. Equipamientos utilizados para el análisis de los parámetros físico-químicos determinados en el agua superficial e hiporreica.	109
Tabla 2. 8. Grupo de organismos y nivel taxonómico máximo de identificación respecto a los organismos presentes en las muestras hiporreicas y bentónicas obtenidas durante el estudio.	111
Tabla 2. 9. Factores, niveles y simbología utilizados en los análisis estadísticos realizados	116
Tabla 3. 1.- Valores mínimos, máximos, medios y desviación estándar para el periodo Febrero 2012- 2013 relativos a 23 de los 27 parámetros físico-químicos analizados en las aguas superficiales del río Henares (totalidad del cauce y por MSPF muestreada).	140
Tabla 3. 2.- Valores mínimos, máximos, medios y desviación estándar para el periodo Febrero 2012- 2013 relativos a 23 de los 27 parámetros físico-químicos analizados en las aguas hiporreicas del río Henares (totalidad del cauce y por MSPF muestreada).	143
Tabla 3. 3 Valores mínimos, máximos, medios y desviación típica para el periodo Febrero 2012- 2013 relativos a 23 de los 27 parámetros físico-químicos analizados en las aguas superficiales del río Tajuña (totalidad del cauce y por MSPF muestreada).	151
Tabla 3. 4.- Valores mínimos, máximos, medios y desviación típica para el periodo Febrero 2012- 2013 relativos a 23 de los 27 parámetros físico-químicos analizados en las aguas hiporreicas del río Tajuña (totalidad del cauce y por MSPF muestreada).	155
Tabla 4. 1. Abundancias medias (número total de individuos) y número de grupos taxonómicos identificados a lo largo del ecotono hiporreico asociado al río Henares, por masas de agua estudiadas (MSPF) y en cada punto de muestro (H1-H9) comprendiendo el periodo estudiado (febrero 2012- febrero 2013).	189
Tabla 4. 2. Abundancias medias (número total de individuos) y diversidad (número de especies presentes e índice de Shannon-Wiener), y ratio especies Sb/nSb de ciclopoideas identificados a lo largo del ecotono hiporreico asociado al río Henares a escala global (río completo), por MSPF estudiada y por punto de muestro, comprendiendo el periodo entre febrero 2012 y febrero 2013.	193
Tabla 4. 3. Resultados SIMPER (<i>Similarity Percentajes</i>) obtenidos en PRIMER-E respecto a las masas superficiales (MSPFs) con mayor diferenciación respecto a la composición de las comunidades (especies de ciclopoideas) en el ecotono hiporreico del río Henares.	195
Tabla 4. 4. Resultados SIMPER (<i>Similarity Percentajes</i>) obtenidos en PRIMER-E respecto a las campañas con mayor diferenciación respecto a la composición de las comunidades (especies de ciclopoideas) en el ecotono hiporreico del río Henares.	196
Tabla 4. 5. Abundancias medias (número total de individuos) y diversidad (número de grupos presentes) a lo largo del ecotono hiporreico asociado al río Tajuña a escala global (río	

completo), por masas de agua estudiadas (MSPF) y en cada punto de muestro (T1-T11) comprendiendo el periodo estudiado (febrero 2012- febrero 2013).....	199
Tabla 4. 9. Relación de especies de ciclopoideas y cauces en los cuales han sido identificados durante el periodo febrero 2012-febrero 2013.....	207
Tabla 4. 10. Correlaciones de Spearman entre las especies y los parámetros ambientales estudiados (p -valor < 0,05) en el ecotono hiporreico del río Henares.....	213
Tabla 4. 11. Correlaciones de Spearman entre las especies y los parámetros ambientales estudiados (p -valor < 0,05) en el ecotono hiporreico del río Tajuña.....	217
Tabla 5. 1. Resultados de los principales parámetros físico-químicos (mg/L), caudales (en m ³ /s) y composición granulométrica (% peso seco) de los sedimentos asociados a los puntos de muestro H3 (Henares) y Tajuña (T6) durante los periodos correspondientes a la realización de los perfiles de resistividad (ERT).....	262
Tabla 5. 2. Valores de los estimadores de diversidad no paramétricos Chao 1, Chao 2 y Jackknife en los sitios de muestro correspondientes a Heras de Ayuso (Guadalajara) y Romancos (Guadalajara) (febrero 2012 - abril 2014) asociados al cauce del río Henares (H) y Tajuña (T), respectivamente.....	265
Tabla 5. 3. Abundancias totales de los diferentes taxones y especies en los puntos estudiados (H3: Henares y T6: Tajuña) registradas durante las campañas de muestro correspondiente a las de la realización de los perfiles de resistividad eléctrica, ERT (junio 2013: verano; abril 2014: primavera).....	267
Tabla 5. 4. Resultados SIMPER (Similarity Percentages) obtenidos en PRIMER-E mostrando las especies que contribuyen a la diferenciación respecto a los puntos estudiados (H3: Henares; T6: Tajuña) considerando la totalidad del periodo estudiado; diferenciación entre las muestras asociadas al verano (mayo 2012, septiembre 2012, junio 2013); al invierno/primavera (febrero 2012, diciembre 2012, febrero 2013, abril 2014); y las campañas correspondientes a la investigación geofísica, ERT (junio 2013 y abril 2014).....	269
Tabla 6. 1. Ecotipos estudiados y correspondencias con las MSPF, puntos y ríos muestreados a lo largo de las campañas realizadas entre febrero de 2012 y febrero de 2013.....	291
Tabla 6. 2. Condiciones de referencia establecidas para los diferentes indicadores biológicos, hidromorfológicos y químicos establecidos por la DMA y el RD 817/2015 para la determinación del estado ecológico en los ecotipos estudiados, R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea (negro), y R-T16: Ejes mediterráneos continentales mineralizados (gris).....	291
Tabla 6. 3. Valores brutos y medios del índice biológico de calidad ecológica IBMWP, categoría ecológica (ecoQ) asociada a los puntos y las MSPF correspondientes a los ríos estudiados (Henares, en fondo gris, y Tajuña) clasificados según los ecotipos R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea y R-T16: Ejes mediterráneos continentales mineralizados.....	296
Tabla 6. 4. Valores de los estimadores de diversidad no paramétricos Chao 1, Chao 2 y Jackknife en los sitios de muestro correspondientes a Heras de Ayuso (Guadalajara) y Romancos (Guadalajara) (febrero 2012 - abril 2014) asociados al cauce del río Henares (H) y Tajuña (T), respectivamente.....	297
Tabla 6. 5. Relación de especies de ciclopoideas encontrados en los ambientes hiporreicos asociados a cada uno de los ecotipos estudiados.....	298
Tabla 6. 6. Abundancias medias (número total de individuos) y diversidad (número de especies presentes e índice de Shannon-Wiener), y ratio especies Sb/nSb de ciclopoideas identificados a lo largo del ecotono hiporreico asociado al ecotipo R-T12, cuyos puntos y MSPF corresponden con puntos del río Henares (fondo gris) y del Tajuña.....	300
Tabla 6. 7. Abundancias medias (número total de individuos) y diversidad (número de especies presentes e índice de Shannon-Wiener), y ratio especies Sb/nSb de ciclopoideas identificados a lo largo del ecotono hiporreico asociado al ecotipo R-T16, cuyos puntos y MSPF corresponden con puntos del río Henares.....	302
Tabla 6. 8. Resultados SIMPER (<i>Similarity Percentages</i>) obtenidos en PRIMER-E respecto a las MSPFs con mayor diferenciación respecto a la composición de las comunidades (especies de ciclopoideas) en el ecotono hiporreico asociado al ecotipo R-T12.....	303
Tabla 6. 9. Resultados SIMPER (<i>Similarity Percentages</i>) obtenidos en PRIMER-E respecto a las MSPFs con mayor diferenciación respecto a la composición de las comunidades (especies de ciclopoideas) en el ecotono hiporreico asociado al ecotipo R-T16.....	304
Tabla 6. 10. Resultados analíticos de los parámetros físico-químicos utilizados para determinación del estado ecoQ de las aguas superficiales pertenecientes al ecotipo R-T12 y valor estimado	

del índice simplificado de calidad de aguas (ISQA). Puntos del río Henares marcado en fondo gris	307
Tabla 6. 11. Resultados analíticos de los parámetros físico-químicos utilizados para determinación del estado ecoQ de las aguas superficiales pertenecientes al ecotipo R-T16 y valor estimado del índice (ISQA)	308
Tabla 6. 12. Resultados analíticos de los parámetros físico-químicos utilizados para tratar de determinar el estado ecoQ de las aguas hiporreicas pertenecientes al ecotipo R-T12. (Río Henares en fondo gris)	310
Tabla 6. 13. Resultados analíticos de los parámetros físico-químicos utilizados para tratar de determinar el estado ecoQ de las aguas hiporreicas pertenecientes al ecotipo R-T16.....	311
Tabla 6. 14. Valores del índice QBR obtenidos para cada uno de los puntos de muestreo estimados a partir de informes de la CHT (CHT, 2017) y categoría ecológica correspondiente conforme a la legislación (RD 817/2015) y Munné et al., 2003). Valores medios de los parámetros sedimentológicos (% de las fracciones granulométricas) determinados en el ambiente hiporreico que pudieran relacionarse con la calidad hidromorfológica asociada a los puntos estudiados en el ecotipoR-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea; R-T16: Ejes mediterráneos continentales mineralizados (febrero 2012 - febrero 2013).....	312
Tabla 6. 15. Correlaciones de Spearman entre las especies y los parámetros ambientales considerados para el estudio, composición granulométrica, e índices de calidad ecológica (p-valor < 0,05) en el ecotono hiporreico (HZ) y ambiente superficial (Rio) asociado al ecotipo R-T12.....	315
Tabla 6. 16. Correlaciones de Spearman entre las especies y los parámetros ambientales considerados para el estudio, composición granulométrica, e índices de calidad ecológica (p-valor < 0,05) en el ecotono hiporreico (ZH) y ambiente superficial (Rio) asociado al ecotipo R-T16.....	317
Tabla 6. 17. Rangos de tolerancia (mínimo - máximo; o valor único) de las especies identificadas a lo largo de los cauces estudiados (Henares y Tajuña) durante el periodo estudiado (febrero 2012-febrero 2013) en relación a los parámetros recogidos por el RD817/2015 y determinados como relevantes a partir de los análisis BEST (Capítulo 4 de la presente Tesis) medidos en el ambiente hiporreico y clasificadas según el ecotipo en el que aparecen.....	319
Continuación Tabla 6. 17	320

Símbolos y acrónimos

Ø	Diámetro
%	Porcentaje
‰	Tanto por mil
°C	Grados centígrados
µS/cm	MicroSiemens por centímetro (unidad de conductividad)
>1 mm	Arenas muy gruesas
0,5 – 1 mm	Arenas gruesas
0,25 – 0,5 mm	Arenas medias
0,125 – 0,25 mm	Arenas finas
0,063 – 0,125 mm	Arenas muy finas
AD	Anexos digitales
AD_ecoQ	Anexos digitales (datos relacionados estado ecológico)
AD_foq	Anexos digitales (datos físico-químicos de las aguas superficiales e hiporreicas)
AD_gráficos	Anexos digitales (gráficos adicionales)
AD_granulometría	Anexos digitales (datos granulométricos y de contenido de <i>materia orgánica en los sedimentos</i>)
Alc.	Alcalinidad del agua
Alt.	Altitud
BEST	Bio-Env + Stepwise (análisis estadístico)
BOE	Boletín Oficial del Estado
Ca ²⁺	Ion calcio
CAP	Análisis Canónico de Coordenadas Principales (Canonical Analysis of Principal Coordinates)
C.A.S.	Identificador de productos químicos (<i>Chemical Abstract Service</i>)
CCA	Análisis de correspondencia canónica (<i>Canonical Correspondence Analysis, CCA</i>)
CCH	Concepto del Continuo Hiporreico (<i>hyporheic continuum concept, HCC</i>)
CE	Conductividad Eléctrica
CHT	Confederación Hidrográfica del Tajo
CI	Carbono inorgánico (<i>inorganic carbón, IC</i>)
Cl ⁻	Ion cloruro
CO ₃ ²⁻	Ion carbonato
COD	Carbono orgánico disuelto (<i>dissolved organic carbón, DOC</i>)
COT	Carbono orgánico total (<i>total organic carbón, TOC</i>)
db-RDA	Análisis de redundancia basado en la distancia (<i>distance-based redundancy analysis</i>)
DBO ₅	Demanda biológica de oxígeno
DHT	Demarcación Hidrográfica del Tajo
DMA	Directiva marco del agua (Directiva 60/2000/CE)

DOCE	Documento oficial de las comunidades europeas
DOUE	Documento oficial de la unión europea
DQO	Demanda química de oxígeno
Dur.	Dureza del agua
EcoQ	Estado ecológico
EDAR	Estación depuradora de aguas residuales
ENP	Espacio Natural Protegido
ERT	<i>Electrical Resistivity Tomography</i> (Tomografía de Resistividad Eléctrica)
EVT	Evapotranspiración
F ⁻	Ion fluoruro
F	Test estadístico: ANOVA
g	Gramo
GHV	Gradiente hidráulico vertical
GPR	Ground Penetrating Radar
H	Test estadístico: Kruskal-Wallis
H'	Índice de diversidad de Shannon-Wiener
HCO ₃ ⁻	Ion bicarbonato
hm ³ /año	Hectómetro cubico al año
IBMWP	<i>Iberian Biomonitoring Working Party</i> (índice calidad biológico)
Ind.	Individuos
ISQA	Índice simplicado de calidad de aguas
K ⁺	Ion potasio
km	Kilómetros
Li ⁺	Ion litio
LIC	Lugar interés comunitario
LOI	<i>Loss on ignition</i>
LSD	Prueba de múltiples rangos de Fisher
m	Metros
m ³ /s	Metros cubico por segundo (media de caudal)
MET	Modelo del ecosistema telescópico (<i>telescoping ecosystem model, TEM</i>)
Mg ²⁺	Ion magnesio
mg/L	Miligramos por litro (ppm, partes por millón)
mm	milímetros (medida de longitud) o L/m ² (medida precipitación)
MO	Materia orgánica
MOD	Materia orgánica disuelta
MOP	Materia orgánica en partículas (<i>particulated organic matter, POM</i>)
MOFP	Materia orgánica finamente particulada (<i>fine particulated organic matter, FPOM</i>)
MOGP	Materia orgánica gruesa (<i>coarse particulated organic matter, CPOM</i>)
MSBT(s)	Masa(s) de agua subterránea
MSBT030.001	Cabecera del Bornova

MSBT030.002	Sigüenza-Maranchón
MSBT030.003	Tajuña-Montes Universales
MSBT030.004	Torrelaguna
MSBT030.005	Jadraque
MSBT030.006	Guadalajara
MSBT030.007	Aluviales Jarama-Tajuña
MSBT030.008	La Alcarria
m.s.n.m.	Metros sobre el nivel del mar
MSPF(s)	Masa(s) de agua superficial
MSPF0310010	Río Henares hasta su confluencia con el río Salado
MSPF0309021	Río Henares desde río Salado hasta el arroyo de la Vega
MSPF0308010	Río Henares desde arroyo de la Vega hasta río Cañamares
MSPF0307010	Río Henares desde río Cañamares hasta río Bornova
MSPF0306010	Río Henares desde río Bornova hasta río Sorbe
MSPF0305010	Río Henares desde río Sorbe hasta canal del Henares
MSPF0304010	Río Henares desde el canal del Henares hasta río Badiel
MSPF0303010	Río Henares desde río Badiel hasta Arroyo del Sotillo
MSPF0302010	Río Henares desde Arroyo del Sotillo hasta río Torote
MSPF0301010	Río Henares desde río Torote hasta río Jarama
MSPF0204010	Río Tajuña hasta el embalse de la Tajera
MSPF0202011	Río Tajuña desde embalse de la Tajera hasta río Ungría
MSPF0201010	Río Tajuña desde río Ungría hasta río Jarama
Na ⁺	Ion sodio
NCA _s	Norma(s) de Calidad Ambiental
NH ₄ ⁺	Ion amonio
NO ₂ ⁻	Ion nitrito
NO ₃ ⁻	Ion nitrato
NPOC	Carbono orgánico no purgable (<i>non-purgable organic carbón</i>)
nSb	Especie no estigobionte (<i>non-stygobiont</i>)
OD	Oxígeno disuelto
PCO	Análisis de coordenadas principales (<i>Principal coordinates analysis</i>)
<i>PERMADISP</i>	Homogeneidad de la dispersión (test de Levene)
<i>PERMANOVA</i>	<i>Permutational MANOVA</i>
<i>p-valor</i>	p-valor
<i>p-valor (MC)</i>	p-valor (Monte Carlo)
<i>perms.</i>	Número de permutaciones
pH	pH
PHN	Plan Hidrológico Nacional
P _m	Peso muestra (inicial) en gramos
P _{m final}	Peso muestra (final) en gramos
P _{pocillo}	Peso pocillo en gramos
PO ₄ ³⁻	Ion fosfato
QBR	Índice de calidad del bosque de ribera

<i>R</i>	Coefficiente de correlación de <i>Pearson</i>
R_s	Coefficiente de correlación de <i>Spearman</i>
RCE	Ratio de Calidad Ecológica
RD	Real Decreto
Red ICA	Red Integrada de Calidad de Aguas
Red SAIH	Red del Sistema Automático de Información Hidrológica
S	Riqueza de especies (nº de especies presentes en un lugar)
S_{obs}	Riqueza de especies observada (total)
SAC	Curva de acumulación de especies (<i>Species Accumulation Curve</i>)
Sb	Especie estigobionte (<i>stygobiont</i>)
Sp.	Especie - especie indeterminada (en taxonomía)
SIMPER	<i>Similarity Percentages</i>
<i>t</i> -test (t)	Test estadístico: <i>t-student</i>
T	Temperatura
TA	Tramo alto
TB	Tramo bajo
TCH	Teoría del Corredor Hiporreico (<i>Hyporheic Corridor Concept, HCC</i>)
TM	Tramo medio
TPI	Teoría de la Perturbación Intermedia (<i>Intermediate Disturbance Hypothesis, IDH</i>)
<i>Trait</i>	Característica ecológica
TRC	Teoría del Río Continuo (<i>River Continuum Concept, RCC</i>)
TRH	Teoría del Refugio Hiporreico (<i>Hyporheic Refuge Hypothesis, HRH</i>)
TSS	Sólidos en Suspensión Totales (<i>total suspended solids</i>)
SO_4^{2-}	Ion sulfato
<i>U</i> -test	Test estadístico: <i>U-Mann Whitney</i>
UAH	Universidad de Alcalá
URJC	Universidad Rey Juan Carlos
<i>W</i> -test	Test estadístico: <i>Shapiro-Wilk</i>
ZH	Zona hiporreica
ZEC	Zona Especial Conservación
ZEPA	Zona Especial Protección para Aves
ZS	Zona Sensible

PARTE I: INTRODUCCIÓN GENERAL

CAPÍTULO 1

Introducción



*“Lo que sabemos es una gota de agua; lo que ignoramos es el océano”
(Isaac Newton)*

1.1. La zona hiporreica

La zona hiporreica (ZH), del latín *hypo* (debajo de) y *rheos* (flujo de agua) fue descubierta hace 50 años por Stanko Karaman y Pierre Alfred Chappuis tras realizar varios muestreos en los sedimentos de varios ríos de Serbia y de las Montañas Apuseni (noroeste de Rumania), respectivamente (Karaman, 1935; Chappuis, 1942, 1946). No obstante, su estudio y descripción detallada, se atribuyen al investigador rumano Traian Orghidan, quien en 1955 definió la ZH como una franja de transición situada en los sedimentos del lecho del río, en la que convergen e intercambian las aguas superficiales y las aguas subterráneas (Orghidan, 1955, 2010). En ecología, a estos ambientes de transición entre dos ecosistemas diferenciados se les denomina “ecotono” y tienen especial importancia porque los ecosistemas que separan interactúan entre sí, generándose condiciones particulares que no existen en ninguno de ellos, por separado (Sabater y Vila, 1991; White, 1993; Brunke y Gonser, 1997; Reyes Matamoros, 2001; Schmidt et al., 2007a; Marmonier et al., 2012; Mugnai et al., 2015).

La definición respecto a la zona o ambiente hiporreico ha evolucionado a lo largo de los años y ha ido adquiriendo diferentes connotaciones y matices según los aspectos tratados (Ward, 2016). No obstante, suele describirse como *“la zona intersticial saturada de agua situada por debajo de los cauces de los ríos y en la zona de ribera del mismo, que contiene un mínimo porcentaje de agua superficial”* (White, 1993; Brunke y Gonser, 1997; Burrell, 2001; Sophocleous, 2002; Dahm et al., 2007; Boulton et al., 2010; Gooseff, 2010; Mugnai et al., 2015). Así pues, aparecen definiciones con un enfoque más hidráulico, como aquellas realizadas por Stanford y Ward (1988); Gibert et al. (1990); White (1993); Dole-Olivier (1998); Ferreira Da Silva et al. (2006) o Bianchin et al. (2011), que establecen que el ecotono hiporreico es una zona de mezcla entre las aguas superficiales y las subterráneas tanto en la componente vertical como horizontal. Otras presentan un enfoque más hidroquímico, como aquellas propuestas por Triska et al. (1989, 1993); Greenwald et al. (2008) o Gooseff (2010), que la describen como una zona donde, al haber una mayor retención y tiempo de interacción entre el agua y el sedimento que conforman el ambiente hiporreico, se produce una mayor actividad biogeoquímica que genera diferencias en la composición química del agua respecto a las observadas en los ecosistemas con los que limita. Las definiciones con un enfoque más ecológico y/o o biológico son las de mayor actualidad (Danielopol et al., 1994; Noack y Wieprecht, 2010; Marmonier et al., 2012). En ellas, se presenta al ambiente hiporreico como un elemento funcional de los ecosistemas acuáticos superficiales y subterráneos debido a que los elementos

hídricos, biológicos y metabólicos de ambos ecosistemas adyacentes se mezclan e interaccionan (Hynes, 1974, 1975; Lee y Hynes, 1977; Stanford y Ward, 1993; Brunke y Gonser, 1997; Boulton et al., 2010).

Además de los diferentes enfoques respecto a su descripción, la delimitación en sí de la zona hiporreica también ha sufrido una variación y evolución a lo largo de los años, suponiendo una dificultad añadida para su estudio y/o consideración por parte de las distintas remas científicas. Los primeros intentos de delimitación se basaron en la presencia o ausencia de organismos invertebrados subsuperficiales procedentes de los ambientes acuáticos superficiales y/o subterráneos (Sabater y Vila, 1991; Danielopol et al., 1994; Gibert et al., 1994; Fowler y Scarsbrook, 2002; Marmonier et al., 2012; Datry et al., 2015). Sin embargo, debido a la elasticidad del ecotono hiporreico (capacidad de aumentar o disminuir en tamaño según su conectividad hidráulica respecto a los ecosistemas adyacentes y/o por situaciones de crecidas y/o sequías en el cauce principal) se recurrió a la utilización de variables complementarias como las variables físico-químicas, usadas como trazadoras (Gibert et al., 1990; Harvey et al., 1996; Boulton et al., 2010; Arumí et al., 2012; Boano et al., 2014). En la Figura 1. 1 se muestra un esquema de la zona hiporreica indicando los principales flujos hidráulicos en todas sus componentes espaciales (vertical, lateral y longitudinal) que se producen entre el ambiente acuático superficial y subterráneo y que son soportados por este ecotono.

Considerando las diferentes perspectivas con las que se realizan las definiciones del ambiente hiporreico (hidrología, química, biológica, etc.), los principales atributos o procesos que caracterizan a este ecotono son: i) los intercambios (agua, energía, biota) entre el cauce principal y los sedimentos del lecho del río y la llanura aluvial, tanto a escala espacial como temporal, integrándose por tanto las aguas subterráneas y las aguas superficiales; ii) los gradientes que aparecen respecto a determinadas variables como la temperatura, pH, potencial redox, actividad microbiana o al contenido de materia orgánica (MO) a consecuencia de la intensidad y dirección de los flujos de intercambio (Triska et al., 1989; Boulton y Foster, 1998; Dole-Olivier, 1998; Fowler y Scarsbrook, 2002; Kazezyilmaz-Alhan y Medina, 2006; Dahm et al., 2007; Humphreys, 2009; Ward, 2016). Dichas propiedades generan en la zona hiporreica unas condiciones ambientales características, así como una serie de servicios ambientales de especial relevancia para el ser humano y el mantenimiento del sistema ecosistémico fluvial (Mermillod-Blondin et al., 2002; Boulton et al., 2008; Danielopol y Griebler, 2008; Tomlinson y Boulton, 2008; Gibert et al., 2009).



Figura 1. 1. Esquema de la zona hiporreica mostrando la dinámica en los intercambios de agua soportados por ella. A: zona de infiltración de agua superficial hacia la zona hiporreica (*downwelling*); B: zona de surgencia de aguas subterráneas hacia la zona hiporreica (*upwelling*). Fuente: adaptado de Buss et al. (2009).

1.2. La eco-hidrología de la zona hiporreica

En el ambiente hiporreico, al igual que en los ecosistemas acuáticos con los que hace frontera, el agua y los sedimentos suponen los elementos clave (biotopo) en el que un conjunto de organismos viven e interactúan (Brunke y Gonser, 1997; Reyes Matamoros, 2001). Por tanto, se trata de un ambiente integrado dentro del ciclo hidrológico que es estudiado por varias disciplinas científico-técnicas como la hidrología, la geomorfología, la biología, la química o la ecología que han contribuido de diferente manera en su caracterización, así como en la consecución de nuevas metodologías de manejo y gestión de este ecotono (Hakenkamp et al., 1993; Hendricks, 1993; Thorp et al., 2006; Boulton et al., 2010; Geist, 2011; Marmonier et al., 2012).

Entendida como una sub-disciplina compartida por las ciencias hidrológicas y ecológicas, la eco-hidrología se centra en el estudio de los efectos que los procesos hidrológicos tienen sobre la distribución, estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, buscando describir y entender los mecanismos hidrológicos que subyacen en los patrones y procesos ecológicos (Valett et al., 1993; Boulton et al.,

2010). De forma inversa, también estudia los efectos que los procesos biológicos provocan sobre las condiciones hidrológicas y los elementos del ciclo del agua (Rodríguez-Iturbe, 2000; Nuttle, 2002; Bonacci et al., 2009; Humphreys, 2009).

Esta disciplina surgió entre los años 80 y 90 y, entre otras cosas, supuso la integración de la ZH en los estudios ecosistémicos fluviales y subterráneos; así como la consideración de éstos últimos en los balances hídricos y su relevancia respecto a aspectos tan importantes como el metabolismo y/o el aporte de nutrientes hacia las aguas superficiales e hiporreicas (Boulton et al., 2010; Poole, 2010). No obstante, la integración entre la ecología subterránea y la ecología fluvial fue compleja debido a las escalas con las que tradicionalmente se había estado trabajando en cada una de ellas. Mientras que en aguas subterráneas, la escala de estudio era la regional y/o de cuenca hidrográfica, los estudios en ecología fluvial lo hacían a escala de curso fluvial o de tramos (Boulton et al., 2010).

Por todo ello, en los estudios sobre la caracterización de los componentes abióticos y bióticos asociados a la zona hiporreica; así como sobre los procesos y servicios ambientales generados en ella, uno de los aspectos más importantes a considerar es la escala a la que se realiza el estudio (Wiens et al., 1986; Wiens, 1989; Ward y Palmer, 1994; Boulton, 1999; Bork y Hahn, 2008; Boulton et al., 2010; Gómez Cerezo, 2016). En este sentido las escalas pueden considerarse grandes extensiones de terreno (escala regional o continental), o pequeños sitios u hábitats (escala local) (Wiens et al., 1986, 1989). Dentro de estas escalas básicas, existe una jerarquización, sobre todo relacionada con los aspectos eco-hidrológicos (Figura 1. 2), que contempla las siguientes escalas: i) continental; ii) regional; iii) cuenca hidrográfica; iv) río / tramo; y v) local o hábitat (incluyendo 4 dimensiones: vertical, lateral, longitudinal y temporal) caracterizadas por comprender diferentes factores que influyen en las condiciones generales, además de permitir extraer diferente información respecto a las propiedades y/o funciones asociadas al ambiente hiporreico (Ward, 1989; Boulton et al., 1998; Ward et al., 1998; Boulton, 2000; Dole-Olivier et al., 2009; Noack y Wieprecht, 2010).

En los estudios relativos a las características ambientales asociadas a la ZH, la **escala continental** permite considerar aspectos más relacionados con la posición geográfica global y las condiciones climáticas presentes y pasadas de una extensa porción de terreno que condicionan las características del hábitat hiporreico a menor escala. Entre dichos aspectos se encuentran las glaciaciones ocurridas a lo largo del Pleistoceno (Botosaneanu, 1986); mientras que la **escala regional** permite un acotamiento respecto a las variables que condicionan sus propiedades y funciones a

partir de su agrupamiento en las denominadas regiones biogeográficas, que varían sobre todo, en función a los factores climáticos como la distribución de las temperaturas y de las precipitaciones. Como consecuencia, en las diferentes regiones se generan diferentes condiciones ambientales que definen las tipologías de los ríos que en ellas se desarrollan. A **escala local**, las características físico-químicas, granulométricas, las interacciones inter- e intraespecíficas y las actividades generadoras de impactos adquieren una mayor relevancia. Además estas interacciones inter- e intraespecíficas deben contemplarse en las diferentes dimensiones espaciales (vertical, lateral y longitudinal) y temporales (variación estacional). La escala local supone un mayor grado de detalle respecto al estudio de las condiciones y funciones del ecotono hiporreico (Ward, 1989; Dole-Olivier, 1998; Boulton, 2000; Hof et al., 2008; Noack y Wieprecht, 2010; Eme et al., 2015).

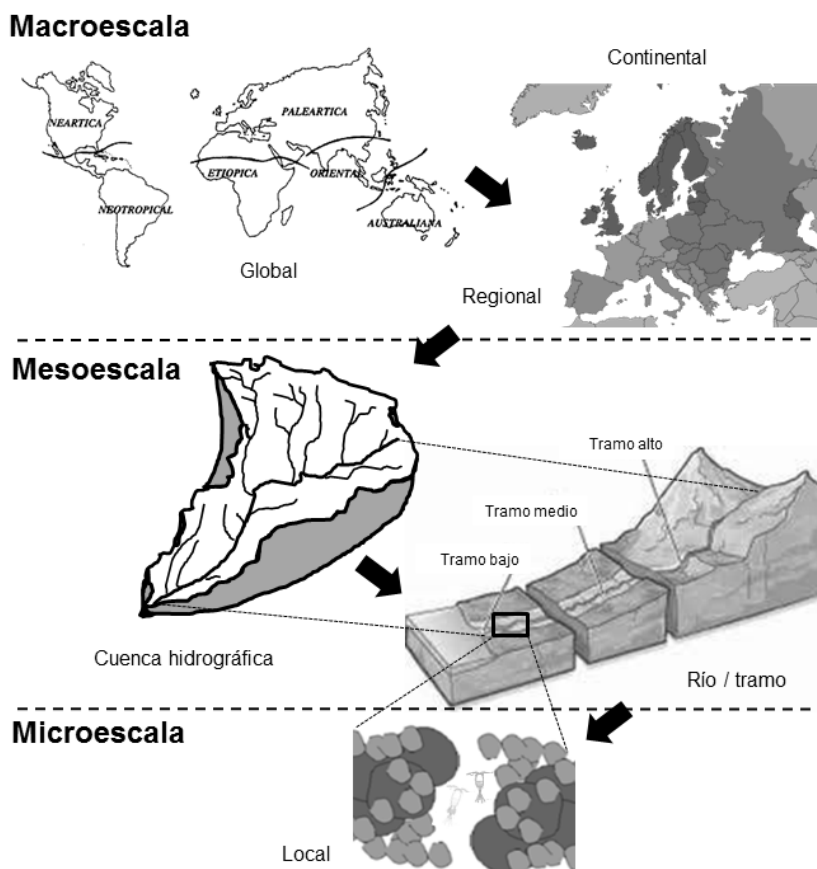


Figura 1. 2. Esquema de las diferentes escalas espaciales a las que se pueden realizar estudios relacionados con la caracterización de las condiciones ambientales asociadas a la zona hiporreica. Fuente: elaboración propia con imágenes obtenidas en diferentes publicaciones (Navarro y Benítez, 1995; Blanco, 2009; Wikiwand, 2017).

1.2.1. Características abióticas de la zona hiporreica

La ZH, al tratarse de un ecotono, presenta unas condiciones ambientales intermedias a aquellas descritas en los ecosistemas con los que hace frontera, es decir, los ecosistemas acuáticos superficiales y los subterráneos (Brunke y Gonser, 1997; Findlay, 1995; Boulton y Foster, 1998; Sear et al., 1999; Tonina y Buffington, 2007; Tonina y Buffington, 2009; Larned et al., 2015). Dichas condiciones, entendidas como el conjunto de factores que determinan la estructura y forma de vida en un espacio definido, pueden diferenciarse entre abióticas y bióticas. Las primeras, abarcan características, sustancias, formaciones geológicas y otros elementos caracterizados por la ausencia de vida; mientras que las segundas, comprenden todos los organismos vivos que forman parte del ecosistema (Reyes Matamoros, 2001).

En general, las principales características del ecotono hiporreico son más semejantes a aquellas descritas respecto a los ecosistemas acuáticos subterráneos que a los superficiales debido a encontrarse bajo la superficie terrestre y desarrollarse en los sedimentos asociados a los cauces fluviales. En este sentido, mientras que los ecosistemas acuáticos superficiales se caracterizan por presentar una producción primaria derivada de la presencia de organismos fotosintéticos y por ser un sistema dinámico con un flujo continuo de agua que genera un mayor dinamismo respecto a las propiedades ambientales; la ZH se caracteriza, al igual que los ecosistemas acuáticos subterráneos, por condiciones de oscuridad que limita la producción primaria debido a la ausencia de organismos fotosintéticos (Brunke y Gonser, 1997). Además, la circulación del agua en ella se encuentra influenciada por las características del sedimento que conforma el ambiente hiporreico (estructura, porosidad y permeabilidad) que produce un flujo más lento del agua en su interior y condiciones ambientales más estables (Gibert et al., 1990; Vervier et al., 1992; Strayer et al., 1997; Burrell, 2001; Olsen y Townsend, 2003; Tomlinson y Boulton, 2008; Marmonier et al., 2012; Di Marzio et al., 2013; Rasines-Ladero e Iepure, 2016).

A pesar de la relativa estabilidad de las condiciones ambientales del ecotono hiporreico, éste se considera una zona de intercambio dinámica, en el espacio y en el tiempo, que presenta condiciones heterogéneas y parcheadas con respecto a los nutrientes, propiedades físico-químicas de sus aguas y dinámicas hidráulicas, que vienen condicionados por las tres posibles situaciones que se producen respecto a la intensidad y sentido de las interacciones entre el ambiente superficial y subterráneo (Figura 1. 3) (Gibert et al., 1990; Vervier et al., 1992; Arumí et al., 2012).

Los factores abióticos que condicionan las dinámicas e interacciones entre la ZH y los ecosistemas acuáticos circundantes, así como las características ambientales (abióticas y bióticas) se pueden clasificar en: i) climáticos y geográficos (altitud, pendiente); ii) hidrológicos; iii) condiciones físicas del hábitat (composición granulométrica - litológica del hábitat hiporreico); iv) contenido en materia orgánica y nutrientes; y v) propiedades físico-químicas del agua (calidad del agua). Todas ellas fuertemente condicionadas y/o alteradas por los impactos de origen antrópico. Todas estas variables interactúan entre sí (Figura 1. 4), originando diferentes condiciones a lo largo del ecotono hiporreico.

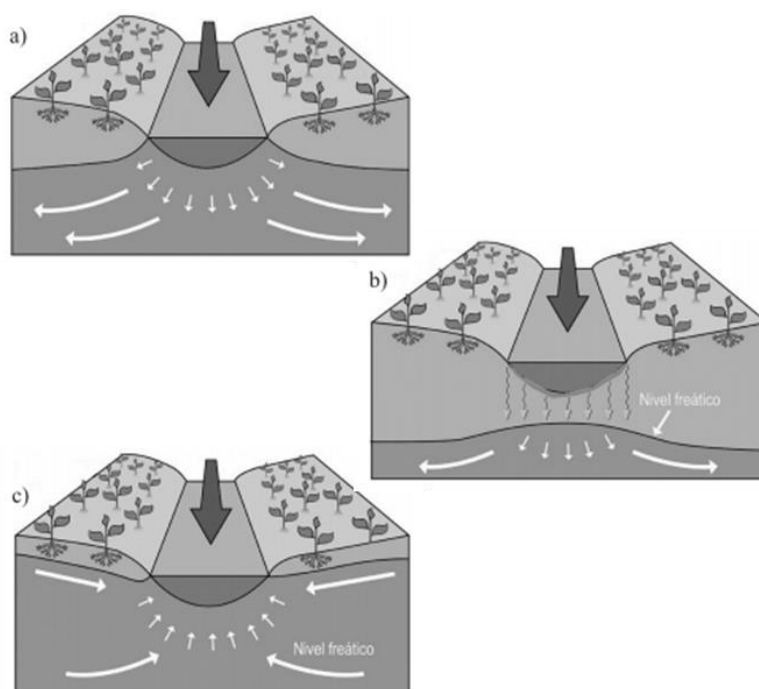


Figura 1. 3. Diferentes situaciones respecto a la relación entre los ecosistemas acuáticos superficiales (río) y los subterráneos (acuifero) a través de la zona hiporreica: a) río que recarga a un sistema acuifero (río perdedor); b) río que infiltra agua a un sistema acuifero desconectado a través de la zona hiporreica (zona de descarga o *downwelling*); c) río con aporte subterráneo (río ganador) a través de la zona hiporreica que genera zona de recarga/surgencia o *upwelling*). Fuente: Arumí et al. (2012).

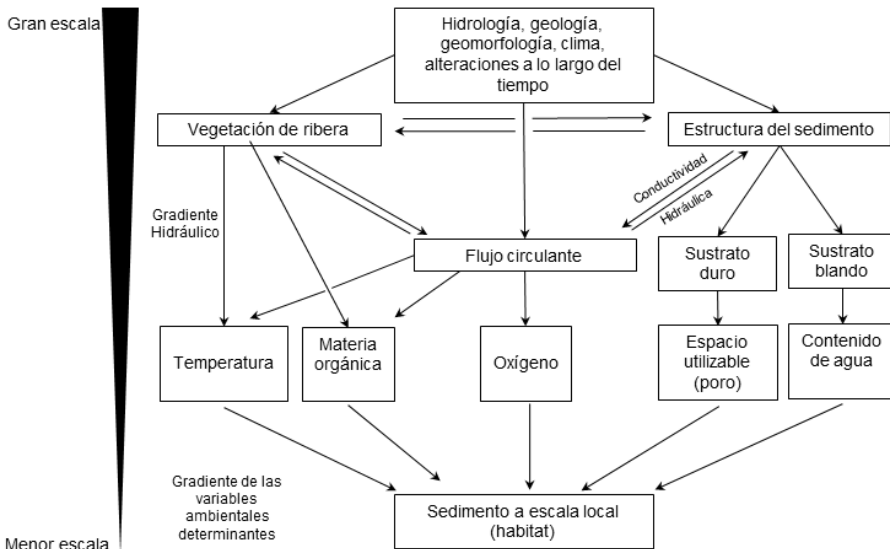


Figura 1. 4. Relación entre los diferentes factores que determinan las condiciones físicas del hábitat hiporreico (estructura local de los sedimentos). Fuente: adaptado de Ward et al. (1998).

Las variables climáticas y geográficas

Suponen las principales fuerzas impulsoras y modificadoras respecto al resto de factores que condicionan las características ambientales en la ZH, y por tanto, entre otros, la dirección e intensidad respecto a los flujos de intercambio de nutrientes, energía y materia que ocurren a través de ésta; actuando a **todas las escalas** (Sear et al., 1999; Caruso, 2001; Hancock, 2002; Sophocleous, 2002). Los factores climáticos, principalmente la distribución de las temperaturas y de las precipitaciones tienen una especial relevancia, a todas las escalas, respecto a su influencia sobre las características del medio ambiente (Ibáñez, 2007). No obstante, a escalas más pequeñas como la regional (meso-escala), los aspectos geográficos como la elevación (altitud), geológicos, y/o geomorfológicos como la pendiente del cauce, pueden ser cruciales para el resto de características y variables ambientales (Gibert et al., 1990; Vervier et al., 1992; Harvey et al., 1996; Wondzell y Swanson, 1996; Sophocleous, 2002; Boulton et al., 2010; Arumí et al., 2012; Boano et al., 2014).

Las variables hidrológicas

Los intercambios de agua entre los ecosistemas acuáticos superficiales y subterráneos responden a las diferencias de presión hidráulica que ocurren entre ambos ambientes, y están claramente influenciados por la conductividad hidráulica asociada al ambiente hiporreico (Krause et al., 2012). En general, el ecotono hiporreico

presenta una mayor conexión hidrológica con el ambiente superficial que con el subterráneo (entre el 10% y el 98% del agua presente en el ecotono hiporreico es de origen superficial) (Triska et al., 1989; Wondzell y Swanson, 1996; Franken et al., 2001; Hancock et al., 2005; Lapworth et al., 2009; Boulton et al., 2010; Krause et al., 2012).

A gran escala, estos intercambios responden a la diferencia respecto a los niveles del río y de los acuíferos, así como a la geología y litología predominante (Boulton, 2007; Noack y Wieprecht, 2010; Ran et al., 2013; Rasines-Ladero e Iepure, 2016; Robertson y Wood, 2010; Valett et al., 1996). Precisamente estos últimos factores son unos de los aspectos clave en la determinación de la tipología de los cauces presentes en la península ibérica (BOE, 2015a). No obstante a menor escala la conductividad hidráulica y los intercambios hidrológicos responden a los tipos de flujo (laminar o turbulento), las propiedades del canal (composición y estructura del sedimento, permeabilidad, secuencia de rápidos-charcas, presencia de estructuras de retención, etc.) y, sobre todo, a efectos derivados de la presencia de materiales finos que pueden provocar el bloqueo de la conectividad entre poros (*efecto clogging*) (Wallace et al., 1995; Elliott y Brooks, 1997; Wroblicky et al., 1998; Cardenas et al., 2004; Kasahara y Hill, 2006; Lautz et al., 2006; Cardenas y Wilson, 2007; Cardenas, 2009; Arumí et al., 2012). Las variaciones en la dinámica hidráulica hiporreica pueden llegar a provocar modificaciones en el tamaño y extensión del propio ecotono hiporreico en la vertical y en la horizontal (elasticidad respecto a sus límites espaciales). Dichos límites se ven especialmente relacionados con los niveles freáticos y otras características hidrológicas (caudales, por ejemplo), de modo que el ecotono hiporreico puede extenderse en la vertical y lateralmente al aumentar los caudales circulantes; mientras que se contrae en los periodos secos, cuando se observa un descenso en los niveles freáticos y en los caudales circulantes (Gibert et al., 1990; Vervier et al., 1992; Harvey et al., 1996; Wondzell y Swanson, 1996; Sophocleous, 2002; Boulton et al., 2010; Hyun et al., 2011; Arumí et al., 2012; Boano et al., 2014).

A escala local, estas dinámicas generan tres diferentes situaciones en función al sentido e intensidad de las interacciones que se producen entre el ambiente superficial y subterráneo a través de la zona hiporreica (Figura 1. 3) (Vervier et al., 1992; Gibert et al., 1990; Arumí et al., 2012). Dependiendo de estas interacciones existe una clara diferenciación en los ambientes hiporreicos donde se produce una mayor infiltración o descarga de las aguas superficiales hacia el ambiente hiporreico (*downwelling zone*). En estas zonas las aguas presentan mayor concentración de oxígeno y temperaturas más variables. Por el contrario, las zonas de surgencia o de recarga de aguas subterráneas hacia el ambiente hiporreico y superficial (*upwelling*

zone) presentan un menor contenido de oxígeno y unas temperaturas más estables y similares a las del acuífero del que provienen, así como valores de alcalinidad más elevada y sedimentos con estructuras granulométricas más gruesas como consecuencia de la removilización de los mismos al aumentarse el caudal de base en el cauce fluvial (Sear et al., 1999; Franken et al., 2001; Fowler y Scarsbrook, 2002; Hancock et al., 2005; Lapworth et al., 2009; Krause et al., 2012; Di Lorenzo et al., 2013; Boano et al., 2014; Grailot et al., 2014). La Figura 1. 5 muestra las principales características abióticas que se generan en las situaciones anteriormente comentadas (*up/downwelling*).

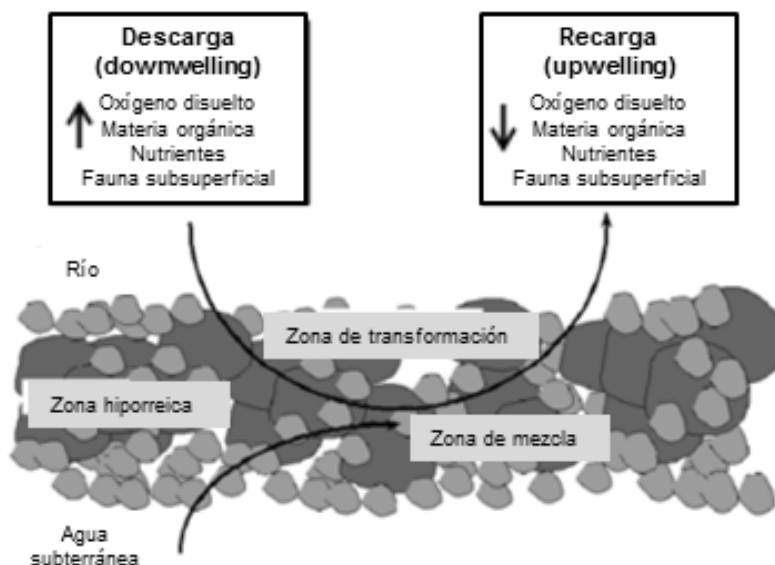


Figura 1. 5. Diferencias respecto a las características físico-químicas y otras condiciones ambientales asociadas al ecotono hiporreico en zonas de infiltración de agua superficial hacia la zona hiporreica (*downwelling zone*); y en zonas de aporte de aguas subterráneas hacia el ambiente hiporreico (*upwelling zone*). Fuente: adaptado de Hancock et al. (2005).

Condiciones físicas del hábitat

La estructura y composición granulométrica y/o litológica de los sedimentos que conforman el hábitat hiporreico son muy heterogéneas y variables, **a escala local**, tanto espacial como temporalmente, al verse influenciados por variaciones respecto al resto de factores como el clima, la hidrología o la biota (Figura 1. 4) (Findlay, 1995; Harvey et al., 2012; Olsen y Townsend, 2003; Ward et al., 1998). Otras características relacionadas con los sedimentos hiporreicos son la textura, el tamaño de los poros (porosidad y permeabilidad), la presencia o acumulación de material fino en ellos, y la tipología de los materiales que componen los sedimentos fluviales y/o los acuíferos asociados con los que tiene conexión (Valett et al., 1996; Strayer et al., 1997; Di Marzio

et al., 2013; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). La porosidad y permeabilidad de los sedimentos son clave para la interconexión e intercambios de agua, nutrientes, energía y organismos entre las aguas superficiales y subterráneas. Los intercambios hidráulicos suelen producirse cuando existen caudales elevados en el cauce principal, que además promueven la removilización de los sedimentos y se generan intercambios de nutrientes hacia el ecotono hiporreico. Este fenómeno determina una modificación en la composición granulométrica de los sedimentos hiporreicos con la presencia de una cantidad mayor de sedimentos gruesos caracterizados por una permeabilidad elevada (Boulton et al., 1998; Burrell, 2001; Lafont y Vivier, 2006; Descloux et al., 2013, 2014). Por el contrario, en zonas con caudales superficiales bajos, suele producirse una acumulación de sedimentos finos que pueden generar una colmatación que reduce la conectividad entre los poros y que, además, puede afectar a la función ecosistémica por alcanzarse condiciones anóxicas, e incluso aumentarse la concentración de tóxicos al no haber un flujo de agua continuo (*efecto clogging*) (Freeze y Cherry, 1979; Boulton et al., 1997; Burrell, 2001; Olsen y Townsend, 2003; Noack y Wieprecht, 2010; Stewardson et al., 2016). Las características del sedimento afectan también la presencia y la dinámica de los principales factores limitantes para el establecimiento de la fauna en el ambiente hiporreico, el espacio vital y la materia orgánica (nutrientes) (Boulton y Foster, 1998; Sophocleous, 2002; Omesová y Helešic, 2010).

Los nutrientes y la materia orgánica

El aporte de la materia orgánica (MO) en el ambiente hiporreico es alóctono, ya que proviene principalmente de la superficie. En general puede provenir de la hojarasca de los árboles, restos de madera y del lavado de suelos asociados principalmente a la llanura aluvial de los cauces; ser introducido por la infiltración de las aguas superficiales hacia las subterráneas en los puntos de infiltración o *downwelling*; estar presente como materia acumulada en el sedimento; y/o, en menor medida, ser arrastrada por las aguas subterráneas que llegan al ambiente hiporreico en las zonas de surgencia o *upwelling* (Wallace et al., 1996; Brunke y Gonser, 1997; Franken et al., 2001; Findlay, 2006; Pozo et al., 2009; Pozo y Elosegí, 2009; Tione et al., 2011; Cornut et al., 2012; Trimmer et al., 2012; Tonin et al., 2014; Mugnai et al., 2015; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). La MO puede aparecer en forma de soluto, como carbono orgánico disuelto (COD); como materia orgánica particulada (MOP); o en forma de biomasa y biofilms (Boulton et al., 1998; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). La fracción de MOP puede, a su vez, ser dividida en relación a su tamaño, en: i) materia orgánica particulada gruesa (MOPG), cuyo tamaño es superior a 1 mm; ii) la materia orgánica finamente particulada (MOFP, o FPOM según sus siglas en inglés para *Fine*

Particulated Organic Matter) con un tamaño entre 0,045 mm – 1 mm; y iii) materia orgánica disuelta (MOD), análogo al COD, cuyo tamaño de partícula está por debajo de 0,045 mm (Pozo et al., 2009). La MO suele concentrarse en las capas más superficiales de los sedimentos hiporreicos en las zonas donde se producen los fenómenos de *downwelling*. Su distribución a lo largo del ecotono hiporreico a escala espacial y temporal es muy variable y dependiente de los aportes desde la superficie, de los procesos abióticos y bióticos que se produzcan, la estructura de los sedimentos, de los caudales y variaciones en los mismos (avenidas) que impliquen modificaciones del lecho fluvial, así como de actividades humanas que afecta de manera indirecta la modificación de alguno de los anteriores (Findlay et al., 1993; Brunke y Gonser, 1997; Franken et al., 2001; Stofleth et al., 2004). En aquellas zonas donde el aporte subterráneo es mayor, normalmente se observa un descenso en la concentración de COD (Triska et al., 1989; Claret et al., 1997). Las actividades humanas, que suponen un impacto sobre el medio hiporreico, generalmente supone un incremento en la concentración del COD, y un descenso en la de la MOP (Stofleth et al., 2004). Además del carbono, aparecen otros nutrientes clave para el mantenimiento de las poblaciones como el nitrógeno (en forma de NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+) y el fósforo (en forma de PO_4^{3-}), los cuales presentan también una dinámica similar a la comentada para la materia orgánica.

La composición química del agua

Las aguas hiporreicas poseen una gran similitud respecto a la referida a las aguas superficiales, principalmente debido al grado de conectividad hidráulica que existe entre ambas. Sin embargo, aspectos como la permeabilidad, composición y estructura del sedimento modifican sensiblemente los tiempos de retención de las aguas, pudiendo favorecerse un mayor tiempo de interacción entre las aguas y los sedimentos del lecho del río, que pudieran provocar una mayor concentración de solutos (iones, materia orgánica, contaminantes, etc.) (Bencala et al., 1984; Sophocleous, 2002). Además, el aporte de aguas subterráneas, con tiempos de residencia mucho mayores contribuyen a una mayor mineralización de las aguas hiporreicas (Bencala et al., 1984; Iepure et al., 2014; Luo et al., 2016; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). Estas condiciones físico-químicas del agua hiporreica adquieren una mayor relevancia a escalas más pequeñas, por entenderse que suponen los factores que más influyen sobre las características y la biota asociada a la ZH (Ward, 1989; Dole-Olivier, 1998; Boulton, 2000; Hof et al., 2008; Noack y Wieprecht, 2010; Eme et al., 2015).

1.2.2. Características bióticas de la zona hiporreica

Debido a las características ambientales intermedias respecto a los ambientes circundantes, el ecotono hiporreico presenta una gran diversidad de invertebrados procedentes tanto del ambiente superficial como del subterráneo (Gibert et al., 2009). No obstante, en el ambiente hiporreico aparecen otros organismos inferiores como virus, bacterias, arqueas, protozoos y hongos que suponen la base de las cadenas tróficas de estos ambientes (Hendricks, 1993; Sola et al., 1996; Findlay y Sobczak, 2000).

En general, la fauna presente en la zona hiporreica se ha denominado “hiporreos” (Orghidan, 1955). Años más tarde, Williams y Hynes (1974) los diferenciaron entre: i) “hiporreos ocasional”, para aquellos organismos no adaptados al medio hiporreico y que sólo aparecen en sus estadios larvarios (por ejemplo los organismos macroinvertebrados bentónicos e insectos); y ii) “hiporreos permanente”, para aquellos organismos que completan la totalidad de su ciclo de vida en este ambiente (por ejemplo, la mayoría de los crustáceos e hidrácaros) (Motas, 1962; Gibert et al., 1994; Brunke y Gonser, 1997; Burrell, 2001; Malard et al., 2004; Mugnai et al., 2015).

Origen, adaptaciones y clasificación de los organismos hiporreicos

El origen de la fauna de invertebrados presentes en el ambiente hiporreico proviene de formas de vida acuática denominadas “primarias” y “secundarias”, en función al proceso evolutivo y al ambiente del organismos en cuestión. En este sentido se permite una distinción de los organismos en función al origen y grado de adaptación al ambiente acuático subsuperficial (Figura 1. 6) (Gibert et al., 1990; Vervier et al., 1992; Burrell, 2001; Tomlinson y Boulton, 2008; Galassi et al., 2009; Maurice, 2009; Mugnai et al., 2015).

Las adaptaciones que presentan los organismos al ambiente acuático subterráneo pueden clasificarse en: i) **morfológicas** (anofthalmia, despigmentación, disminución del tamaño con formas alargadas, reducción de setas, y compensación sensorial); ii) **metabólicas** (tasa metabólica baja y resistencia a condiciones de hipoxia y aguas oligotróficas); iii) **fisiológicas** (tegumentos permeables, aumento en el tamaño de sus huevos con menor número de éstos, poca descendencia con cuidados parentales, ausencia de letargo estacional, ciclos de vida largos y neotenia); y iv)

etológicas (fototropismo negativo) (Danielopol et al., 1994; Gibert et al., 1994; Ward et al., 1998; Tomlinson y Boulton, 2008; Maurice, 2009).

Así pues las “formas secundarias” o “hiporreos ocasional” no poseen adaptaciones al medio subsuperficial/subterráneo y requieren ambientes con mayor oxigenación. En realidad se trata de organismos acuáticos evolucionados a partir de formas terrestres que han colonizado las aguas dulces a lo largo del tiempo, desarrollando alguna de sus fases del ciclo de vida en el ambiente acuático o que se incorporan al medio subsuperficial ante situaciones extremas como avenidas o sequías. Entre estos aparecen los insectos, algunas especies de ácaros o moluscos, que se establecen en las aguas superficiales y/o las primeras láminas de sedimento (zona bentónica) (Ward et al., 1998; Hose et al., 2005; Schmitt y Varga, 2012). Por el contrario, las formas primarias o “*hiporreos permanente*”, son los organismos verdaderamente acuáticos que han evolucionado y adaptado completamente al medio subterráneo, al provenir de linajes antiguos ligados al agua dulce o marina (Notenboom, 1991; Ward et al., 1998; Danielopol et al., 2000). Dentro de éstos, los crustáceos están ampliamente representados por el grupo de los copépodos, anfípodos, isópodos, sincáridos (dentro de ellos, los *Bathynellacea*, exclusivamente ligados a ambientes acuáticos subterráneos), y otros grupos como de invertebrados que incluyen los tardígrados y anélidos (Ward et al., 1998; Burrell, 2001; Maurice, 2009).

Además de la ya mencionada clasificación de los organismos hiporreicos, Gibert et al. (1994) establecieron otra clasificación con un enfoque más ecológico (Figura 1. 6). En este sentido distinguen tres tipos de organismos: i) **estigoxenos** (organismos epigeos sin adaptaciones al medio acuático subterráneo que únicamente aparecen en estos ambientes por fenómenos externos, transporte pasivo o perturbaciones en el medio superficial que les arrastra hacia la zona subsuperficial, como por ejemplo fenómenos de sequía que provocan la migración de los organismos bentónicos hacia las zonas más húmedas y profundas del lecho del río para su supervivencia, de modo que el ecotono hiporreico actúa como refugio); ii) **estigofilos** (organismos con cierto grado de adaptación al medio acuático subterráneo, de modo que, al menos una parte de su ciclo vital, se desarrolla en el ambiente acuático subterráneo); y iii) **estigobiontes** (organismos totalmente adaptadas al medio subterráneo de modo que desarrollan la totalidad de sus ciclos de vida en estos ambientes) (Botosaneanu, 1986; Marmonier et al., 1993; Claret et al., 1999; Gibert y Deharveng, 2002; Maurice, 2009).

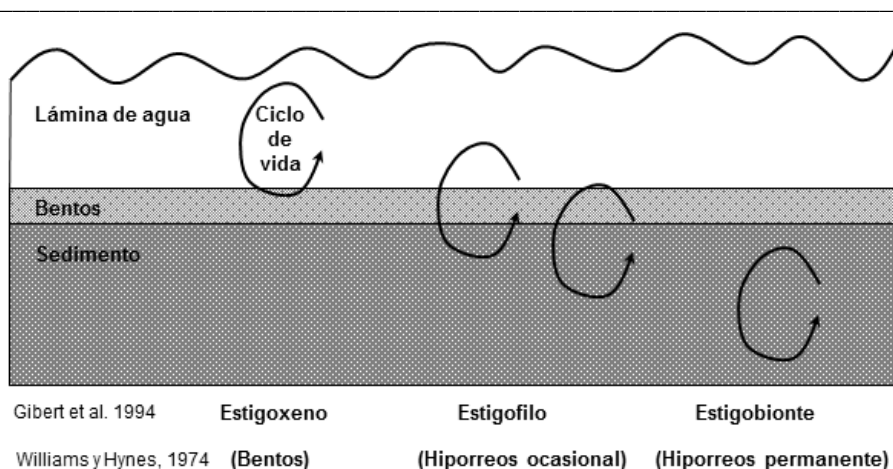


Figura 1. 6. Clasificación de los organismos que aparecen en el ecotono hiporreico en relación a su grado de adaptación al medio acuático subterráneo, conforme a las clasificaciones de William y Hynes (1974) y de Gibert et al. (1994). Fuente: adaptado de Claret et al. (1999).

Los organismos acuáticos que habitan el ambiente hiporreico presentan una capacidad de respuesta ante situaciones de estrés, mediante formas de resistencia o de resiliencia (Figura 1. 7). **La resistencia** se define como la capacidad que tiene un organismo para superar, total o parcialmente, el efecto de un factor desfavorable del medio ambiente; mientras que **la resiliencia** se define como la capacidad de una población para recuperar su estado general después de sufrir una alteración (Reyes Matamoros, 2001). En este sentido, las comunidades bióticas adquieren resistencia ampliando sus rangos de tolerancia o, como en el caso de los copépodos o tardígrados, mediante estadios de *diapausa* o *dormancia* (Robertson, 2000; Tomlinson y Boulton, 2008; Nelson et al., 2010; Reid y Williamson, 2010). También presentan movimientos de migración activa para resistir a procesos de estrés. Al disminuir la perturbación causante del estrés, la resiliencia permite que las comunidades se recuperen mediante procesos de recolonización y reproducción para perpetuar su presencia en el medio hiporreico, así como la supresión del estado de dormancia o diapausa (Townsend y Hildrew, 1994; Robertson, 2000; Hershkovitz y Gasith, 2013).

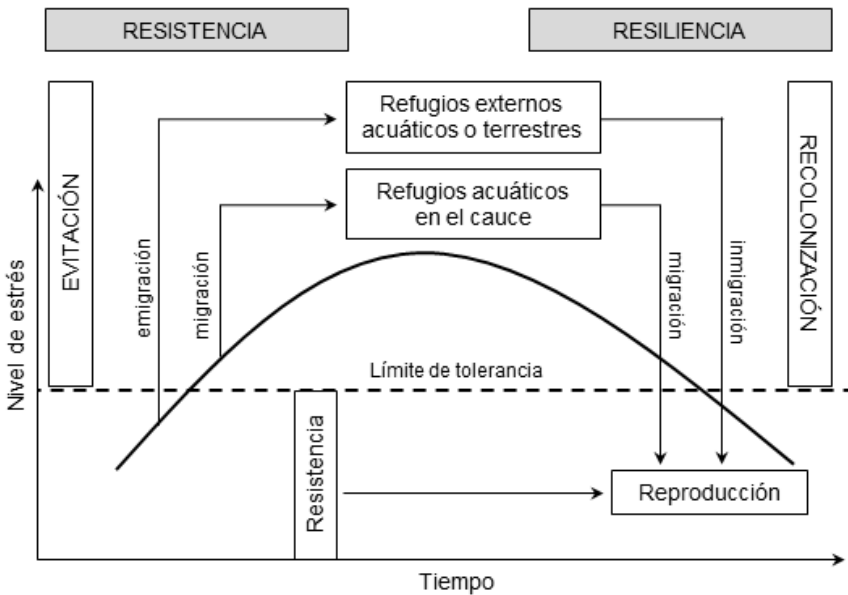


Figura 1. 7. Modelo con las diferentes respuestas de la fauna ante los fenómenos de perturbación que ocurren en el medio hiporreico. Fuente: adaptado de Hershkovitz y Gasith (2013).

La biodiversidad y distribución de la biota en la zona hiporreica

La biodiversidad, definida como la variedad de las formas de vida, sus funciones ecológicas y la diversidad genética que contienen, es muy elevada en el ecotono hiporreico debido a que se trata de una zona de mezcla donde las condiciones ambientales son más propicias para albergar organismos procedentes de los ecosistemas que conecta (Stanford y Ward, 1988; Dole-Olivier et al., 1997; Brunke y Gonser, 1999; Malard y Hervant, 1999; Reyes Matamoros, 2001; Olsen y Townsend, 2003, 2005; Dahm et al., 2007; Tomlinson y Boulton, 2008; Mace et al., 2012).

El conjunto de organismos presentes en el ambiente hiporreico representa una gran proporción de la biodiversidad asociada a los ecosistemas fluviales a nivel global, comprendiendo una mezcla compleja de organismos procedentes de la superficie (organismos bentónicos) y organismos procedentes del ambiente subterráneo (Danielopol et al., 2000). Dentro de los organismos (microinvertebrados) presentes en el ambiente hiporreico (Tabla 1. 1) podemos encontrar oligoquetos (Malard, 2001; Govedich et al., 2010; Lafont y Vivier, 2006; Meleg et al., 2009; Achurra et al., 2015); nemátodos (Poinar Jr., 2010); moluscos, gasterópodos y bivalvos (Bogan, 2008; Brown y Lydeard, 2010; Cummings y Graf, 2010); tardígrados (Nelson et al., 2010); crustáceos, hexápodos e hidrácaros, como taxones más ampliamente

representados (Bellés, 1987; Dole-Olivier et al., 2000; Gibert et al., 2009; Korbelt y Hose, 2011; Zibrat, 2012). Entre todos ellos destaca el grupo de los crustáceos (artrópodos), que suponen el 10% de la diversidad total de las especies conocidas a nivel global en los ambientes dulceacuícolas (Covich et al., 2010). Dentro de ellos, los copépodos, con más de 2.800 especies descritas; los ostrácodos con más de 1.900, y los anfípodos, con más de 1.800 especies, son los grupos más diversos (Reid y Williamson, 2010; Smith y Delorme, 2010; Zibrat, 2012).

Tabla 1. 1. Principales niveles taxonómicos (Filo/subfilo - Clase/subclase – Orden/suborden) de organismos presentes en la zona hiporreica.

Filo	Subfilo	Clase/subclase	Orden/suborden
Arthropoda	Crustacea	Branchiopoda	Anostraca
			Notostraca
			Diplostraca / Cladocera
		Malacostraca	Syncarida / Anaspidae
			Syncarida / Bathynellacea
			Thermosbaenacea
			Mysida
			Isopoda
			Amphipoda
			Decapoda
		Ostracoda	
		Maxillopoda / Copepoda	Calanoida
			Cyclopoida
Harpacticoida			
Branchiura	Arguloida		
Chelicerata	Arachnida	Araneae	
		Acari	
Hexapoda	Entognatha	Collembola	
		Insecta	Ephemeroptera
			Odonata
			Plecoptera
			Trichoptera
Megaloptera			
Annelida	Clitellata /Oligochaeta		
Nematoda	Secernentaria Adonophorasida		
Nematomorpha	Nectonematoida Gordioidea		
Tardigrada	Eutardigrada	Heterotardigrada	
	Mesotardigrada		
Mollusca	Gastropoda	Bivalvia	

La distribución de la biota presenta unos patrones espaciales y temporales muy variables, respondiendo a la heterogeneidad asociada a los gradientes ambientales de la ZH (Sabater y Vila, 1991; Gibert et al., 1994; Fowler y Scarsbrook, 2002; Lafont y Vivier, 2006; Galassi et al., 2009; Meleg et al., 2009; Marmonier et al., 2012; Datry et al., 2015; Di Lorenzo et al., 2015). En este sentido, se habla de diversidad alfa (α -diversidad) para el número de especies presentes en un punto concreto (escala local); diversidad beta (β -diversidad) que es el ratio entre la diversidad de especies a escala regional y local, e indica la diferencia entre hábitats; y la diversidad gamma (γ -diversidad) para el número de especies en una unidad de paisaje (Whittaker, 1972; Whittaker et al., 2001). Por tanto, para su estudio y estimación se hace especialmente relevante la escala espacial y temporal a las que éstos se realizan. Ello se debe a que, tal y como se muestra en la Figura 1. 8, las condiciones ambientales que determinan la presencia y/o la distribución de las especies varían según la escala a la que realice el estudio (ver epígrafe 1.2.1.). Además, la diversidad y/o riqueza de especies aumentan a medida que se disminuye la escala y la información obtenida puede variar (Sket, 1999; Danielopol et al., 2000).

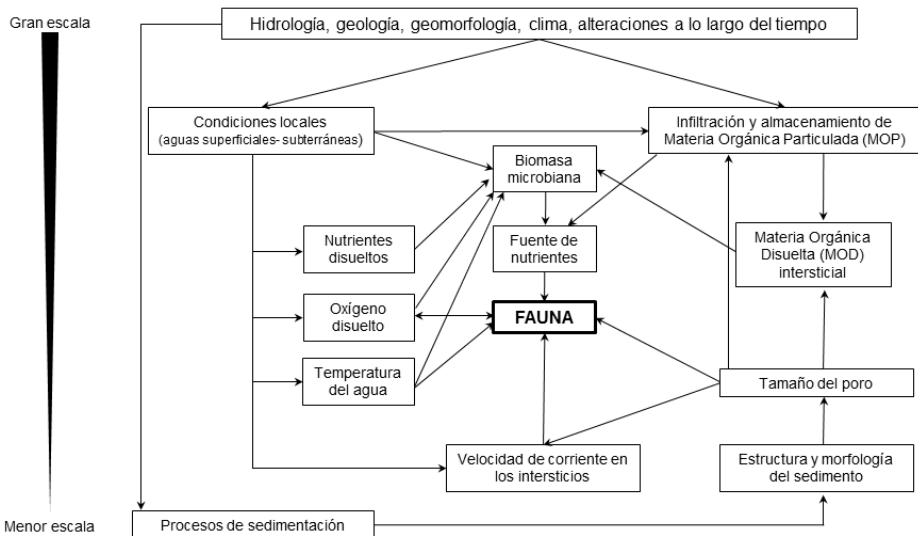


Figura 1. 8. Principales factores que afectan a la presencia de los organismos en la zona hiporreica. Fuente: adaptado de Zibrat (2012).

Los estudios a gran escala (**escala continental**) son muy útiles para conocer la evolución histórica de las especies y linajes que se han desarrollado en los ambientes subterráneos e hiporreicos, así como su distribución global (Danielopol et al., 2000). En Europa existen diez regiones biogeográficas que presentan diferente composición y diversidad respecto a las comunidades acuáticas subterráneas (Figura 1. 9). Dichas regiones se diferencian debido a la distinta intensidad con las que

actuaron las glaciaciones ocurridas durante el Pleistoceno en ellas, distinguiéndose tres zonas (Botosaneanu, 1986): i) la zona norte y centro-europea, completamente afectada por estas glaciaciones, en la que la diversidad es reducida; ii) la zona este-oeste europea con una mayor abundancia y presencia de varios endemismos y especies relictas que fueron capaces de sobrevivir al periodo glacial en ciertas zonas; y iii) la zona sur de Europa (región Mediterránea), donde las glaciaciones afectaron de forma muy débil los territorios de las península ibérica, itálica y balcánica, de modo que se registra una mayor diversidad de especies con numerosos endemismos, conservándose también, formas relictas del Terciario. En esta última región la fauna estrictamente subterránea ha evolucionado y especiado (especialmente en zonas kársticas), generando una mayor diversidad y un mayor número de endemismos que, en ocasiones, aparecen de forma puntual en un único lugar (Sket, 1999; Danielopol et al., 2000; Danielopol et al., 2008; López López et al., 2011; Achurra et al., 2015). Así pues, a **escala continental - regional**, el clima supone el principal condicionante respecto a la distribución faunística (Hof et al., 2008; Eme et al., 2015). No obstante también aparecen otros factores como la geología, y la geomorfología que alteran la distribución de la fauna (Figura 1. 8).

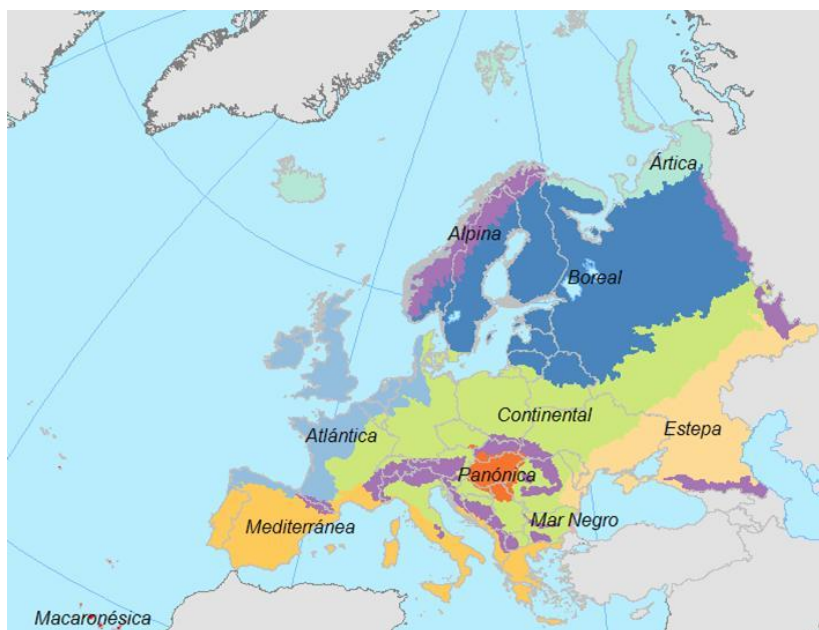


Figura 1. 9. Regiones biogeográficas presentes en Europa. Fuente: Ibáñez (2007).

A **escala de cuenca/río - tramo**, los factores que influyen en la distribución y presencia de la fauna corresponden a la litología, la geomorfología, unido a los factores climáticos y las características hidrológicas de la misma, que condicionan la interrelación entre los ambientes acuáticos superficiales y subterráneos, y por tanto la

capacidad dispersiva de las especies; así como las dinámicas relacionadas con los nutrientes y las características físico-químicas de las aguas que también condicionan la presencia de los organismos en el ambiente hiporreico. En general, la mayor diversidad ocurre sobre materiales kársticos, así como en zonas de menor latitud (Danielopol et al., 2000; Dole-Olivier et al., 2009; Cornu et al., 2013; Dole-Olivier et al., 2014; Korbel y Hose, 2015).

A **escala local**, el número de factores que influyen en la distribución de la fauna se incrementa (Figura 1. 8). Entre ellos, las condiciones fisicoquímicas de las aguas, la hidrología (flujos de agua), la estructura de los sedimentos (permeabilidad, porosidad) y las relaciones inter- e intraespecíficas, suponen los factores más influyentes. Respecto a los intercambios de agua, la ausencia de una conectividad hidráulica entre el ambiente superficial y subterráneo limita la presencia, en este último, de sustancias y elementos básicos para el establecimiento de las comunidades bióticas, como son los nutrientes (materia orgánica, MO) y el oxígeno (Gounot, 1994; Franklin et al., 1999; Mösslacher et al., 2001; Datry et al., 2005; Goldscheider et al., 2006; Wood et al., 2008; Dole-Olivier et al., 2009; Korbel y Hose, 2011, 2015; Zibrat, 2012; Di Lorenzo et al., 2014; Pacioglu y Moldovan, 2016). Como consecuencia de la dinámica asociada a la aparición de las zonas de *upwelling* y *downwelling* que provocan una variación significativa en las características ambientales asociadas al medio hiporreico (Gibert et al., 1994; Price, 1996; Sear et al., 1999; Malard, 2001; Fowler y Scarsbrook, 2002; Storey y Williams, 2004; Hancock et al., 2005; Schmidt et al., 2007b; Tomlinson y Boulton, 2008; Dole-Olivier et al., 2009a, 2009b; Capderrey et al., 2013; Di Lorenzo et al., 2013; Boano et al., 2014); trabajos como los de Fernández (2004) o Graillot et al. (2014) han puesto de manifiesto que en las zonas de *upwelling*, la diversidad es mayor, especialmente respecto al número de especies estigobiontes; mientras que en las zonas de *downwelling* se produce una variación en las estructuras de las comunidades bióticas (sustitución de especies) por presentar una mayor diversidad de especies estigofilas. No obstante, se puede afirmar que, en general, la diversidad y la abundancia de especies en la zona hiporreica decrecen al disminuir el contacto con las aguas superficiales, y al aumentar la profundidad en la vertical (Franken et al., 2001; Bork y Hahn, 2008; Bork et al., 2009).

Además, de la variación en la estructura de las comunidades presentes en el ambiente hiporreico relacionada con la alternancia de las zonas de *upwelling* y *downwelling*, las relaciones interespecíficas como el mutualismo, el parasitismo o la depredación pueden alterar las comunidades presentes en el ambiente hiporreico (Campbell et al., 2008). También destaca las relaciones de competencia intra- e

interespecíficas por el espacio y por los nutrientes, lo que limita, no solo la estructura de las comunidades bióticas y la dispersión de las especies, sino también el tamaño de las poblaciones (Townsend, 1989; Thulin y Hahn, 2008). En este sentido las características del hábitat adquieren especial relevancia, destacando las características relacionadas con: i) la profundidad de la lámina de agua y del acuífero, que tiene influencia sobre la conectividad entre el medio superficial y subterráneo que limita, a su vez, la dispersión de la fauna (a mayor profundidad menor diversidad) (Pospisil, 1994; Strayer, 1994; Marmonier et al., 1995; Hendricks, 1996; Findlay y Sobczak, 2000; Griebler, 2001); ii) la cobertura vegetal de las riberas, que influyen en el aporte de nutrientes, la presencia / ausencia de algas y el efecto que éstas puedan causar sobre el medio hiporreico - *efecto clogging*, que limita el espacio vital disponible por el taponamiento de los intersticios, aumentando la competencia inter- e intraespecífica en las comunidades presentes (Notenboom y van Gestel, 1992; Boulton et al., 1997; Brunke y Gonser, 1997; Harding et al., 1999; Liess y Schulz, 1999; Hancock y Boulton, 2008); y iii) la composición litológica, conectividad y permeabilidad de los sedimentos hiporreicos y del acuífero con el que se relaciona, que también se relaciona con la capacidad del medio hiporreico de aportar un hábitat (espacio vital) para el establecimiento de las comunidades bióticas (Mösslacher, 1998; Coineau, 2000; Danielopol et al., 2000; Dole-Olivier et al., 2005; Eberhard et al., 2005; Hahn, 2006; Castellarini et al., 2007; Dole-Olivier et al., 2009; Galassi et al., 2009; Hahn y Fuchs, 2009; Stein et al., 2010).

Entre los factores físico-químicos que condicionan o determinan la presencia de la fauna hiporreica, la temperatura es el principal parámetro que afecta a la fisiología, al comportamiento y, por tanto, a la distribución y/o presencia de los organismos, además de estar relacionado con fenómenos de dispersión (Ward y Stanford, 1982; Ward, 1992; Ward et al., 1998; Hancock y Boulton, 2008; Stein et al., 2010). El oxígeno es otro de los factores limitantes para los ambientes subsuperficiales, favoreciéndose la presencia de especies tolerantes a las condiciones de hipoxia, en aquellos ambientes en los que el oxígeno sea un factor limitante. Ambos parámetros se encuentran íntimamente relacionados (más temperatura, implica menor concentración de oxígeno) (EPA, 2001). Además el oxígeno se relaciona con la permeabilidad del sedimento, de modo que a mayor permeabilidad mayor concentración de oxígeno disuelto, que favorece la presencia de una mayor cantidad de organismos en el ambiente intersticial como crustáceos y oligoquetos (Danielopol et al., 1994; Pospisil, 1994; Mösslacher, 1998; Ward et al., 1998; Dole-Olivier et al., 2009). Otros factores físico-químicos como la conductividad eléctrica o el pH también pueden influenciar la presencia y la distribución de la fauna subterránea e intersticial (Hancock y Boulton, 2008).

Los impactos de origen antrópico, como puede ser aquellos relacionados con fenómenos de contaminación por metales pesados, también influyen la distribución y composición de las comunidades bióticas presentes en el ambiente hiporreico ya que éstos presentan diferentes tolerancias a estos fenómenos en función a sus características. Por ejemplo, los isópodos y anfípodos son capaces de tolerar elevadas concentraciones de metales; mientras que otros grupos como los ostrácodos o los cladóceros son más sensibles a este tipo de contaminación (Plenet, 1995; Shuhaimi-Othman et al., 2011; Moldovan et al., 2013).

La fauna hiporreica como indicadores de las condiciones ambientales

Los organismos que habitan en la ZH poseen una gran sensibilidad respecto a variaciones en las condiciones ambientales, ya sean de origen natural o antrópico (impactos) (Griebler et al., 2010). Puesto que existen numerosos factores ambientales que afectan a la distribución de la fauna en el ambiente hiporreico (Figura 1. 8), ésta puede ser utilizada como indicadora respecto a las condiciones ambientales hiporreicas, ya sea por la estructura de sus comunidades, su distribución espacio-temporal, la riqueza de sus especies o sus características ecológicas (Boulton, 2000; Rinderhagen et al., 2000; Griebler et al., 2010; Leigh et al., 2013; Moldovan et al., 2013).

En los ambientes acuáticos superficiales (ríos, lagos, embalses, etc.) existen un gran número de índices biológicos encaminados al establecimiento de la calidad ecológica utilizando diferentes grupos de organismos (peces, macroinvertebrados, diatomeas, bacterias y/o macrófitos acuáticos) (Alba-Tercedor et al., 2002; Pardo et al., 2002; Munné et al., 2003; González del Tánago y García De Jalón, 2006; Statzner y Bêche, 2010; Torres et al., 2010; Feio y Dolédec, 2012). Sin embargo, en la ZH todavía no existe ningún índice biológico en este sentido, pese al incremento en el conocimiento respecto al ecotono hiporreico y su fauna. Ello puede ser debido a la heterogeneidad y carácter críptico de su fauna, la dificultad en el muestreo, así como a la variabilidad intrínseca asociada al ambiente hiporreico (estructura de los sedimentos, variación de los flujos de agua, nutrientes y energía, etc.) (Leigh et al., 2013). No obstante, existen algunos autores que han intentado avanzar en este sentido. Entre ellos, el trabajo de Boulton (2000) propone tres posibles medidas para determinar la calidad del ambiente hiporreico: i) el intercambio hidrológico; ii) los ratios respecto a la actividad biogeoquímica intersticial; y iii) la biodiversidad de la fauna hiporreica. Sin embargo, la falta de protocolos de muestreo estandarizados, exceptuando el de reciente aparición (British technical standard, 2016) y algunos establecidos en informes

como los de Malard et al. (2004) y Dearden y Palumbo-Roe (2010), hacen difícil el establecimiento de la calidad en el ecotono hiporreico (Fraser y Williams, 1997; Leigh et al., 2013).

En el año 2006, Hahn (2006) diseñó un índice “pseudo-biológico” para la estimación de integridad ecológica en aguas subterráneas, cuyas variables se basaban en aspectos físico-químicos, que clasificaba los ambientes subterráneos en 3 categorías (Tipo I: oligo-alimónico; Tipo II: meso-alimónico; y Tipo III: Eu-alimónico) en función de la disponibilidad de MO y de la composición de las comunidades. Otros autores se han centrado en establecer las relaciones entre la diversidad y las condiciones ambientales. Entre otros muchos, Gibert et al., (1990), Vervier et al. (1992), Bravard et al. (1997), Brunke y Gonser (1997), Boulton et al. (1998), Ward et al. (1998), Thulin y Hahn (2008), Omesová y Helešic (2010), Buendía et al. (2013), Buendía et al. (2014) y Rasines-Ladero e Iepure (2016), ponen de manifiesto que los sedimentos y su composición granulométrica son los elementos clave que condicionan la presencia de la fauna en el ecotono hiporreico por estar íntimamente relacionados con los gradientes hidráulicos, permitir el aporte de nutrientes y permitir la generación de condiciones idóneas para la presencia de estos organismos. Otro intento de desarrollo de indicadores biológicos de calidad ecológica, más centrado en la ZH, lo realizó Zibrat (2012), quien basándose en la utilización de los copépodos presentes en la zona hiporreica de varios ríos de Eslovenia, ha supuesto un punto de partida para el desarrollo de nuevos índices biológicos adaptados al ambiente hiporreico; a pesar de que se requiere mejorar en el conocimiento respecto a la fauna presente en estos ambientes, su papel en el ecosistema y su relación con las variables ambientales a todas las escalas posibles (Marmonier et al., 2012; Ward, 2016).

1.2.3. Procesos, funciones y servicios ambientales asociados a la zona hiporreica

Desde el punto de vista ecológico, la zona hiporreica tiene una gran importancia por soportar un gran número de procesos que generan una serie de servicios ecosistémicos de vital importancia para el mantenimiento de la funcionalidad ecosistémica del ambiente hiporreico y de los ecosistemas con los que relaciona. Todos estos procesos y funciones se ven influenciadas en gran medida por las variaciones en las condiciones abióticas y bióticas asociadas al ecotono hiporreico (Figura 1. 10) (Marmonier et al., 2012). La principal función del ecotono hiporreico es la del **transporte de agua, nutrientes, energía y organismos** entre los ambientes acuáticos que conecta (Vervier et al., 1992; Ward et al., 1998; Sear et al., 1999; Burrell,

2001; Caruso, 2001; Hancock, 2002; Sophocleous, 2002; Mugnai et al., 2015). La ZH también actúa como **filtro natural** de cuatro tipos: i) filtro fótico, al encontrarse entre las zonas de oscuridad permanente (medio subterráneo) y las zonas con variación de luz entre el día y la noche (medio superficial); ii) filtro mecánico, debido a la estructura del sedimento que provoca descenso en la velocidad del agua; iii) filtro biológico, por suponer un filtro para la biota, principalmente en relación al tamaño de los poros que limita el espacio vital disponible; y iv) químico, por retener contaminantes y favorecer la degradación biológica de los mismos (Stanford y Ward, 1988; Vervier et al., 1992; Hancock, 2002). Además, relacionado con esta capacidad de filtro, la zona hiporreica actúa como **zona de amortiguación** o **buffer** ante fenómenos de contaminación o de variación en las condiciones ambientales por presentar una microbiota muy diversa y una estabilidad mayor en sus condiciones ambientales (Stanford y Ward, 1988; Mugnai et al., 2015). La función de amortiguación también actúa ante fenómenos de avenida, al favorecer el contacto entre el ambiente hiporreico y superficial y disminuir la velocidad del flujo hidráulico (Palmer et al., 1992; Wondzell y Swanson, 1999).

Otras funciones de la ZH es la de **soportar los ciclos biogeoquímicos de nutrientes** (nitrógeno, fósforo y carbono) (Figura 1. 11). El ciclo de carbono y nitrógeno se encuentran conectados puesto que el nitrógeno aparece junto a la materia orgánica y éste no está biodisponible hasta que se mineraliza a amonio (NH_4^+) por la descomposición de la MO; mientras que el ciclo de fosforo se relaciona más con ambientes anaerobios (Baldwin y Mitchell, 2000; Duff y Triska, 2000; Tomlinson y Boulton, 2008). En la ZH ocurren dos procesos diferenciados: i) procesos de retención de los nutrientes en los sedimentos, debido a procesos abióticos (sedimentación, adsorción y precipitación), ii) retención y transformación por procesos bióticos (asimilación por microorganismos mediante reacciones de oxidación, mineralización, nitrificación/desnitrificación, etc.); y iii) procesos de removilización y disolución en la columna de agua (Valett et al., 1996; Dorsey, 2002; Storey et al., 2004; Tomlinson y Boulton, 2008; Vervier et al., 2009; Gabrielsen, 2012; Trimmer et al., 2012). Además, la ZH también supone el **soporte de las rutas metabólicas** (Figura 1. 11), íntimamente relacionadas con los ciclos de nutrientes y la biota presente en estos ambientes (Grimm y Fisher, 1984; Vervier et al., 1992; Dorsey, 2002; Gómez Cerezo, 2003; Fischer et al., 2005; Bergkamp y Cross, 2006; Robertson y Wood, 2010; Trimmer et al., 2012). Las rutas metabólicas que se producen respecto a los nutrientes en la denominada “espiral de nutrientes” también se ven condicionadas por las variables ambientales e impactos antrópicos (Welcomme, 1980; Maltchik y Mollá, 1994; Baldwin y Mitchell, 2000; Kaplan y Newbold, 2000; Hancock, 2002; Gómez Cerezo, 2003; Olsen y Townsend, 2005; Argerich et al., 2008; Tomlinson y Boulton, 2008; Ylla et al., 2010; Trimmer et al., 2012).

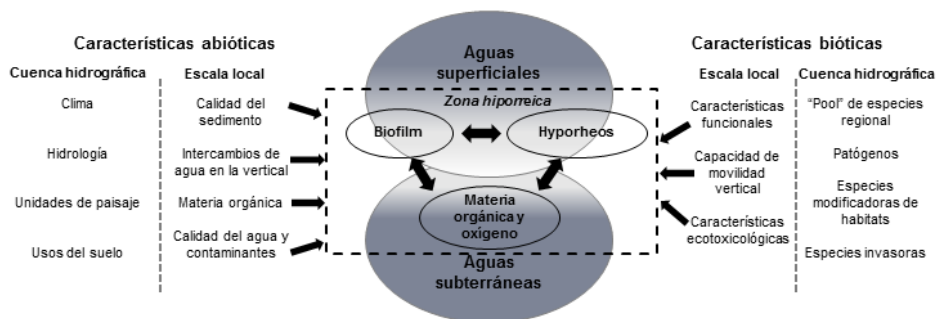


Figura 1. 10. Procesos y factores abióticos (izquierda) y bióticos (derecha) que los regulan, a escala local y a escala de cuenca hidrográfica. Fuente: adaptado de Marmonier et al. (2012).

La zona hiporreica actúa como **zona de refugio para la fauna** bentónica y/o superficial, que es capaz de resistir durante cortos periodos de tiempo enterrados en el sedimento (Burrell, 2001; Bergkamp y Cross, 2006; Mugnai et al., 2015). Esta función de refugio es especialmente relevante en periodos de sequía o de avenidas; si bien, el ecotono hiporreico puede actuar como refugio ante la depredación o la competencia entre los organismos acuáticos. La zona hiporreica supone también un **punto de origen para la recolonización** del ambiente superficial tras los fenómenos de avenida y/o sequía comentados con anterioridad (Williams y Hynes, 1974; Palmer et al., 1992; Townsend et al., 1997; Robertson, 2000; Hancock, 2002; Hancock et al., 2005; Hose et al., 2005; Bo et al., 2007; Boulton et al., 2010; Dole-Olivier, 2011; Schmitt y Varga, 2012; Mugnai et al., 2015).

Dependiendo de la escala, las funciones y procesos hiporreicos, así como las dinámicas que las condicionan, varían. Para su completo conocimiento se requiere contemplar diferentes escalas espacio-temporales. A escala de cuenca hidrográfica, las interacciones entre el ambiente superficial y subterráneo suponen el principal factor que determina la importancia funcional de la zona hiporreica respecto a los ecosistemas superficiales (Boulton et al., 1998). A escala de tramo/río, los factores influyentes se relacionan con la sucesión entre zonas de recarga (*upwelling*), en las que produce la entrada de nutrientes y de oxígeno; y de descarga (*downwelling*), en la que la actividad microbiana desciende a medida que se incrementa la profundidad a lo largo del perfil vertical (Baldwin y Mitchell, 2000; Franken et al., 2001; Storey et al., 2004; Fischer et al., 2005; Tomlinson y Boulton, 2008; Mugnai et al., 2015). Además, se crean gradientes longitudinales respecto a las condiciones fisicoquímicas que también condicionan la actividad metabólica (condiciones anaerobias/aerobias; procesos de nitrificación/desnitrificación, etc.) (Boulton et al., 1998; Boulton, 2000; Datry y Larned, 2008). A escala local, la granulometría del sedimento, relacionada con la permeabilidad

del mismo, es el factor principal que condiciona la funcionalidad ecosistémica y la actividad metabólica en el ambiente hiporreico puesto que afecta al intercambio de sustancias, al almacenamiento de la materia orgánica, la abundancia microbiana y a la concentración de oxígeno, entre otros (Freeze y Cherry, 1979; Olsen y Townsend, 2003; Strayer et al., 1997).

Como consecuencia de las funciones y procesos soportados por el ambiente hiporreico, se generan una serie de **servicios ambientales**. Éstos, se definen como los beneficios que los ecosistemas generan sobre el ser humano, y que revierten en un mantenimiento o mejora del bienestar de la humanidad (Daily, 1997; Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Boulton et al., 2008; Griebler y Avramov, 2015; Mugnai et al., 2015). Estos servicios se categorizan en: i) *servicios de abastecimiento o aprovisionamiento* (alimento, agua dulce, materias primas, etc.); ii) *servicios de regulación* (climática, avenidas, filtro ante contaminación, etc.); y iii) *servicios culturales* (educativo, recreativo, etc.) (Tabla 1. 2.) (Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Tomlinson y Boulton, 2008; Vidal-Abarca Gutiérrez y Suárez Alonso, 2011; Mugnai et al., 2015).

Además de esta clasificación, Falkenmark (2003) diferenció los servicios ambientales de forma sistemática en: i) físicos; ii) químicos; y iii) biológicos; poniendo de manifiesto la importancia de la biota y su conservación en servicios tan importantes como la depuración de aguas, biorremediación, infiltración de las aguas superficiales hacia los acuíferos, los ciclos de nutrientes, la bioturbación y el mantenimiento de las oquedades como espacio vital (Mermillod-Blondin et al., 2002; Danielopol et al., 2003; Boulton et al., 2008; Danielopol y Griebler, 2008; Gibert et al., 2009; Korbel y Hose, 2011; Dole-Olivier et al., 2014).

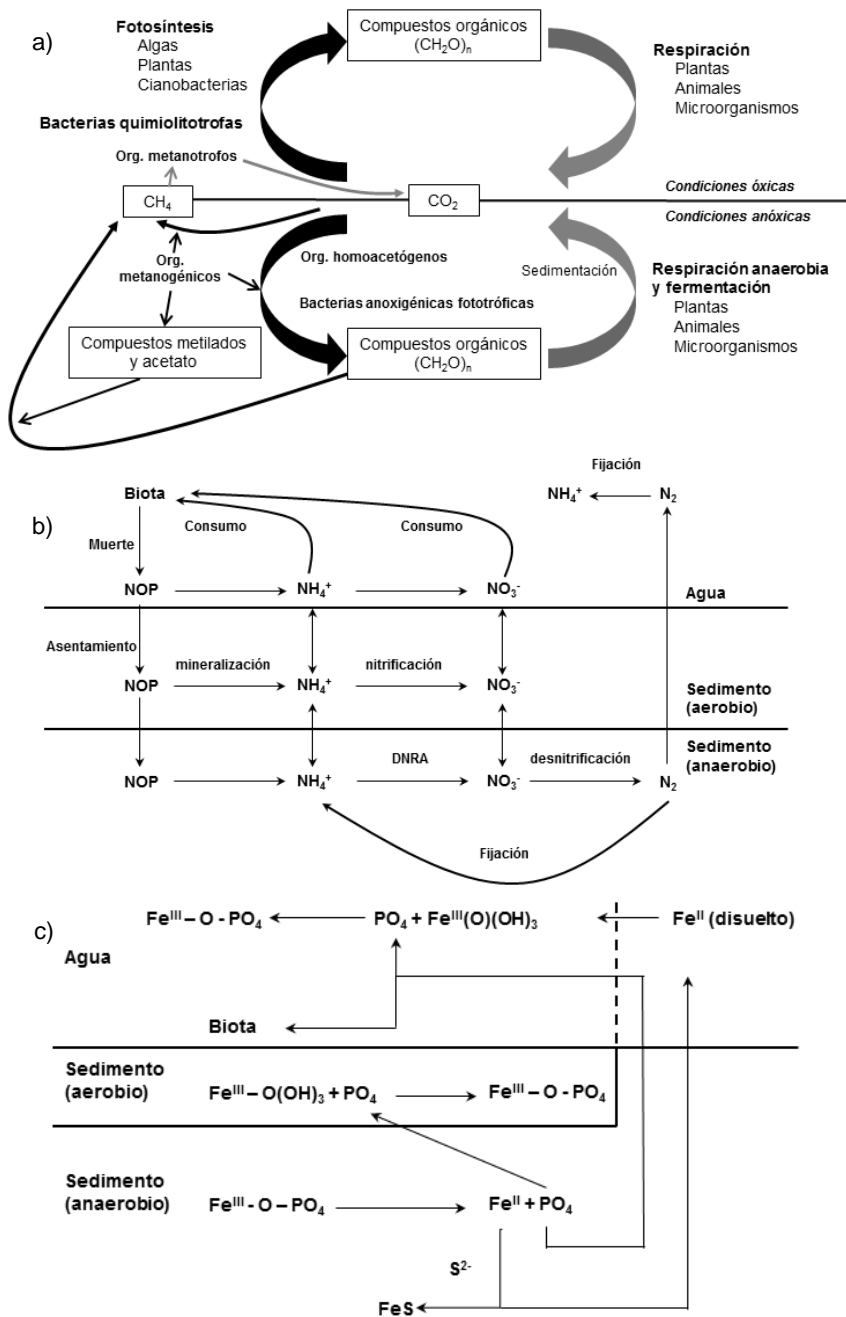


Figura 1. 11. Ciclos biogeoquímicos que ocurren en la zona hiporreica: a) ciclo del carbono; b) ciclo del nitrógeno; c) ciclo del fósforo. Fuente: adaptado de Baldwin y Mitchell (2000).

Capítulo 1

Tabla 1. 2. Clasificación de los servicios ambientales y bienes generados a partir del correcto funcionamiento del ecotono hiporreico. Fuente: adaptado de (Griebler y Avramov, 2015).

Tipo de servicio	Bienes proporcionados/producidos
Soporte	Producción primaria
	Ciclo de nutrientes
	Formación de suelo
	Biodiversidad
	Ecosistemas dependientes de aguas subterráneas
	Fuentes de alimentación y cadenas tróficas acuáticas subterráneas
	Hábitat para las especies adaptadas a vivir en condiciones específicas
Aprovisionamiento	Agua
	Alimento
	Oxígeno
	Energía
	Fibras
	Recursos genéticos
Regulación	Regulación climática
	Purificación del agua y control de enfermedades ligadas al medio acuático
	Mantenimiento de la conductividad hidráulica
	Mitigación de crecidas (inundación) y control de la erosión
	Atenuación de las sequías
	Suavización ante fenómenos de calentamiento global (refugio)
	Regulación del ciclo hidrológico (infiltración/exfiltración)
Cultural	Valor espiritual
	Valor Religioso
	Valor estético
	Bioindicación

1.2.4. Impactos antrópicos sobre la zona hiporreica

Los impactos sobre la zona hiporreica suponen una alteración respecto a las condiciones ambientales y la fauna asociadas a este ecotono. Estos impactos, son de origen natural o antrópico y afectan a las características, tanto abióticas como bióticas del medio (Tabla 1. 3). Puesto que el ambiente hiporreico es una zona de transición entre dos ecosistemas acuáticos (superficial y subterráneo), éste se ve afectado directa o indirectamente por aquellos impactos que afectan a dichos ecosistemas (Brunke y Gonser, 1997).

Los **impactos naturales** son aquellos generados sin la intervención del hombre y asociados generalmente, a fenómenos catastróficos como variaciones extremas en las condiciones climáticas o como las variaciones en el régimen hidráulico de los cauces asociados a fenómenos de avenida y de sequía. No obstante, de forma habitual, la definición de impacto suele centrarse en aquellos con intervención antrópica (**impactos antrópicos**) y que se definen como aquellos efectos que provoca una acción o actividad humana sobre el medio ambiente (Brunke y Gonser, 1997; Reyes Matamoros, 2001; Hancock, 2002). Dentro de los impactos ambientales de origen antrópico existe una clasificación, en relación a la actividad humana que los genera y que supone una afección sobre las diferentes características ambientales del ecotono hiporreico.

Las **actividades mineras** pueden suponer la introducción de sustancias al medio hiporreico como metales pesados, como consecuencia de que la zona hiporreica presenta una mayor vulnerabilidad ante fenómenos de contaminación (similar al de las aguas subterráneas) por mostrar flujos de agua más lentos que favorecen la interacción entre los contaminantes y la fauna hiporreica (Nagorski y Moore, 1999; Harding, 2005; Tione et al., 2011). Las actividades **de extracción de áridos** provocan la modificación y pérdida de las condiciones físicas óptimas del hábitat (estructura, permeabilidad y porosidad del sedimento), que además condiciona y limita la presencia de la fauna a consecuencia de la disminución del espacio vital disponible (Ward et al., 1998; Boulton, 1999; Hancock, 2002; Mori, 2008, 2011).

Las **actividades agrícolas, ganaderas, forestales y urbanas o industriales** afectan tanto a las aguas superficiales como subterráneas y al ambiente hiporreico por vertidos directos de efluentes de depuradoras, fosas sépticas, captaciones, canalizaciones, construcción de embarcaderos, desvío de canales, etc., que modifican las dinámicas hidrológicas, las condiciones físico-químicas del hábitat hiporreico, así como la fauna presente en él (Creuzé des Châtelliers y Reygrobellet, 1990; Boulton, 2000). Estas actividades provocan aporte masivo de nutrientes al medio acuático (nitrógeno y fosfato o materia orgánica), modificación de la zona de ribera por pastoreo o por uso de los márgenes como tierra de labranza, aporte de sedimentos y/o materiales finos que puede provocar el *efecto clogging* de los sedimentos; así como introducción de sustancias químicas (fertilizantes, insecticidas), salinización y/o modificación de los regímenes hidrológicos naturales por bombeos, vertidos, o retornos de riego (Mulholland, 1992; Notenboom y van Gestel, 1992; Boulton et al., 1997; Brunke y Gonser, 1997; Ward et al., 1998; Winter et al., 1998; Boulton, 1999; Harding

et al., 1999; Liess y Schulz, 1999; Boulton, 2000; Sophocleous, 2002; Baeza Sanz y García del Jalón, 2005).

Finalmente, las **actividades hidráulicas de regulación y construcción de presas** alteran principalmente los regímenes hídricos y térmicos de las aguas, así como los intercambios hidráulicos a través del ecotono hiporreico en todas sus componentes, tanto espacial como temporal. Asimismo, las presas actúan como límite para la dispersión las especies piscícolas por la fragmentación del continuo fluvial (Welcomme, 1980; Kondolf, 1997; Hernández Fernández, 2002).

Otro de los impactos soportados por el medio hiporreico es el derivado de la **presencia de especies exóticas e invasoras**, que pueden suponer una modificación de las comunidades bióticas autóctonas y en la biocenosis, así como en la correcta funcionalidad ecosistémica (Mestrov y Lattinger-Penko, 1981; Bickel y Closs, 2008; Gutiérrez-López et al., 2014).

Tabla 1. 3. Actividades antrópicas causantes de impactos ambientales en el ambiente hiporreico

Actividad	Impacto
Presas	Estancamiento de agua (antes de la presa), retención de sedimentos, frontera para los movimientos dispersivos de la fauna
Suelta de Agua desde presas	Cambio en la composición físico-química de las aguas hiporreicas y alteración de los intercambios hidráulicos producidos a través de la ZH
Canalización y puertos	Eliminación de orillas, promoción de zonas de <i>downwelling</i> , aislamiento del cauce con la zona de ribera
Regulación de cauces y captaciones	Alteración de los flujos naturales hidráulicos entre la ZH y el resto de hábitats
Extracción aguas subterráneas	Introducción masiva de contaminantes desde la superficie, especialmente en la zona aluvial, bajo tiempo de residencia del agua en el ecotono hiporreico
Minería y extracción de áridos	<p data-bbox="350 1245 1099 1294">Descenso de los niveles de la lámina de agua y modificación de los cauces en la zona parafluvial.</p> <p data-bbox="350 1300 1099 1349">Modificación del hábitat hiporreico (extracción en el propio cauce), movilización de partículas finas, desestabilización de taludes</p> <p data-bbox="350 1355 1099 1405">Introducción de metales pesados y químicos que provoca desaparición de fauna hiporreica</p>
Agricultura, ganadería y actividades forestales, zonas urbanas y/o industriales	<p data-bbox="350 1416 1099 1466">Aporte de sedimento que provoca obstrucción de los poros del sedimento y crea condiciones anaerobias.</p> <p data-bbox="350 1471 1099 1521">Aporte de nutrientes que provoca crecimiento masivo de algas que también colmatan los sedimentos</p> <p data-bbox="350 1527 1099 1641">Actividad del ganado que incrementa el aporte de MO y elimina la vegetación de ribera (ramoneo), compactación del sedimento e introducción de malas hierbas, así como aumento de entrada de luz por la eliminación de la vegetación de ribera que aumenta el crecimiento de algas y de la temperatura de las aguas asociadas al ecotono hiporreico</p> <p data-bbox="350 1646 1099 1696">Introducción de químicos (pesticidas) hacia el ambiente subterráneo (riego en exceso) que provoca la desaparición de la fauna hiporreica</p>

Fuente: adaptado de Hancock (2002).

1.2.5. Teorías ecológicas aplicables al ecotono hiporreico

La parte de la ecología centrada en el estudio y establecimiento de teorías relativas a los ecosistemas fluviales es la limnología. Esta ciencia, desarrollada durante el siglo XIX, se define como la ciencia encargada del estudio de las relaciones funcionales y de productividad de las comunidades de agua dulce, así como de qué manera éstas se encuentran afectadas o condicionadas por las características ambientales (Wetzel, 1983). Años más tarde surgió la ecología de las aguas subterránea (finales del siglo XIX, principios del XX) a partir de estudios descriptivos sobre los organismos subterráneos, sus adaptaciones, su fisiología, sistemática y biogeografía; así como otros estudios encaminados a la caracterización del ecosistema subterráneo (hidrología, geomorfología y condiciones geoquímicas) (Gibert et al., 1990; Danielopol y Marmonier, 1992; Malard y Hervant, 1999; Dole-Olivier et al., 2000; Danielopol et al., 2008; Mugnai et al., 2015). A partir de los años 90 se comenzó a integrar ambos ecosistemas, y en 1990, Gibert et al. (1990) propusieron el concepto de “ecotono” respecto a las zonas de transición entre el ecosistema superficial y subterráneos, a través de la ZH, que supuso una nueva línea de investigación respecto a los ecosistemas acuáticos y los dependientes de las aguas subterráneas (Brunke y Gonser, 1997; Boulton et al., 1998; Orghidan, 2010). Debido a la interacción de los ecosistemas acuáticos, tanto superficiales como subterráneos, gran parte de las teorías ecológicas establecidas para los ecosistemas fluviales y subterráneos son aplicables al ecotono hiporreico. A continuación se presentan algunas teorías aplicables al ecotono hiporreico (Boulton et al., 2010; Poole, 2010).

1. Teoría del Refugio Hiporreico, TRH (Williams y Hynes, 1974). Esta teoría establece que la ZH actúa como refugio para la fauna superficial y bentónica ante situaciones ambientales adversas, sirviendo para la persistencia y recuperación de las poblaciones en el medio acuático superficial e hiporreico tras revertirse las condiciones adversas (Robertson y Wood, 2010; Dole-Olivier, 2011).

2. Teoría de la Perturbación Intermedia, TPI (Connell, 1978). Esta teoría establece que la máxima diversidad de un ecosistema, o lugar, depende del estado sucesional en el que éste se halle, en relación a las perturbaciones que soporta. En este sentido, las mayores diversidades ocurren en zonas con impactos de intensidad y frecuencia intermedias, puesto que las perturbaciones intensas o muy frecuentes evitan la presencia de especies competidoras; mientras que las perturbaciones débiles o poco frecuentes evita la entrada de nuevas especies al ecosistema (Fisher et al., 1998;

Gómez Cerezo, 2003, 2016). Como se ha comentado en el epígrafe 1.2.4., de la presente Tesis, los impactos generados en el ambiente hiporreico también modifican las características ambientales y las dinámicas naturales del ecotono hiporreico, que afectan la presencia y distribución de la fauna y suponen otro elemento generador de heterogeneidad (Brunke y Gonser, 1997; Hancock, 2002; Klove et al., 2014; Pickett y White, 1985; Townsend, 1989).

3. Teoría o Concepto de la Espiral de Nutrientes (Webster y Patten, 1979). Esta teoría se relaciona con la función del ecotono hiporreico como soporte de los ciclos biogeoquímicos y de las rutas metabólicas. Este modelo establece que la dinámica de los nutrientes en el sistema fluvial combina la retención y el transporte de los mismos, y permite establecer, describir y comprender las variaciones espacio-temporales respecto a la concentración de nutrientes biodisponible en los sistemas lóticos y en la ZH (Newbold et al., 1981; Elwood et al., 1983; Martí y Sabater, 2009). Además, se determina que el ciclo de nutrientes no ocurre en un único punto, sino que se prolonga en todas las dimensiones espaciales, especialmente longitudinal, de modo que el ciclo se cierra aguas abajo de su punto de inicio (Figura 1. 12 y Figura 1. 13). La longitud de la espiral viene determinada por la distancia recorrida por un átomo de nutriente durante un ciclo completo y se utiliza como indicador de la eficacia de retención de nutrientes por el sistema (Martí y Sabater, 1996; Davis y Minshall, 1999; Hall et al., 2002; Gómez Cerezo, 2003). Dicha longitud es la suma de la *distancia de asimilación del nutriente* (S_w), definida como la distancia viajada por una molécula de nutriente hasta que es asimilada por la biota o adsorbida a la materia particulada; y la *distancia de retorno o "turnover"* (S_B), que indica la distancia recorrida por una molécula de nutriente dentro de la biota hasta que es nuevamente liberada al agua (Newbold et al., 1981; Martí y Sabater, 2009). Además, la longitud de la espiral depende de la velocidad de reciclaje del nutriente y de transporte (Newbold, 1992; Martí y Sabater, 1996; Davis y Minshall, 1999; Hall et al., 2002; Martí y Sabater, 2009). Por ello, es necesario tener en cuenta la conexión hidrológica respecto a la espiral de nutrientes, que fue considerado en el **Modelo de la espiral hidrológica** de Poole et al. (2008).

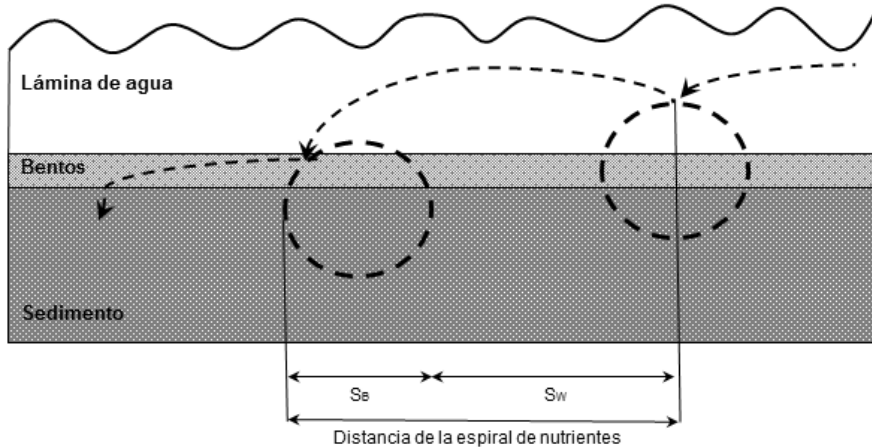


Figura 1. 12. Esquema de la espiral de nutrientes y los componentes de su longitud (distancia de asimilación, S_w ; y distancia de retorno, S_e). Fuente: adaptado de Martí y Sabater (2009).

4. Teoría del Río Continuo, TRC (Vannote et al., 1980). Esta teoría es aplicable al ecosistema fluvial superficial. En ella se describe el gradiente respecto a las condiciones físicas y químicas (en términos de aporte de energía); así como las respuestas bióticas (cambios en la estructura y composición de sus comunidades) en los sistemas fluviales desde cabecera hasta desembocadura (Figura 1. 13). Según este modelo, la principal entrada de MO (energía) al sistema se produce en los tramos altos de los ríos o en cauces de pequeño orden, a los cuales se asocian determinados organismos bentónicos. A partir de dichos puntos, la estructura de las comunidades de invertebrados acuáticos varía dependiendo del orden del cauce, disminuyendo en complejidad a medida que nos acercamos a la desembocadura de los ríos (Gómez Cerezo, 2003). Pese a tratarse de un modelo de aplicación muy extendida, este modelo presenta ciertas deficiencias por ser demasiado simplista y contemplar únicamente el componente longitudinal sin atender a los intercambios y dinámicas que ocurren vertical y/o lateralmente entre el canal principal y el resto de componentes del ecosistema fluvial (Barmuta, 1989; Ward, 1989; Downes et al., 1998; Kalf, 2002). Con la finalidad de ampliar la TRC y e introducir la zona hiporreica y su componente biológico surge la el concepto del corredor hiporreico (Stanford y Ward, 1993).

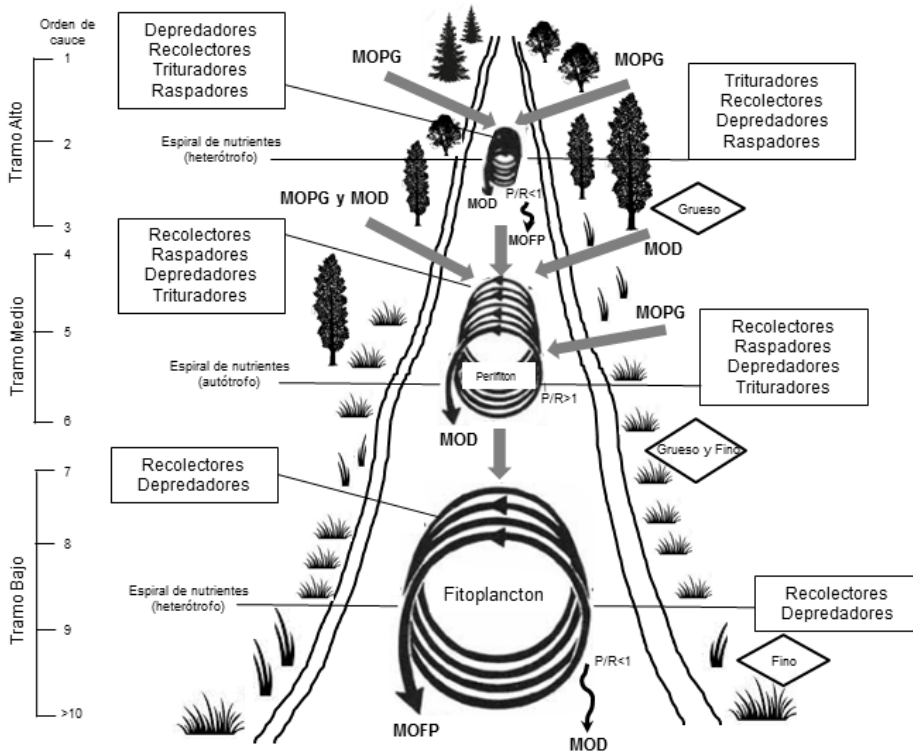


Figura 1. 13. Modelos conceptuales respecto al funcionamiento del ecosistema fluvial. Dinámica de nutrientes (Webster y Patten, 1979) y Modelo del Río Continuo (Vannote et al., 1980). Clave: MOFP: Materia Orgánica Finamente Particulada; MOD: Materia Orgánica Disuelta; MOPG: Materia Orgánica Particulada Gruesa; Rombo: tipo de sustrato; P: productividad; R: respiración. Fuente: adaptado de Gómez Cerezo (2016).

5. Concepto del Corredor Hiporreico, CCH (Stanford y Ward, 1993). Este modelo describe las corrientes hiporreicas como una convergencia dinámica entre las aguas superficiales y subterráneas que responden a las características geológicas y sedimentológicas a lo largo del río. Los cambios que se producen en la geomorfología, la anchura y la profundidad de los sedimentos aluviales del río, junto a las características biogeoquímicas del agua, producen una variación en la permeabilidad del sustrato que genera zonas preferentes de descarga e infiltración hacia o desde el medio superficial. La alternancia de zonas de descarga (*downwelling*) y recarga (*upwelling*) generan un incremento de la heterogeneidad ambiental y un aumento de la diversidad biológica, a lo largo de eje longitudinal. Esta alternancia también genera un aumento en la productividad del cauce principal (en las zonas *upwelling*), así como variaciones en la estructura y dinámica de la zona de ribera (Boulton et al., 1998; Mulholland y Webster, 2010).

6. Modelo del Ecosistema Telescópico, MET (Fisher et al., 1998). Este modelo establece que los ríos retienen, transforman y transportan los nutrientes (especialmente la MO) a lo largo de 4 subsistemas: i) las aguas superficiales (cauce principal); ii) la zona hiporreica; iii) la zona parafluvial, definida como los sedimentos saturados en agua, adyacentes al cauce principal (Claret et al., 1997) ; y iv) la zona de ribera. Todos estos subsistemas se encuentran interconectados a través de los intercambios de agua, siendo las variables a considerar la “longitud del flujo”, definida como la distancia recorrida por el agua a lo largo de un subsistema hasta introducirse al siguiente; y la “longitud de procesamiento”, definida como la longitud media requerida para procesar una determinada cantidad de material (Boulton et al., 2010; Fisher et al., 1998; Gómez Cerezo, 2003).

1.3. Los Ciclopoides (Cyclopoida, Copepoda, Crustacea) como grupo representativo del hiporreos

La subclase de los copépodos (*Crustacea*), son un grupo de crustáceos, principalmente de origen marino, con una importante representación en el ambiente dulceacuícola (Boxshall et al., 1993). En general, presentan una vida libre; si bien existen formas parasitarias (Robertson, 2000; Dole-Olivier et al., 2000; Reid y Williamson, 2010). Estos organismos aparecen desde aguas temporales (lagunas y charcas) a zonas de humedales y aguas subterráneas; así como formando parte del bentos o del plancton (suelen suponer el 50% de la biomasa del zooplancton). Actualmente se conocen más de 2.800 especies de agua dulce, de las cuales, 1000 especies habitan el ambiente subterráneo (Boxshall y Defaye, 2008; Reid y Williamson, 2010).

Los copépodos pertenecen a la clase de los *Maxillopoda* y comprenden nueve órdenes: *Platycopioidea*, *Misophrioida*, *Mormonilloidea*, *Siphonostomatoida*, *Monstrilloidea*, *Calanoida*, *Cyclopoida*, *Harpacticoida* y *Gelyelloidea*, siendo únicamente los cuatro últimos aquellos que tienen representación en el medio acuático hiporreico. Entre ellos los *Harpacticoida* (harpacticoides) y los *Cyclopoida* (ciclopoides) representan prácticamente el 70% del total de las especies identificadas en los ambientes dulceacuícolas subsuperficiales; si bien los *Calanoida* (Calanoides) raramente aparecen de forma libre en estos ambientes (Galassi, 2001; Dussart y Defaye, 2006; Boxshall y Defaye, 2008; Galassi et al., 2009; Zibrat, 2012). El orden de los calanoides presenta especies generalmente planctónicas en aguas superficiales;

mientras que los harpacticoides se encuentran más asociados al bentos y al ambiente subsuperficial y subterráneo. Por su parte, los ciclopoideos (el orden sobre el que centramos las investigaciones recogidas en la presente *Tesis*) presentan una distribución más amplia, pudiendo aparecer formando parte del zooplancton, pero también en el medio acuático fluvial, bentónico hiporreico y subterráneo (intersticial), prefiriendo sedimentos de grano grueso-medio con sectores de poca corriente de agua (Galassi et al., 2009). Estos tres órdenes de copépodos presentan una diferenciación morfológica (*aspecto/habitus*) que permite su distinción debido a la evolución diferenciada en relación a diferentes presiones de selección y ambientes que ocupan (Figura 1. 14). Además, al igual que el resto de organismos presentes en el ambiente hiporreico y/o subterráneo, presentan diferentes grados de adaptación (ver epígrafe 1.2.2) pudiendo clasificarse conforme a Gilbert et al. (1994), en estigobiontes, estigofilos y estigoxenos.

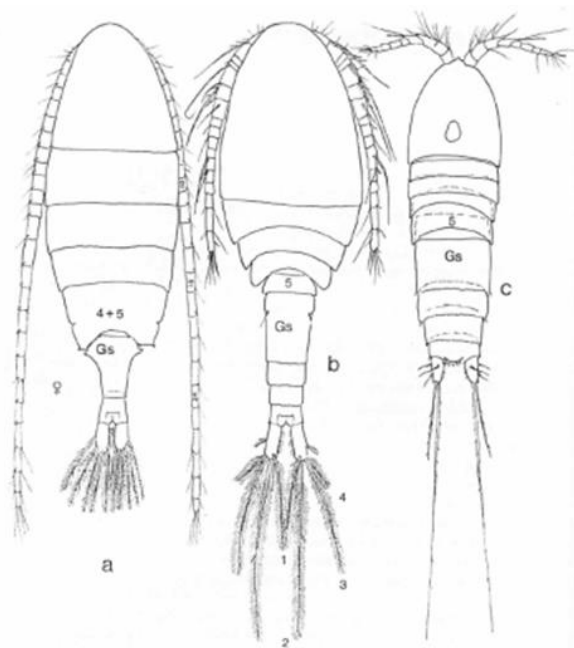


Figura 1. 14. Diferencias morfológicas entre los principales órdenes de copépodos presentes en el medio subsuperficial hiporreico: a) Calanoida; b) Cyclopoida; c) Harpacticoida. Fuente: Dussart y Defaye (2001).

1.3.1. Clasificación taxonómica

De forma tradicional, la identificación taxonómica de los ciclopoideos se ha basado en la estructura y morfología de la quinta pata, el número de artículos que componen las anténulas y el número de segmentos y elementos setales presentes en los cuatro pares de patas natatorias, si bien, existe cierto grado de incertidumbre al

respecto (Dussart, 1969; Reid, 1994; Fiers et al., 1996; Mercado-Salas y Suárez-Morales, 2012). El orden *Cyclopoida* incluye 89 familias y más de 1.500 especies, siendo la familia *Cyclopidae* (Rafinesque, 1815) la más numerosa, con más de 700 especies descritas, así como la de mayor dispersión y presencia en el ambiente hiporreico.

Dentro de esta familia se incluyen 4 cuatro subfamilias (*Halicyclopinæ*, *Euryteinae*, *Eucyclopinæ* y *Cyclopinæ*) con más de 70 géneros y más de 1.200 especies y subespecies (Karaytug, 1999). Puesto que la subfamilia *Euryteinae* (Monchenko, 1974) está formada por especies marinas o de estuarios, y la subfamilia *Halicyclopinæ* (Kiefer 1927) está formada por especies de ambientes salobres, con gran número de especies del género *Halicyclops*.

Subfamilia Eucyclopinæ (Kiefer 1927)

Esta subfamilia presenta 10 géneros y alrededor de 180 especies y subespecies, incluyendo el género *Austriocyclops*, que inicialmente se consideraba dentro de la subfamilia *Cyclopinæ* (Pospisil y Stoch, 1997). Entre los géneros pertenecientes a esta subfamilia, los más relevantes por tener presencia en nuestro área de estudio (Capítulo 2) corresponden a: *Macrocyclops* (Claus, 1893), *Eucyclops* (Claus, 1893) y *Paracyclops* (Claus, 1893) (Camacho y Valdecasas, 2006; Iepure et al., 2013; Iepure et al., 2014; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). De ellos, el género *Eucyclops* (Claus, 1893), que incluye 106 especies, es el más diverso (Dussart y Defaye, 2006; Mercado-Salas y Suárez-Morales, 2012).

Subfamilia Cyclopinæ (Rafinesque 1815)

Esta subfamilia es la más ampliamente distribuida en los ambientes dulceacuícolas, tanto superficiales como subterráneos. Presenta más de 980 especies descritas, agrupadas en más de 60 géneros (Dussart y Defaye, 2006; Boxshall y Defaye, 2008; Mercado-Salas y Suárez-Morales, 2011). De todos éstos géneros, en nuestro área de estudio (ver Capítulo 2) aparecen: *Acanthocyclops* (Kiefer, 1927), *Diacyclops* (Kiefer, 1927), *Megacyclops* (Kiefer, 1927) y *Microcyclops* (Claus, 1893) (Camacho y Valdecasas, 2006; Iepure et al., 2013; Iepure et al., 2014; Rasines-Ladero e Iepure, 2016).

1.3.2. Características generales

Las características que diferencian la subclase de los copépodos con respecto al resto de crustáceos son: i) la morfología cilíndrica y segmentada de su cuerpo; ii) la presencia de un caudal rami con dos setas al final de su parte posterior del abdomen; y iii) la presencia de un único ojo (Dussart y Defaye, 2006; Reid y Williamson, 2010). En general, los copépodos, y por tanto, los ciclopoideos, poseen un **tamaño** en torno a 1 mm. Las especies subterráneas son más pequeñas (tamaños inferiores a 0.3 mm aproximadamente); mientras que las de vida libre, pueden alcanzar tamaños superiores a los 3 mm (Dussart y Defaye, 2001).

Ciclo de vida, alimentación, locomoción y reproducción

Para alcanzar el estadio adulto, a lo largo de su **ciclo de vida**, los copépodos presentan un proceso sucesivo de mudas y metamorfosis complejo (Figura 1. 15). Tras la fecundación y formación del huevo, éste puede entrar en diapausa o eclosionar. A partir de la eclosión aparece el primer estadio larvario (larva o *nauplio*) el cual a través de 5 fases de mudas sucesivas (N1 a N5), va añadiendo segmentos y apéndices para ir formando la estructura corporal final del organismo (Figura 1. 14). Tras alcanzar el sexto estadio naupliar (N6), se produce el cambio más importante respecto a la morfología (metamorfosis), en la que el organismo adquiere una morfología similar a la del estadio adulto. Dicho cambio inicia la segunda parte del desarrollo del organismo, durante el cual pasa por otras 5 fases de mudas sucesivas (Copepodito, C1 a C5) que supone el crecimiento y total desarrollo del copépodo adulto, cuya estructura se consolida tras la sexta muda (C6) (Dussart y Defaye, 2001).

A lo largo de su desarrollo, los copépodos presentan estadios de **diapausa** y de **dormancia**, los cuales les permite sobrevivir ante condiciones ambientales adversas (Robertson, 2000; Tomlinson y Boulton, 2008; Reid y Williamson, 2010). La diapausa consiste en una parada obligada en el desarrollo del organismo para permitir un cambio fisiológico en el mismo. Esta parada ocurre siempre en el mismo estadio y de forma regular, sin intervención de los factores externos y/o ambientales. Por el contrario, la dormancia consiste en un descenso en la actividad o paro en el desarrollo del individuo, generalmente inducido por condiciones ambientales adversas, de modo que no siempre ocurre y no siempre afecta al mismo estadio. Generalmente, la dormancia en los ciclopoideos se observa en los estadios C4 y C5, y en hembras adultas; suponiendo desde letargos hasta la total inactividad, incluso la formación de un recubrimiento de su cuerpo con una sustancia gelatinosa para protegerse ante posibles efectos adversos ambientales o depredación (Dussart y Defaye, 2001).

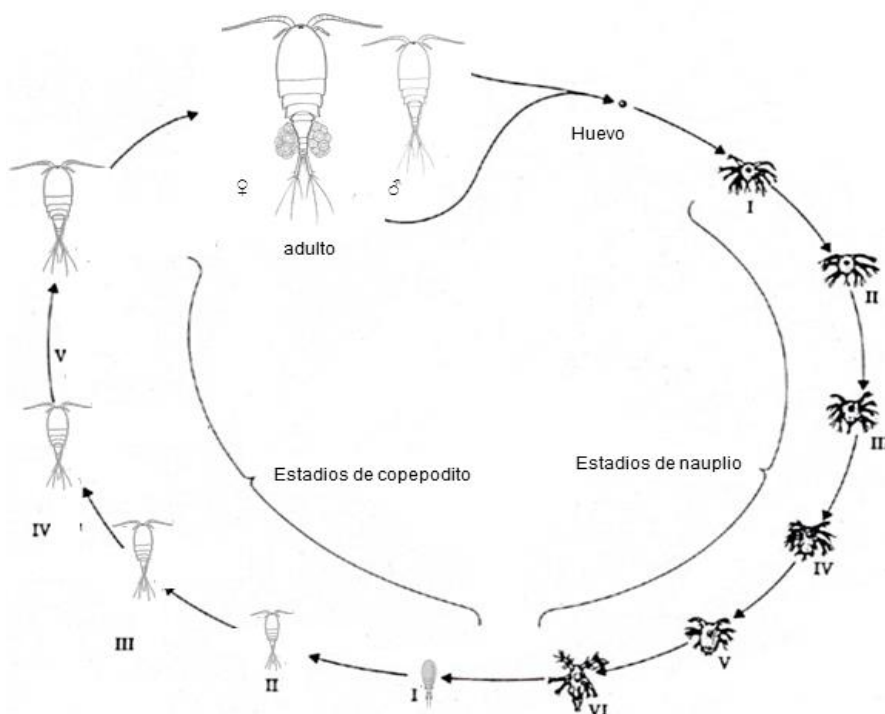


Figura 1. 15. Ciclo de vida de los copépodos. Fuente: adaptado de Escobar (2016).

La **alimentación** de los ciclopoideos es variada, con especies preferencialmente herbívoras, o depredadoras (incluso canibalistas), aunque generalmente se trata de organismos omnívoros (Fryer, 1957; García-Chicote et al., 2007). Para su **desplazamiento**, los ciclopoideos utilizan las anténulas y las patas natatorias de forma alterna en lo que se conoce como “*hop and sink*” (movimiento a saltos) (Strickler, 1975; Dussart y Defaye, 2001) .

La **reproducción** es sexual con sexos separados y con poblaciones con mayor número de hembras que de macho (sex ratio inferior a 1). No obstante, los copépodos pueden presentar **partenogénesis**, es decir, reproducción sin la presencia de un macho, si bien este tipo de reproducción no está del todo confirmada puesto que únicamente se ha observado en determinadas especies de harpacticoides (Dussart y Defaye, 2001).

Los ciclopoideos y su relación con el medio ambiente

Los ciclopoideos son organismos generalistas y la composición de sus comunidades viene condicionada por factores bióticos y abióticos. Los ciclopoideos, y los copépodos en general, responden antes las variaciones en las condiciones ambientales

acortando o alargando sus ciclos de vida y sus ciclos reproductivos a 1 o 2 al año; así como creando huevos de resistencia para soportar los periodos de sequía (Dussart y Defaye, 2001).

Entre los factores abióticos que afectan a la distribución de los ciclopoideos destacan la luz (en el caso de las especies epigeas/superficiales), la temperatura y las variaciones físico-químicas respecto a la composición del agua. Los copépodos también han demostrado ser sensibles a los cambios en las condiciones hidráulicas y geomorfológicas asociadas al ambiente hiporreico y fluvial en el que aparecen (Robertson, 2002; Galassi et al., 2009); o incluso para la detección de los efectos que los terremotos pueden tener sobre el ambiente subterráneo y los acuíferos asociados (Galassi et al., 2014; Di Lorenzo, 2016). En función a la capacidad de resistencia de los organismos a las variaciones de temperatura, los ciclopoideos pueden clasificarse en: i) euritermos (soportan variaciones de temperatura amplias); y ii) estenotermos (viven en condiciones determinadas de temperatura cálidas o frías) (Dussart y Defaye, 2001). El pH y la salinidad también parecen afectar al ciclo de vida de los copépodos, pudiéndose clasificar los organismos en función a sus tolerancias a pH o salinidades elevadas de forma similar a la comentada para la temperatura (Dussart y Defaye, 2001; Dussart y Defaye, 2006). Estos organismos también presentan sensibilidad ante sustancias químicas orgánicas, pesticidas, metales pesados y/o compuestos clorados dependiendo de la especie. (Dussart y Defaye, 2001; Iepure y Selescu, 2009; Moldovan et al., 2011; Iepure et al., 2013, 2014).

Entre los factores bióticos que afectan su distribución destacan las relaciones entre los diferentes organismos que componen las comunidades bióticas, basadas en relaciones de competencia o depredación, condicionadas por los requerimientos nutricionales de cada uno de ellos (Dussart y Defaye, 2001; Boxshall y Defaye, 2008; Reid y Williamson, 2010; Mercado-Salas y Suárez-Morales, 2012).

Como consecuencia de la relación entre la distribución de las especies de ciclopoideos en el ambiente hiporreico y las condiciones ambientales de éste, estos organismos pueden ser utilizados como bioindicadores. En este sentido algunos autores como Zibrat (2012), han tratado de diseñar algún indicador de calidad mediante el uso de copépodos presentes en el ambiente hiporreico (Marmonier et al., 2012). Además, estos organismos, debido al comportamiento depredador de algunas especies como *Microcyclops varicans* o *Megacyclops viridis*, se han utilizado para el control biológico ante plagas como las del mosquito *Anopheles* sp. (Fryer, 1957; Reid y Williamson, 2010).

1.4. La zona hiporreica de los ríos de la región mediterránea (península ibérica)

La región mediterránea, que engloba gran parte del territorio de la península ibérica, se define como una sub-región de la ecozona (o reino biogeográfico) Paleoártica, que comprende territorios de Europa, Asia y África y que es la de mayor tamaño con 54.100.000 Km² (Botosaneanu, 1986; Ibáñez, 2007). Se trata de una de las regiones más ricas y complejas respecto a sus características, tanto abióticas como bióticas y climáticas, siendo también una de las zonas más vulnerables ante los fenómenos asociados al cambio climático (Argerich et al., 2008). Además se trata de una de las regiones con una mayor presencia y actividad antrópica que genera diferentes impactos y que condiciona las características ambientales de los ecosistemas acuáticos superficiales y de los que se relacionan con ellos, como es el caso del ecotono hiporreico (Ylla et al., 2010; Rasines-Ladero, 2016).

Esta región se caracteriza por un clima mediterráneo que, en la península ibérica, presenta un claro gradiente de temperatura creciente y de precipitación decreciente conforme la atravesamos en dirección noroeste-sureste, a excepción de la región noroccidental donde el clima es Atlántico (Vidal-Abarca Gutiérrez y Suárez Alonso, 2007; Tierno de Figueroa et al., 2013). Además, existe una marcada diferenciación estacional entre el invierno (periodo húmedo y frío) y el verano (periodo seco y cálido); así como por variaciones interanuales de mayor o menor precipitación (años húmedos frente a años secos, según el balance entre la precipitación y la evapotranspiración), con una precipitación media entre 400 y 800 mm (Sabater et al., 1992; Mollá et al., 1994; Gasith y Resh, 1999; Blondel et al., 2010; Hershkovitz y Gasith, 2013). Como consecuencia de ello, la mayor parte de los cursos fluviales de la península ibérica presentan caudales elevados en otoño, asociados a fenómenos de avenida; y cauces con caudales bajos o de carácter temporal (presentan desecación del cauce durante el periodo estival por fenómenos de sequía) que condiciona las características tanto abióticas como bióticas y la funcionalidad ecosistémica de la zona hiporreica. Además, aparecen una mayor diferenciación entre las temperaturas asociadas a las aguas superficiales y las registradas en los ambientes subsuperficiales, como consecuencia de una mayor estabilidad de los segundos frente a las variaciones que ocurren en la superficie (Bonada et al., 2000; Butturini y Sabater, 2000; Hose et al., 2005; Mellado Díaz et al., 2008; Blondel et al., 2010; Wood et al., 2010; Mugnai et al., 2015; Rasines-Ladero, 2016).

Las variaciones en los regímenes hidrológicos provocan un gradiente creciente a lo largo del perfil longitudinal del río respecto a la sinuosidad del cauce, temperatura, salinidad, turbidez, contenido de nutrientes y MOD. Sin embargo, el gradiente es decreciente respecto a la pendiente, partículas en suspensión, oxigenación y contenido de MOP (Vidal-Abarca Gutiérrez y Suárez Alonso, 2007; Hershkovitz y Gasith, 2013). Así pues, cuando se producen fenómenos de avenida, la interconexión entre el cauce y el ecotono hiporreico aumenta. Además, se genera una removilización de los sedimentos que modifica la estructura del hábitat hiporreico, disminuye su contenido en MO, que es transportada hacia las aguas superficiales, y se homogenizan las características físico-químicas del agua. En el ambiente superficial también se reducen los rangos diarios en variables características como la temperatura y el oxígeno disuelto (Gasith y Resh, 1999). En los periodos de sequía se origina una disminución en la conexión con la ZH que genera una disminución en la concentración de oxígeno (como consecuencia del aumento de las temperaturas en la superficie, una mayor actividad fotosintética durante el día y respiración nocturna que aumenta la demanda bioquímica de oxígeno, DBO), una menor capacidad de dilución (disminución en la turbulencia de la lámina de agua que disminuye la concentración de nutrientes disueltos, aumenta la salinidad, y aumenta la sedimentación); además de favorecerse la invasión de la vegetación al canal principal y la erosión de las riberas (Butturini y Sabater, 1999, 2000; Gasith y Resh, 1999).

Debido a que las condiciones ambientales (temperatura, precipitación, caudales, etc.) son más variables por presentar amplios rangos respecto a sus valores, debido a la intensidad con que las presiones antrópicas actúan en la región mediterránea; las funciones y servicios ambientales generados en la zona hiporreica adquieren una gran relevancia. Entre estos destaca la actuación como zona de refugio y *buffer* antes los fenómenos de avenida y/o sequía, así como ante variaciones de caudal producidos por sobreexplotación de agua para el riego y/o embalsamientos de agua en los cauces, que provocan una modificación en las interacciones entre el ambiente acuático superficial y subterráneo. Otra de las características más importantes asociadas al ambiente hiporreico en las regiones mediterráneas responden a su capacidad de actuar como filtro ante la introducción de sustancias tóxicas hacia el medio subterráneo (acuíferos) y la de servir como refugio para la fauna, especialmente cuando las condiciones en el ambiente superficial y/o subterráneo no son adecuadas para permitir el establecimiento y/o el mantenimiento de sus poblaciones (Sabater et al., 1992; Maltchik y Molla, 1994; Butturini y Sabater, 1999; Gasith y Resh, 1999; Butturini y Sabater, 2000; Burrell, 2001; Hose et al., 2005; Dole-Olivier, 2011; Schmitt y Varga, 2012). Además, el ecotono hiporreico en la zona mediterránea se caracteriza

por albergar una gran diversidad de organismos, considerándose a la región mediterránea, como uno de los 25 puntos calientes (*hotspots*) de biodiversidad global (Danielopol et al., 2000; Mellado Díaz et al., 2008; Deharveng et al., 2009; López López et al., 2011; Achurra et al., 2015; Rasines-Ladero, 2016). En el caso concreto de los copépodos, la región paleártica presenta una gran diversidad con más de 1.200 especies identificadas y distribuidas por los ambientes dulceacuícolas; presentando además, un gran número de endemismos (en torno a un 84% de las especies identificadas en esta región son endemismos). Ello es debido a la presencia de especies especialmente adaptadas a las condiciones ambientales tan peculiares de esta región, en especial a las de la zona mediterránea (Gasith y Resh, 1999; Mellado Díaz et al., 2008; Thorp et al., 2010; Tierno de Figueroa et al., 2013).

1.4.1. Estudios previos sobre la zona hiporreica

Históricamente, las investigaciones centradas en la ZH han seguido un proceso secuencial en cuanto a los aspectos abordados para su caracterización. En este sentido, durante los primeros estudios (años 50), la zona hiporreica era entendida como un ambiente formado por una serie compleja de intersticios que suponían un hábitat utilizable por la fauna macrobentónica. Estos estudios se centraban en el conocimiento de la dinámica de estas comunidades (perspectiva “población-comunidad”) (Nuttle, 2002). Según se avanzó en las investigaciones, surgió la perspectiva “proceso-funcional”, que se centraba en la funcionalidad del ecotono hiporreico como un ecosistema en el que se produce una serie de interacciones y procesos físicos, químicos y biológicos (Mugnai et al., 2015; Ward, 2016). A partir de los años 90 y en la actualidad, la tendencia es a unir ambas aproximaciones para lograr obtener una visión integrada de este ambiente y permitir una correcta gestión del mismo (Valett et al., 1993; Brunke y Gonser, 1997; Danielopol et al., 2008; Boulton et al., 2010; Marmonier et al., 2012; Larned et al., 2015). Actualmente, son muchos los estudios encaminados a la caracterización de los servicios ambientales proporcionados por la ZH (Mermillod-Blondin et al., 2002; Danielopol et al., 2003; Boulton et al., 2008; Danielopol y Griebler, 2008; Gibert et al., 2009; Korbel y Hose, 2011; Mace et al., 2012; Dole-Olivier et al., 2014).

En España, a pesar del retraso respecto a la aparición del primer artículo científico relacionado con la zona hiporreica, que data de 1978 (Henry y Magniez, 1978), la secuencia respecto a los temas y perspectivas con los que se abordan los estudios es muy similar a la comentada a nivel global. No obstante, y de manera previa ya habían surgido otros trabajos relacionados con la estigofauna, aunque no centrado

en el ambiente hiporreico propiamente dicho, como el realizado por Viets (1930) y determinó la presencia de un ácaro (*Arrenurus haplurus*) en un arroyo de la Sierra de Guadarrama. Los siguientes trabajos, ya centrados en el ambiente hiporreico son los correspondientes a Henry y Magniez (1978, 1981), que describieron dos especies de isópodos endémicos de la península ibérica: *Proasellus jaloniacus* (río Jalón, Alicante); y *Proasellus goubaultae* (río Júcar, Valencia), respectivamente. Otros trabajos respecto a la descripción de la estigofauna no surgieron hasta los años 80 y 90, como el realizado por Valdecasas (1981) sobre los ácaros acuáticos en la sierra del Guadarrama; Notenboom y Meijers (1985) y Bellés (1987) sobre fauna asociada a ambientes acuáticos subterráneos y cavernícolas de la Península y Baleares; Sabater (1987) sobre una nueva especie de cladóceros descubierta en Cataluña (*Alona phreatica*); Camacho (1988, 1989) sobre el género *Bathynella* (*Syncárida*); o Martínez Arbizu (1997) que describió una nueva especie de harpacticoide (*Parastenocaris hispánica*) en las cuencas de los ríos Duero, Tajo, Ebro y Júcar. No obstante, existen algunos trabajos posteriores que describieron y ordenaron las especies de diferentes grupos de crustáceos, turbelarios y oligoquetos asociadas a la estigofauna presente en la Comunidad de Madrid (Camacho y Valdecasas, 2006).

En las últimas décadas se ha incrementado el interés por el ecotono hiporreico y su fauna, tal y como se observa en la Figura 1. 16, que indica el número de publicaciones conteniendo las palabras “*hyporreic*”, “*Spain*” y “*cyclopoids/cyclopoidea*” y sus combinaciones (ISI Web of Knowledge, 2016). Las publicaciones más recientes responden a la visión “proceso-funcional” del ecotono hiporreico y se centran en la caracterización respecto a la dinámica de nutrientes y la importancia de la zona hiporreica como almacén transitorio de los mismos (Maltchik y Mollá, 1994; Butturini et al., 2003; Butturini y Sabater, 2000, 2002; Izagirre et al., 2008, 2013); así como estudios que utilizan trazadores químicos para delimitar y estudiar las dinámicas del ecotono hiporreico (Haggerty et al., 2009). Otros estudios integran la zona hiporreica y la zona parafluvial en los procesos de gestión y restauración de los ecosistemas fluviales (Benda et al., 2011); mientras que otros analizan los efectos que los vertidos, por ejemplo el de Aznalcollar (Sevilla), tienen sobre el ecotono hiporreico (Olías et al., 2006). En los últimos años ha habido un incremento respecto al número de publicaciones, sobre todo centrados en ríos, arroyos y lagos de las comunidades de Madrid, Castilla-La Mancha, Valencia, Cantabria y Andalucía (Sabater et al., 1992; Mezquita et al., 1999a, 1999b, 2005; Fahd et al., 2000; Roca et al., 2000; Escrivà et al., 2010; Ruiz et al., 2013; Barrera González et al., 2014; Castillo-Escrivà et al., 2016; Florencio et al., 2016), que investigan la relación entre las condiciones abióticas y bióticas del medio hiporreico. Entre ellos destacan los trabajos de (Martínez Arbizu,

1997; Iepure et al., 2013, 2014; Tagliatalata et al., 2014; Rasines-Ladero e Iepure, 2016), que centran sus investigaciones sobre el grupo de los copépodos y ostrácodos.

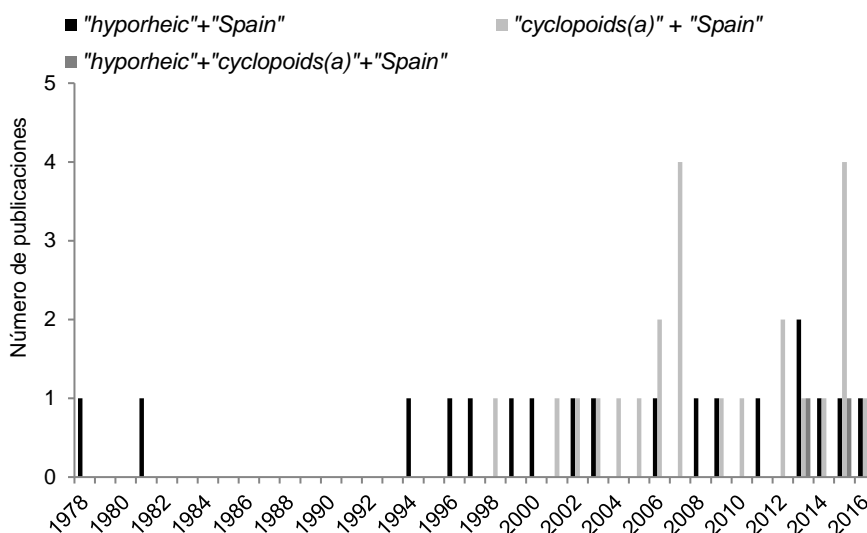


Figura 1. 16. Número de publicaciones indexadas relacionadas con estudios sobre la zona hiporreica y los ciclopoideos en España desde 1978 utilizando diferentes combinaciones de las palabras clave "Hyporheic", "Spain", "Cyclopoids" y "Cyclopoida". Fuente: ISI Web of Knowledge (2016).

Además de los 18 artículos indexados, aparecen otros estudios relacionados con la caracterización físico-química y fenómenos de contaminación que ocurren entre los sistemas río-acuífero, sin mencionar específicamente el ecotono hiporreico (Martínez-Bastida et al., 2006; Arauzo et al., 2008; Berzas Nevado et al., 2009); así como otros que se centran en las variaciones respecto a la conexión hidrológica de ambos sistemas a consecuencia del uso de aguas subterráneas para riego (Mostaza Colado, 2013; Mostaza Colado et al., 2016; Vázquez-González, 2016).

A pesar del gran avance que se ha producido respecto al conocimiento de la zona hiporreica, su importancia, sus funciones, su fauna y los procesos ecológicos que en ella se producen, existen aún ciertos aspectos sobre los que se hace necesario continuar investigando, no solo en España sino a nivel global. Estos aspectos incluyen: i) la importancia de los procesos físicos respecto a la funcionalidad del ecotono hiporreico; ii) el papel de los organismos invertebrados en los procesos hiporreicos; iii) el papel de las comunidades microbianas en los procesos hiporreicos; iv) la importancia de la zona hiporreica y su biota en el metabolismo global del ecosistema fluvial; v) cuantificar la heterogeneidad espacial y temporal asociada a las condiciones ambientales del ecotono hiporreico; vi) definir métodos comunes y estandarizados para

ejercicios de intercomparación de resultados en diferentes regiones del mundo; y vii) necesidad de permitir una mayor accesibilidad a los resultados científicos que permitan el desarrollo de legislación y medidas para el manejo, la protección y la restauración de este ecotono (Marmonier et al., 2012; Ward, 2016).

1.4.2. Marco legislativo y de gestión del ambiente hiporreico en España

La aparición de la 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 (DOCE, 2000), en adelante, Directiva Marco del Agua (DMA), supuso un avance en la mejora de las metodologías para abordar los estudios sobre la determinación de la calidad del agua tanto superficial (ríos, lagos, aguas de transición, aguas costeras y masas de aguas superficiales artificiales y muy modificadas), como subterráneas; así como la gestión y manejo de los recursos hídricos en los países miembros. La DMA, junto a la Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro (DOUE, 2006), se definen como de tercera generación, por tener como objetivo el control de la contaminación difusa y la aplicación de un enfoque combinado entre las medidas que se aplican, tanto en fuentes de emisión, como en la incidencia del vertido sobre el medio acuático.

En España, la transposición de la DMA se realizó a través de la Ley 62/2003, de 30 de diciembre, de medidas fiscales administrativas y del orden social (BOE, 2003), y el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas (BOE, 2001b). Esta legislación se ha ido complementando y actualizando mediante diferentes normas como el Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de Planificación Hidrológica (BOE, 2007) (BOE, 2007); la Orden ARM/2656/2008 por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica (BOE, 2008); y el más reciente, el Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental (BOE, 2015a) (MAGRAMA, 2016a). Toda esta legislación establece la planificación hidrológica como el instrumento conductor para la consecución de los objetivos ambientales señalados por la DMA, usando las cuencas hidrográficas como base para la gestión hidrológica. Además, establece las masas de agua superficial (MSPF) y subterránea (MSBT) como unidades de gestión. Las superficiales se definen

como “una parte diferenciada y significativa de agua superficial como un lago, un embalse, una corriente, río o canal, parte de una corriente río o canal, unas aguas de transición o un tramo de aguas costeras”; mientras que las subterráneas se definen como “un volumen claramente diferenciado de aguas subterráneas en un acuífero o acuíferos” que pueden coincidir, o no, con las unidades hidrogeológicas definidas en 1988 como “uno o varios acuíferos agrupados a efectos de conseguir una racional y eficaz administración del agua” (DOCE, 2000; DOUE, 2006; Griebler et al., 2010; MAGRAMA, 2016a,b).

De esta manera, la DMA ha introducido las aguas subterráneas en la gestión hidrológica; si bien su estudio y caracterización se realiza de forma separada respecto a las superficiales. De hecho, la directiva 91/676/CEE, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias (DOCE, 1991), la Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 2006 relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro (DOUE, 2006), modificada en el año 2014 por la Directiva 2014/80/UE (DOUE, 2014) son adoptadas como legislación de referencia para estos ambientes. Dichas directivas fueron incorporadas al ordenamiento jurídico español mediante el Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre relativo a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro (BOE, 2009), y el Real Decreto 1075/2015, de 27 de noviembre, por el que se modifica el anexo II del Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro (BOE, 2015b).

El aspecto más importante de la DMA, es la introducción de una metodología que integra los aspectos físico-químicos, con otros más ecológicos para la determinación de la calidad o, lo que la propia Directiva define como “estado de las masas de agua superficial”. Este estado es “la expresión general del estado de una masa de agua superficial, determinado por el peor valor de su estado ecológico y de sus estado químico” y puede considerarse como el grado de alteración que presenta respecto a sus condiciones naturales (DOCE, 2000). El “estado químico” se define como una expresión de la calidad de las aguas superficiales que refleja el grado de cumplimiento de las normas de calidad ambiental respecto a las sustancias prioritarias y otros contaminantes, es decir, aspectos químicos; mientras que el “estado ecológico” se define como “una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales en relación a las condiciones de referencia establecidas” (DOCE, 2000). Para la determinación del estado ecológico de las masas de agua superficiales de la categoría “río”, éstas se

clasifican en 32 tipos, entre los que se encuentran los “Ríos de montaña mediterránea calcárea” y “Ejes mediterráneo-continentales mineralizados” correspondientes a los dos cauces estudiados en esta *Tesis*; y se establecen unos valores de referencia respecto a los diferentes elementos de calidad considerados para su determinación (calidad biológica, físico-química e hidromorfológica). Así pues, y a partir de la utilización del *Ratio de Calidad Ecológica* (RCE), calculado como el cociente entre el valor observado del indicador y el valor de referencia para el ecotipo correspondiente, se determina el estado ecológico como: “*muy bueno*”, “*bueno*”, “*moderado*”, “*deficiente*” o “*malo*” (DOCE, 2000; BOE, 2008, 2011, 2015a; Torres et al., 2010; MAGRAMA, 2016a). En el caso del “estado de las masas de agua subterráneas”, es necesario determinar su “estado químico”, y su “estado cualitativo” definido como “*una expresión del grado en que afectan a una masa de agua subterránea las extracciones directas e indirectas*” (DOCE, 2000). Sin embargo, no existe hasta la fecha, metodologías que contemplen la utilización de métricas y/o parámetros biológicos o de otro tipo para determinar la integridad ecológica (estado ecológico) de las masas subterráneas exceptuando en países como Alemania (Ley Alemana de Gestión del Agua) y Suiza (Seguimiento Nacional de Aguas Subterráneas, NAQUA) (Danielopol y Griebler, 2008; Steube et al., 2009; Marmonier et al., 2012; Griebler y Avramov, 2015; Rasines-Ladero, 2015).

La DMA, no ha supuesto un cambio respecto al modo de determinar la calidad del agua, sino también respecto a la gestión y manejo de los recursos hídricos. En España, la gestión de estos recursos no ha sido nunca un tema baladí, especialmente por la escasez hídrica y distribución heterogénea de los mismos; siendo, junto a Estados Unidos, un país pionero respecto a la gestión hídrica. De hecho, la primera ley de aguas española data del siglo XIX, cuando tras la aprobación de la Constitución de Cádiz de 1812, se reconoció el carácter público del aprovechamiento hidráulico, y se desarrolló una inquietud política y legal para la planificación, racionalización e institucionalización relativa al uso del agua. Posteriormente surgieron las Leyes de 1866, y la de 1979, que separó los recursos hídricos superficiales y los subterráneos, y que se mantuvo vigente hasta la aprobación de la Ley de Aguas del año 1985 (BOE, 1985). En cualquier caso, la gestión en España, al igual que en otros países, ha pasado por tres etapas: i) centrada en el aprovechamiento de los caudales para propósitos básicos, agrícolas, energía hidroeléctrica y abastecimientos (principios del siglo XX); ii) desarrollo importante de la energía hidráulica que permitía atender a más de un objetivo; iii) protagonismos de la conciencia ambiental y los impactos sociales asociados a las políticas hidráulicas (a partir de los años 60) (Llamas et al., 2015; Sánchez-Martínez et al., 2011; White, 1998).

La unidad de gestión y planificación hidrológica, de forma inicial se realizaba a nivel de provincia; sin embargo, en el siglo XX, paso a realizarse por cuencas hidrográficas. Como consecuencia de ello, en marzo de 1926, mediante la promulgación de dos Reales Decretos, se organizan las Confederaciones Sindicales Hidrográficas, y se crea la primera Confederación Hidrográfica (Ebro). La Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT), organismo encargado de la gestión hidrológica en el área de estudio a la que se refiere la presente *Tesis*, se creó en 1953 (Colmenar, 2001; Sánchez-Martínez et al., 2011). A partir de la promulgación de la Ley de Aguas de 1985 (BOE, 1985), estas confederaciones se modernizaron, se estableció la planificación hidrológica como la base de gestión, se plantean cuestiones medioambientales como la contaminación, regulación de vertidos, así como la necesidad de gestionar la calidad de las aguas. Para ello, además, se instauraron las dos figuras básicas de planificación: el Plan Hidrológico Nacional (PHN) y los Planes Hidrológicos de Cuenca (BOE, 1985; BOE, 2016; CHT, 2014; Colmenar, 2001; Sánchez-Martínez et al., 2011).

El Plan Hidrológico Nacional vigente fue elaborado por el Gobierno de la Nación y aprobado por el Congreso de los Diputados en 2005 (BOE, 2005) tras sucesivas modificaciones del inicialmente aprobado mediante la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional (BOE, 2001a). En el caso de los Planes Hidrológicos de cuenca, son las confederaciones hidrográficas, dependientes del Ministerio de Medio Ambiente (MAPAMA), o de las comunidades autónomas a través de sociedades o agencias propias (por ejemplo la Agencia Catalana del Agua) en caso de cuencas intracomunitarias (Baleares y Canarias, Cataluña, País Vasco, Galicia y Andalucía), quienes tienen la potestad para su elaboración a través de su oficina de planificación u otros organismos, de acuerdo al Real Decreto 984/1989, de 28 de Julio, por el que se determina la estructura orgánica dependiente de la Presidencia de las Confederaciones Hidrográficas (BOE, 1989; CHT, 2013). En estos planes se establecen, entre otros, los usos de los recursos hídricos, las infraestructuras, tareas para el mantenimiento de la calidad de las aguas, los planes de seguimiento y control de la calidad, etc. (CHT, 2014; BOE, 2016).

Actualmente no existe ninguna figura legislativa de protección a nivel global, europeo, nacional o autonómico específica para la ZH (Boulton et al., 2010; Mugnai et al., 2015). Además, este ecotono tampoco ha sido considerado en la legislación vigente relativa a otros ecosistemas acuáticos, como los superficiales y/o subterráneos; si bien, si ha sido considerado como elemento clave para la restauración de la conectividad vertical del ecosistema fluvial. Por ello, se hace necesario el desarrollo de

una legislación que integre la zona hiporreica con las aguas superficiales y subterráneas; considerando aspectos clave como la determinación y protección de la calidad del agua y de su funcionalidad ecosistémica (Boulton, 2007; Dole-Olivier, 2011; Marmonier et al., 2012; Leigh et al., 2013).

1.5. Justificación y objetivos de la tesis

A pesar de que en los últimos años se han desarrollado numerosos estudios encaminados al estudio del ecotono hiporreico, existen algunos aspectos sobre los cuales es necesario profundizar en su conocimiento (Marmonier et al., 2012). Además, en España (península ibérica), el número de artículos relacionados con el ecotono hiporreico es escaso en comparación con la de otros países, lo cual incrementa el interés de desarrollar investigaciones al respecto. Además, el estudio de aspectos como la biota, la funcionalidad ecosistémica o el metabolismo de la zona hiporreica en la región mediterránea es de especial relevancia, puesto que adquiere un papel importante respecto al mantenimiento de la funcionalidad ecosistémica fluvial; presenta una mayor vulnerabilidad ante impactos antrópicos o de cambio climático; y supone un punto caliente (*hotspot*) de biodiversidad (Sabater et al., 1992; Butturini y Sabater, 1999, 2000; Argerich et al., 2008; Mellado Díaz et al., 2008; Achurra et al., 2015; Rasines-Ladero, 2016). También es necesaria la integración del ecotono hiporreico en la gestión hidrológica y la determinación de su calidad mediante el diseño de indicadores (físico-químicos o biológicos) que permitan la determinación del estado ecológico de un modo similar al que se utiliza en las aguas superficiales (Marmonier et al., 2012; Ward, 2016).

Con la finalidad de conseguir incrementar el conocimiento sobre la zona hiporreica, su fauna, y contribuir a la mejora en el conocimiento de aquellos aspectos necesarios para la determinación de la calidad y la gestión integrada y sostenible del ecosistema fluvial, esta *Tesis* se desarrolla sobre el ambiente hiporreico asociado a dos cauces mediterráneos eminentemente calcáreos (río Henares y Tajuña) con la finalidad de estudiar sus condiciones ambientales y su fauna asociada (ciclopoides). Ambos ríos se encuentran en la zona central de la península ibérica, enmarcados en la cuenca hidrográfica del Jarama (Demarcación Hidrográfica del Tajo), y atraviesan territorios de la Comunidad de Castilla-La Mancha (provincia de Guadalajara) y de la Comunidad de Madrid.

El **objetivo general** de la *Tesis* es el de caracterizar espacial y temporalmente las condiciones ambientales (abióticas y bióticas) asociadas al ambiente hiporreico de dos ríos mediterráneos de la península ibérica (Henares y Tajuña), mostrando especial interés en las dinámicas poblacionales de los ciclopoideos (copépodos) y su relación con las condiciones abióticas del medio, que permitan establecer las bases para el desarrollo de un futuro índice biológico de calidad ecológica en el ecotono hiporreico.

Los **objetivos específicos** son:

- Establecer la dinámica espacio-temporal de los factores ambientales abióticos (características físico-químicas, y sedimentológicas) que influyen en los procesos y en la funcionalidad de la zona hiporreica asociada a los dos ríos mediterráneos objeto de estudio (*Capítulo 3*).
- Determinar la estructura y la dinámica de las comunidades presentes en la zona hiporreica asociada a los ríos estudiados, con especial interés en el grupo de los ciclopoideos (copépodos crustáceos) (*Capítulo 4*).
- Determinar el uso potencial de los ciclopoideos como bioindicadores de calidad ecológica a partir de la relación entre las dinámicas observadas en las poblaciones de ciclopoideos y las condiciones abióticas descritas en los ambientes hiporreicos asociados a los ríos estudiados (*Capítulo 4*).
- Caracterizar el grado de conectividad hidrológica río - acuífero aluvial asociado, a partir del estudio de la estructura del ecotono hiporreico mediante técnicas geofísicas (Tomografía de Resistividad Eléctrica, ERT) y de la fauna hiporreica presente, utilizándola como biotrazadores (*Capítulo 5*).
- Aplicar el conocimiento adquirido sobre el ambiente hiporreico asociado a los ríos Henares y Tajuña, pertenecientes a los ecotipos: “*R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea*” y “*R-T16: Ejes mediterráneo-continental mineralizados*”, para la determinación del estado ecológico según lo establecido en el Real Decreto 817/2015 (*Capítulo 6*).
- Determinar si la división utilizada para la gestión hidrológica, es decir, las masas de agua superficial, es aplicable para la caracterización de las condiciones ambientales (abióticas y bióticas) de la zona hiporreica asociada a los ríos estudiados, en comparación con la división tradicional por tramos con las que estos estudios suelen abordarse (*Capítulos 3 y 4*).

Asociado a cada uno de los objetivos planteados, se han formulado diferentes cuestiones que se presentan, junto a las diferentes hipótesis de partida, en los capítulos correspondientes.

La *Tesis* se ha estructurado en 7 capítulos independientes agrupados en 4 partes correspondientes a los 4 grandes bloques en los que suele estructurarse un trabajo científico: PARTE I: Introducción general (Capítulo 1); PARTE II: Material y métodos (Capítulo 2); PARTE III: Resultados y discusión (Capítulos 3, 4, 5 y 6); y PARTE IV: Conclusiones (Capítulo 7). A lo largo de los capítulos, se abordan algunas cuestiones indicadas como necesarias para mejorar la comprensión respecto al ecotono hiporreico (Boulton et al., 2010; Robertson y Wood, 2010; Marmonier et al., 2012; Ward, 2016). En este sentido, la estructura es la siguiente:

En el **Capítulo 1**, se realiza una introducción acerca de las características más relevantes respecto a las condiciones ambientales (bióticas y abióticas) asociadas a la zona hiporreica a nivel global y en el área mediterránea, la legislación aplicable; así como de las características más relevantes respecto al grupo de organismos sobre el que se centran las investigaciones de la *Tesis* (ciclopoides, copépodos).

En el **Capítulo 2** se realiza una descripción del área de estudio y los puntos seleccionados, así como sobre los trabajos de muestreo y de análisis de las muestras y estadísticos realizados.

En el **Capítulo 3** se presentan y discuten los resultados en relación a los parámetros abióticos estudiados, con el fin de establecer la heterogeneidad espacio-temporal respecto a las características físico-químicas del agua hiporreica, así como la asociada a la composición granulométrica de los sedimentos y la dinámica de la materia orgánica, que influyen en la funcionalidad ecosistémica del ambiente hiporreico; tratando, además, determinar las posibles causas de dicha variabilidad.

En el **Capítulo 4** se presentan los resultados respecto a la distribución de la fauna (principalmente el grupo de los ciclopoides), su relación con las variables ambientales y la posibilidad de que éstos puedan ser utilizados como bioindicadores de calidad, con el fin de incrementar el conocimiento de las comunidades de invertebrados presentes en el ambiente hiporreico, sus dinámicas, grupos funcionales y su relevancia en los procesos hiporreicos.

En el **Capítulo 5** se presentan los resultados respecto al uso de la fauna como bioindicadores, a escala local, de los intercambios hidráulicos entre el río y su acuífero aluvial asociado, de forma complementaria con las técnicas geofísicas basadas en la tomografía de resistividad eléctrica (ERT).

En el **Capítulo 6** se discute la posibilidad de aplicar la metodología descrita en el RD 817/2015, respecto al establecimiento de la calidad ecológica, a la zona hiporreica asociada a los ríos estudiados, atendiendo a los diferentes ecotipos en los que se enmarcan; y centrándonos sobre todo en los elementos biológicos de calidad ecológica (ciclopoides).

En el **Capítulo 7** se presentan las conclusiones finales y los posibles trabajos a desarrollar en un futuro para complementar las investigaciones iniciadas en esta *Tesis*, así como las limitaciones y recomendaciones futuras observadas a partir de los trabajos realizados.

1.6. Bibliografía

- Achurra, A., Rodríguez, P. y Reynoldson, T. (2015). "Is the Cantabrian region of northern Spain a biodiversity hotspot for obligate groundwater fauna? The case of oligochaetes (*Annelida, Clitellata*)". *Hydrobiologia*. 745(1): 151-166.
- Alba-tercedor, J., Jáimez-cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Vivas, S. y Zamora-Muñoz, C. (2002). "Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP)". *Limnetica*. 21(3-4): 175-185.
- Arauzo, M., Martínez-Bastida, J.J., y Valladolid, M. (2008). "Contaminación por nitrógeno en el sistema «rio-acuífero aluvial» de la cuenca del Jarama (Comunidad de Madrid, España) ¿Origen agrícola o urbano?". *Limnetica*. 27(2): 195-210.
- Argerich, A., Martí, E., Sabater, F., Ribot, M., von Schiller, D. y Riera, J.L. (2008). "Combined effects of leaf litter inputs and a flood on nutrient retention in a Mediterranean mountain stream during fall". *Limnology and Oceanography*. 53(2): 631-641.
- Arumí, J.L., Rivera, D., Muñoz, E. y Billib, M. (2012). "Interacciones entre el agua superficial y subterránea en la región del Bío Bío de Chile". *Obras y proyectos*. 12: 4-13.
- Baeza Sanz, D. y García del Jalón, D. (2005). "Characterisation of streamflow regimes in central Spain, based on relevant hydrobiological parameters". *Journal of Hydrology*. 310(1-4): 266-279.
- Baldwin, D.S. y Mitchell, A.M. (2000). "The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: A synthesis". *Regulated Rivers-Research & Management*. 16(5): 457-467.
- Barmuta, L.A. (1989). "Habitat patchiness and macrobenthic community structure in an upland stream in temperate Victoria, Australia". *Freshwater Biology*. 21(2): 223-236.
- Barrera González, L., Rueda Sevilla, J. y Mesquita-Joanes, F. (2014). "Estudio preliminar sobre la biodiversidad y ecología de la fauna intersticial en dos ríos mediterráneos: el Turia y el Palancia (Valencia, España)". *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat.* 108: 125-135.
- Bellés, X. (1987). *Fauna cavernícola i intersticial de la Península Ibérica i illes Balears*. Madrid: Consell Superior d'Investigacions Científiques.
- Bencala, K.E., Kennedy, V.C., Zellweger, G.W., Jackman, A.P. y Avanzino, R.J. (1984). "Interactions of solutes and streambed sediment: 1. An experimental analysis of cation and anion transport in a mountain stream". *Water Resources Research*. 20(12): 1797-1803.
- Benda, L., Miller, D. y Barquín, J. (2011). "Creating a catchment scale perspective for river restoration". *Hydrology and Earth System Sciences*. 15(9): 2995-3015.
- Bergkamp, G. y Cross, K. (2006). "Groundwater and ecosystem services: towards their sustainable use" en *International Symposium on Groundwater Sustainability (ISGWAS) (Alicante)*. 177-193.
- Berzas Nevado, J.J., Rodríguez Martín-Doimeadios, R.C., Guzmán Bernardo, F.J., Jiménez Moreno, M., Ortega Tardío, S., Sánchez-Herrera, M.M., Martín-Nieto, S. y Doncel Pérez, A. (2009). "Integrated pollution evaluation of the Tagus River in Central Spain.". *Environmental monitoring and assessment*. 156(1-4): 461-477.
- Bianchin, M.S., Smith, L. y Beckie, R.D. (2011). "Defining the hyporheic zone in a large tidally influenced river". *Journal of Hydrology*. 406(1-2): 16-29.
- Bickel, T.O. y Closs, G.P. (2008). "Impact of *Didymosphenia geminata* on hyporheic conditions in trout redds: Reason for concern?". *Marine and Freshwater Research*. 59(11): 1028-1033.
- Blanco, A. (2009). *Los Ríos y el ciclo del agua*. <<https://es.slideshare.net/adol/los-rios-y-el-ciclo-del-agua-1052728>> [Consulta: 30 de marzo de 2017].
- Blondel, J., Aronson, J., Bodiou, J.Y. y Boeuf, G. (2010). *The Mediterranean Region. Biological Diversity in Space and Time*. Nueva York: Oxford University Press.
- Bo, T., Fenoglio, S., Pessino, M. y Malacarne, G. (2007). "Droughts and distribution of hyporheos: perspectives from the Po River (Natural Park of the Po River)". *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica*. 83: 105-108.
- Boano, F., Harvey, J.W., Marion, A., Packman, A.I., Revelli, R., Ridolfi, L. y Wörman, A. (2014). "Hyporheic flow and transport processes: Mechanisms, models, and biogeochemical implications". *American Geophysical Union*. 52(4): 603-679.

- BOE. (1985). Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas. Boletín Oficial del Estado. 25123-25135.
- BOE. (1989). Real Decreto 984/1989, de 28 de julio, por el que se determina la estructura orgánica dependiente de la Presidencia de las Confederaciones Hidrográficas. Boletín Oficial del Estado (BOE). 24824-24825.
- BOE. (2001a). Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional. Boletín Oficial del Estado (BOE). 24228-24250.
- BOE. (2001b). Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. Boletín Oficial del Estado (BOE). 26791-26817.
- BOE. (2003). Ley 62/2003, de 30 de diciembre, de medidas fiscales, administrativas y del orden social. Boletín Oficial del Estado (BOE). 46874-46992.
- BOE. (2005). Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de julio, del Plan Hidrológico Nacional. Boletín Oficial del Estado (BOE). 21846-21856.
- BOE. (2007). Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica. Boletín Oficial del Estado (BOE). 29361-29398.
- BOE. (2008). Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. Boletín Oficial del Estado (BOE). 38472-38582.
- BOE. (2009). Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. Boletín Oficial del Estado (BOE). 88201-88215.
- BOE. (2011). Orden ARM/1195/2011, de 11 de mayo, por la que se modifica la Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. Boletín Oficial del Estado (BOE). 48584-48585.
- BOE. (2015). Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Boletín Oficial del Estado (BOE). 80582-80677.
- BOE. (2015). Real Decreto 1075/2015, de 27 de noviembre, por el que se modifica el anexo II del Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. Boletín Oficial del Estado (BOE). 118211-118215.
- BOE. (2016). Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura, Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas. Boletín Oficial del Estado (BOE). 2972-4301.
- Bogan, A.E. (2008). "Global diversity of freshwater mussels (Mollusca, Bivalvia) in freshwaters". *Hydrobiologia*. 595: 139-147.
- Bonacci, O., Pipan, T. y Culver, D.C. (2009). "A framework for karst ecohydrology". *Environmental Geology*. 56(5): 891-900.
- Bonada, N., Rieradevall, M. y Prat, N. (2000). "Seasonality and pollution as keys for interpreting the biodiversity of macroinvertebrates in a Mediterranean stream (Sant Cugat stream, Barcelona)". *Limnetica*. 18(January 2016): 81-90.
- Bork, J. y Hahn, H.J. (2008). "Groundwater and biodiversity" en *Arbeitsgruppe grundwasser ökologie (30.10.2008, Bonn)*. 1-2.
- Bork, J., Berkhoff, S.E., Bork, S. y Hahn, H.J. (2009). "Using subsurface metazoan fauna to indicate groundwater-surface water interactions in the Nakdong River floodplain, South Korea". *Hydrogeology Journal*. 17(1): 61-75.
- Botosaneanu, L. (1986). *Stygofauna Mundi*. Leiden (Países Bajos): Brill, E.J. (ed.).
- Boulton, A.J. (1999). "An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis". *Freshwater Biology*. 41: 469-479.
- Boulton, A.J. (2000). "River ecosystem health down under: Assessing ecological condition in riverine groundwater zones in Australia". *Ecosystem Health*. 6(2): 108-118.
- Boulton, A.J. (2007). "Hyporheic rehabilitation in rivers: Restoring vertical connectivity". *Freshwater Biology*. 52(4): 632-650.
- Boulton, A.J. y Foster, J.G. (1998). "Effects of buried leaf litter and vertical hydrologic exchange on hyporheic water chemistry and fauna in a gravel-bed river in northern New South Wales, Australia". *Freshwater Biology*. 40(2): 229-243.
- Boulton, A.J., Scarsbrook, M.R., Quinn, J.M., y Burrell, G.P. (1997). "Land-use effects on the hyporheic ecology of five small streams near Hamilton, New Zealand". *New Zealand*

- Journal of Marine and Freshwater Research*. 31(5): 609-622.
- Boulton, A.J., Fenwick, G.D., Hancock, P.J. y Harvey, M.S. (2008). "Biodiversity, functional roles and ecosystem services of groundwater invertebrates". *Invertebrate Systematics*. 22: 103-116.
- Boulton, A.J., Findlay, S., Marmonier, P., Stanley, E.H. y Valett, H.M. (1998). "The Functional Significance of the Hyporheic Zone in Streams and Rivers". *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29(1): 59-81.
- Boulton, A.J., Datry, T., Kasahara, T., Mutz, M. y Stanford, J.A. (2010). "Ecology and management of the hyporheic zone: stream-groundwater interactions of running waters and their floodplains". *Journal of the North American Benthological Society*. 29(1): 26-40.
- Boxshall, G.A. y Defaye, D. (2008). "Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater". *Hydrobiologia*. 595: 195-207.
- Boxshall, G.A., Evstigneeva, T.D. y Clark, P.F. (1993). "A new interstitial cyclopoid copepod from a sandy beach on the western shore of Lake Baikal, Siberia". *Hydrobiologia*. 268: 99-107.
- Bravard, J.-P., Amoros, C., Pautou, G., Bornette, G., Bournaud, M., Creuzé des Châtelliers, M., Gibert, J., Peiry, J.-L., Perrin, J.-F. y Tachet, H. (1997). "Stream incision in Southeast France: Morphological phenomena and impacts upon biocenoses". *Regulated Rivers: Research & Management*. 13: 75-90.
- Brown, K.M. y Lydeard, C. (2010). "Mollusca: Gastropoda" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, J.H. Thorp y A.P. Covich. California: Academic Press. 277-306.
- Brunke, M. y Gonser, T. (1997). "The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater". *Freshwater Biology*. 37: 1-33.
- Brunke, M. y Gonser, T. (1999). "Hyporheic Invertebrates: The Clinal Nature of Interstitial Communities Structured by Hydrological Exchange and Environmental Gradients". *Journal of the North American Benthological Society*. 18(3): 344-362.
- Buendia, C., Gibbins, C.N., Vericat, D. y Batalla, R.J. (2014). "Effects of flow and fine sediment dynamics on the turnover of stream invertebrate assemblages". *Ecohydrology*. 7(4): 1105-1123.
- Buendia, C., Gibbins, C.N., Vericat, D., Batalla, R.J. y Douglas, A. (2013). "Detecting the structural and functional impacts of fine sediment on stream invertebrates". *Ecological Indicators*. 25: 184-196.
- Burrell, G.P. (2001). "*Hyporheic Ecology of Alluvial Rivers in Canterbury, New Zealand*". Tesis. Canterbury: University of Canterbury.
- Buss, S.R., Cai, Z., Cardenas, B., Fleckenstein, J., Hannah, D.M., Hepell, K., Hulme, P.J., Ibrahim, T.G., Kaeser, D.H., Krause, S., Lawler, D.M., Lerner, D., Mant, J., Malcolm, I., Old, G., Parkin, G., Pickup, R., Pinay, G., Porter, J., Rhodes, G., Ritchie, A., Riley, J., Robertson, A., Sear, D., Shileds, B., Smith, J., Tellam, J. y Wood, P. (2009). "The Hyporheic Handbook. A handbook on the groundwater – surface water interface and hyporheic zone for environment managers", Environment Agency- Science report: SC050070. Bristol (Reino Unido). 280.
- Butturini, A. y Sabater, F. (1999). "Importance of transient storage zones for ammonium and phosphate retention in a sandy-bottom Mediterranean stream". *Freshwater Biology*. 41(3): 593-603.
- Butturini, A. y Sabater, F. (2000). "Seasonal variability of dissolved organic carbon in a Mediterranean stream". *Biogeochemistry*. 51: 303-321.
- Butturini, A. y Sabater, F. (2002). "Nitrogen concentrations in a small Mediterranean stream: 1. Nitrate 2. Ammonium". *Hydrology and Earth System Sciences*. 6(3): 539-550.
- Butturini, A., Battin, T.J. y Sabater, F. (2000). "Nitrification in Stream Sediment Biofilms: the Role of Ammonium Concentration and DOC Quality". *Water Research*. 34(2): 629-639.
- Butturini, A., Bernal, S., Hellin, C., Nin, E., Rivero, L., Sabater, S. y Sabater, F. (2003). "Influences of the stream groundwater hydrology on nitrate concentration in unsaturated riparian area bounded by an intermittent Mediterranean stream". *Water Resources Research*. 39(4): 1-13.
- Camacho, A.I. (1988). "Historia, clave de determinación y distribución del género Iberobathynella (Crustacea; Syncarida; Parabathynellidae) en la Península Ibérica" en *Actas III Congreso Ibérico de Entomología (diciembre 1988, Granada)*. Universidad de Granada. 43-56.
- Camacho, A.I. (1989). "Los batineláceos (Crustacea, Syncarida) recogidos en la Península

- Ibérica". *Boletín de la Asociación Española de Entomología*. 13: 71-90.
- Camacho, A.I. y Valdecasas, A.G. (2006). "Lista de estigofauna conocida en la Comunidad de Madrid". *Graellsia*. 62: 105-108.
- Campbell, N.A., Reece, J.B., Urry, L.A., Cain, M.L., Wasserman, S.A., Minorsky, P.V. y Jackson, R.B. (2008). "Community Ecology" en *Biology*, B. Wilbur. San Francisco (EE.UU). 1198-1221.
- Cardenas, M.B. (2009). "Stream-aquifer interactions and hyporheic exchange in gaining and losing sinuous streams". *Water Resources Research*. 45(6): W06429.
- Cardenas, M.B. y Wilson, J.L. (2007). "Exchange across a sediment-water interface with ambient groundwater discharge". *Journal of Hydrology*. 346(3-4): 69-80.
- Cardenas, M.B., Wilson, J.L. y Zlotnik, V.A. (2004). "Impact of heterogeneity, bed forms, and stream curvature on subchannel hyporheic exchange". *Water Resources Research*. 40: W08307.
- Caruso, B.S. (2001). "Regional river flow, water quality, aquatic ecological impacts and recovery from drought". *Hydrological Sciences Journal*. 46(October 2001): 677-699.
- Castellarini, F., Malard, F., Dole-Olivier, M.-J. y Gibert, J. (2007). "Modelling the distribution of stygobionts in the Jura Mountains (eastern France). Implications for the protection of ground waters: Biodiversity research". *Diversity and Distributions*. 13(2): 213-224.
- Castillo-Escrivà, A., Valls, L., Rochera, C., Camacho, A. y Mesquita-Joanes, F. (2016). "Spatial and environmental analysis of an ostracod metacommunity from endorheic lakes". *Aquatic Sciences*. 78: 707.
- Chappuis, P.A. (1942). "Eine neue Methode zur Untersuchung der Grundwasser-fauna". *Acta Sci. Math. Nat. Kolozsvar*. 6: 3-7.
- Chappuis, P.A. (1946). "Un nouveau biotope de la faune souterraine aquatique". *Bull. Sci. Acad. Roum*. XXIX.
- CHT. (2013). *Memoria anual 2013 - Confederación Hidrográfica del Tajo*. Madrid: Confederación Hidrográfica del Tajo.
- CHT. (2014). *Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo - MEMORIA*. Madrid: Confederación Hidrográfica del Tajo.
- Claret, C., Marmonier, P., Boissier, J.-M., Fontvielle, D. y Blanc, P. (1997). "Nutrient transfer between parafluvial interstitial water and river water: influence of gravel bar". *Freshwater Biology*. 37: 657-670.
- Claret, C., Marmonier, P., Dole-Olivier, M.-J., Creuzé des Châtelliers, M., Boulton, A.J. y Castella, E. (1999). "A functional classification of interstitial invertebrates: supplementing measures of biodiversity using species traits and habitat affinities". *Archiv für Hydrobiologie*. 145(4): 385-403.
- Coineau, N. (2000). "Adaptions to interstitial groundwater life" en *Ecosystems of the World, Vol. 30: Subterranean Ecosystems*, H. Wilkens, D.C. Culver y W.F. Humphreys, Amsterdam: Elsevier. 189-210.
- Colmenar, E. (2001). "Las Confederaciones Hidrográficas cumplen 75 años - Bodas de Platino". *Ambienta*. 3: 37-40.
- Connell, J.H. (1978). "Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs". *Science*. 199(4335): 1302-1310.
- Cornut, J.-F., Eme, D. y Malard, F. (2013). "The distribution of groundwater habitats in Europe". *Hydrogeology Journal*. 21(5): 949-960.
- Cornut, J., Elger, A., Greugny, A., Bonnet, M. y Chauvet, E. (2012). "Coarse particulate organic matter in the interstitial zone of three French headwater streams". *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 48(3): 303-313.
- Covich, A.P., Thorp, J.H. y Rogers, D.C. (2010). "Introduction to the Subphylum Crustacea" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. J.H. Thorp y A.P. Covich. California: Academic Press. 695-723.
- Creuzé des Châtelliers, M. y Reygrobellet, J.L. (1990). "Interaction between geomorphological processes, benthic and hyporheic communities: first results on a by-passed canal of the french Upper-Rhône". *Regulated Rivers-Research & Management*. 5: 139-158.
- Cummings, K.S. y Graf, D.L. (2010). "Mollusca: Bivalvia" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. J.H. Thorp y A.P. Covich. California: Academic Press. 309-384.

- Dahm, C.N., Valett, H.M., Baxter, C.V. y Woessner, W.W. (2007). "Hyporheic Zones" en *Methods in Stream Ecology*. F.R. Hauer y G.A. Lamberti. Amsterdam: Elsevier. 119-142.
- Daily, Gretchen C. (1997). "Introduction: What are Ecosystems Services?" en *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. G. Daily. Washington: Island Press. 10.
- Danielopol, D.L. y Marmonier, P. (1992). "Aspects of research on groundwater along the Rhöne, Rhine and Danube". *Regulated Rivers*. 7: 5-16.
- Danielopol, D.L. y Griebler, C. (2008). "Changing paradigms in groundwater ecology - From the "living fossils" tradition to the "new groundwater ecology"". *International Review of Hydrobiology*. 93(1907): 565-577.
- Danielopol, D.L., Pospisil, P. y Rouch, R. (2000). "Biodiversity in groundwater: A large-scale view". *Trends in Ecology and Evolution*. 15(6): 223-224.
- Danielopol, D.L., Griebler, C., Gunatilaka, A. y Notenboom, J. (2003). "Present state and future prospects for groundwater ecosystems". *Environmental Conservation*. 30(2): 104-130.
- Danielopol, D.L., Creuzé des Châtelliers, M., Mösslacher, F., Pospisil, P. y Popa, R. (1994). "Adaptation of Crustacea to interstitial habitats: A practical agenda for ecological studies" en *Groundwater Ecology*. J. Gibert, D.L. Danielopol y J.A. Stanford. Londres: Academic Press. 217-243.
- Danielopol, D.L., Griebler, C., Gunatilaka, A., Hahn, H.J., Gibert, J., Mermillod-Blondin, F., Messana, G., Notenboom, J. y Sket, B. (2008). "Incorporation of Groundwater Ecology in Environmental Policy" en *Groundwater Science and Policy: An International Overview*. P. Quevauviller. Londres: Royal Society of Chemistry. 671-689.
- Datry, T. y Larned, S.T. (2008). "River flow controls ecological processes and invertebrate assemblages in subsurface flowpaths of an ephemeral river reach". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 65: 1532-1544.
- Datry, T., Malard, F. y Gibert, J. (2005). "Response of invertebrate assemblages to increased groundwater recharge rates in a phreatic aquifer". *Journal of the North American Benthological Society*. 24: 461-477.
- Datry, T., Bonada, N. y Heino, J. (2015). "Towards understanding the organisation of metacommunities in highly dynamic ecological systems". *Oikos*. (November): 001-011.
- Davis, J.C. y Minshall, G.W. (1999). "Nitrogen and phosphorus uptake in two Idaho (USA) headwater wilderness streams". *Oecologia*. 119(2): 247-255.
- Dearden, R. y Palumbo-Roe, B. (2010). *Technical Note OR/10/048: Hyporheic Zone Sampling Procedures*. Reino Unido: British Geological Survey.
- Deharveng, L., Stoch, F., Gibert, J., Bedos, A., Galassi, D., Zagmajster, M., Brancelj, A., Camacho, A., Fiers, F., Martin, P., Giani, N., Magniez, G. y Marmonier, P. (2009). "Groundwater biodiversity in Europe". *Freshwater Biology*. 54: 709-726.
- Descloux, S., Datry, T. y Marmonier, P. (2013). "Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a gradient of increasing streambed colmation by fine sediment". *Aquatic Sciences*. 75(4): 493-507.
- Descloux, S., Datry, T. y Usseglio-Polatera, P. (2014). "Trait-based structure of invertebrates along a gradient of sediment colmation: Benthos versus hyporheos responses". *Science of the Total Environment*. 466-467: 265-276.
- Di Lorenzo, T. (2016). *¿Afectan los terremotos a la fauna acuática subterránea?* en REMTAVARES, 11 de noviembre de 2016. <<http://www.madrimasd.org/blogs/remtavares/2016/11/11/132919>> [Consulta: 1 de diciembre de 2016].
- Di Lorenzo, T., Stoch, F. y Galassi, D.M.P. (2013). "Incorporating the hyporheic zone within the river discontinuum: Longitudinal patterns of subsurface copepod assemblages in an Alpine stream". *Limnologica*. 43(4): 288-296.
- Di Lorenzo, T., Cifoni, M., Lombardo, P., Fiasca, B. y Galassi, D.M.P. (2014). "Ammonium threshold values for groundwater quality in the EU may not protect groundwater fauna: evidence from an alluvial aquifer in Italy". *Hydrobiologia*. 743: 139-150.
- Di Lorenzo, T., Di Marzio, W.D., Spigoli, D., Baratti, M., Messana, G., Cannicci, S. y Galassi, D.M.P. (2015). "Metabolic rates of a hypogean and an epigean species of copepod in an alluvial aquifer". *Freshwater Biology*. 60(2): 426-435.
- Di Marzio, W.D., Castaldo, D., Di Lorenzo, T., Di Cioccio, A., Sáenz, M.E. y Galassi, D.M.P. (2013). "Developmental endpoints of chronic exposure to suspected endocrine-disrupting chemicals on benthic and hyporheic freshwater copepods". *Ecotoxicology and Environmental*

- Safety*. 96: 86-92.
- DOCE. 1991. "Directiva 91/676/CEE, de 12 de diciembre, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura". Diario Oficial de la Comunidad Europea (DOCE). L 375/1-L 375/8.
- DOCE. 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 la Comunidad Europea (DOCE). L 327/1-L 327/73.
- Dole-Olivier, M.-J. (1998). "Surface water – groundwater exchanges in three dimensions on a backwater the Rhone River". *Freshwater Biology*. 40: 93-109.
- Dole-Olivier, M.-J. (2011). "The hyporheic refuge hypothesis reconsidered: A review of hydrological aspects". *Marine and Freshwater Research*. 62(11): 1281-1302.
- Dole-Olivier, M.-J., Marmonier, P. y Befly, J.-L. (1997). "Response of invertebrates to lotic disturbance: Is the hyporheic zone a patchy refugium?". *Freshwater Biology*. 37(2): 257-276.
- Dole-Olivier, M.-J., Malard, F. y Gibert, J. (2004). "Environmental gradients in ground waters. Main Factors driving the composition of stygobiotic assemblages at a regional scale" en *Symposium on world subterranean biodiversity December 2004* (Lyon, Francia). University Claude Bernard of Lyon. 79-83.
- Dole-Olivier, M.-J., Galassi, D.M.P., Marmonier, P. y Creuzé des Châtelliers, M. (2000). "The biology and ecology of lotic microcrustaceans". *Freshwater Biology*. 44: 63-91.
- Dole-Olivier, M.-J., Malard, F., Martin, D., Lefébure, T. y Gibert, J. (2009). "Relationships between environmental variables and groundwater biodiversity at the regional scale". *Freshwater Biology*. 54(4): 797-813.
- Dole-Olivier, M.-J., Castellarini, F., Coineau, N., Galassi, D.M.P., Martin, P., Mori, N., Valdecasas, A. y Gibert, J. (2009). "Towards an optimal sampling strategy to assess groundwater biodiversity: comparison across six European regions". *Freshwater Biology*. 54: 777-796.
- Dole-Olivier, M.-J., Maazouzi, C., Cellot, B., Fiers, F., Galassi, D.M.P., Claret, C., Martin, D., Méricoux, S. y Marmonier, P. (2014). "Assessing invertebrate assemblages in the subsurface zone of stream sediments (0-15 cm deep) using a hyporheic sampler". *Water Resources Research*. 50: 1-13.
- Dorsey, A.M. (2002). "Dentrification in four streams in Baltimore, Maryland, USA: A study of hyporheic zones". *Undergraduate Ecology Research Reports*. 1-10.
- DOUE. 2006. "DIRECTIVA 2006/118/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 12 de diciembre de 2006 relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro". : L 232/19-L 232/31.
- DOUE. (2014). "DIRECTIVA 2014/80/UE DE LA COMISIÓN de 20 de junio de 2014 que modifica el anexo II de la Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro". Diario Oficial de la Unión Europea (DOUE). L 182/52-L 182/55.
- Downes, B.J., Lake, P.S., Schreiber, E.S.G. y Glaister, A. (1998). "Habitat structure and regulation of local species diversity in a stony, upland stream". *Ecological Monographs*. 68(2): 237-257.
- Duff, J.H. y Triska, F.J. (2000). "Nitrogen biogeochemistry and surface-subsurface exchange in streams". *Streams and Ground Waters*. 197-220.
- Dussart, B.H. (1969). *Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. Tome II: Cyclopoides et Biologie*. Paris: Boubée, N. & Cie.
- Dussart, B.H. y Defaye, D. (2001). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. 16. - Introduction to the Copepoda*. Leiden (Países Bajos): Backhuys Publishers.
- Dussart, B.H. y Defaye, D. (2006). *World Directory of Crustacea Copepoda of Inland waters II - Cyclopiiformes*. Leiden (Países Bajos): Backhuys Publishers.
- Eberhard, S.M., Halse, S.A. y Humphreys, W.F. (2005). "Stygofauna in the Pilbara region, north-west Western Australia: A review". *Journal of the Royal Society of Western Australia*. 88(4): 167-176.
- Elliott, A.H. y Brooks, N.H. (1997). "Transfer of nonsorbing solutes to a streambed with bed forms: Theory". *Water Resources Research*. 33(1): 123.

- Elwood, J.W., Newbold, L.K., O'Neill, R.V. y VanWinkle, W. (1983). "Resource spiraling: An operational paradigm for analysing lotic ecosystems" en *The Dynamics of Lotic Ecosystems*, T.D. Fontaine y S.M. Bartell. Michigan. 3-27.
- Eme, D., Zagmajster, M., Fiser, C., Galassi, D., Marmonier, P., Stoch, F., Cornu, J.F., Oberdorff, T. y Malard, F. (2015). "Multi-causality and spatial non-stationarity in the determinants of groundwater crustacean diversity in Europe". *Ecography*. 38(5): 531-540.
- EPA. (2001). *Parameters of Water Quality - Interpretation and Standards*. Dublin (Irlanda): Environmental Protection Agency, EPA.
- Escobar, D. (2016). "O increíble mundo dos plânctons". <Domescoar.blogspot.com.es> [Consulta: 13 de diciembre de 2016].
- Escrivà, A., Armengol, X. y Mezquita, F. (2010). "Microcrustacean and Rotiferan communities of Two close Mediterranean Mountain Ponds, Lagunas de Berzas and Rubiales (Spain)". *Journal of Freshwater Ecology*. 25(3): 427-435.
- Fahd, K., Serrano, L. y Toja, J. (2000). "Crustacean and rotifer composition of temporary ponds in the Doñana National Park (SW Spain) during floods". *Hydrobiologia*. 436: 41-49.
- Feio, M.J. y Dolédec, S. (2012). "Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream functional integrity: A case study in Portugal". *Ecological Indicators*. 15(1): 236-247.
- Fernández, H.R. (2004). "Does wrong precedence assignment lead to underestimates in groundwater biodiversity". *Ecología austral*. 14: 77-81.
- Ferreira Da Silva, E., Patinha, C., Reis, P., Cardoso Fonseca, E., Matos, J.X., Barrosinho, J. y Santos Oliveira, J.M. (2006). "Interaction of acid mine drainage with waters and sediments at the Corona stream, Lousal mine (Iberian Pyrite Belt, southern Portugal)". *Environmental Geology*. 50(7): 1001-1013.
- Fiers, F., Reid, J.W., Iliffe, T.M. y Suarez Morales, E. (1996). "New hypogean cyclopoid copepods (Crustacea) from the Yucatan Peninsula, Mexico". *Contributions to Zoology*. 66(2): 65-102.
- Findlay, S. (1995). "Importance of surface-subsurface exchange in stream ecosystems: The hyporheic zone". *Limnology and Oceanography*. 40(1): 159-164.
- Findlay, S. (2006). "Dissolved Organic Matter" en *Methods in stream ecology*, F.R. Hauer y G.A. Lamberti. San Diego (California) EE.UU. 239-248.
- Findlay, S. y Sobczak, W.V. (2000). "Microbial communities in hyporheic sediments" en *Streams and Ground Waters*, J.B. Jones y P.J. Mulholland. San Diego (California) EE.UU. 287-306.
- Findlay, S., Strayer, D., Goumbala, C. y Gould, K. (1993). "Metabolism of streamwater dissolved organic carbon in the shallow hyporheic zone". *Limnology and Oceanography*. 38(7): 1493-1499.
- Fischer, H., Kloep, F., Wilczek, S. y Pusch, M.T. (2005). "A river's liver - Microbial processes within the hyporheic zone of a large lowland river". *Biogeochemistry*. 76(2): 349-371.
- Fisher, S.G., Grimm, N.B., Martí, E., Holmes, R.M. y Jones, J.B. (1998). "Material Spiraling in Stream Corridors: A Telescoping Ecosystem Model". *Ecosystems*. 1: 19-34.
- Florencio, M., Díaz-Paniagua, C. y Serrano, L. (2016). "Relationships between hydroperiod length, and seasonal and spatial patterns of beta-diversity of the microcrustacean assemblages in Mediterranean ponds". *Hydrobiologia*. 774: 109-121.
- Fowler, R.T. y Scarsbrook, M.R. (2002). "Influence of hydrologic exchange patterns on water chemistry and hyporheic invertebrate communities in three gravelbed rivers". *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 36(3): 471-482.
- Franken, R.J.M., Storey, R.G. y Williams, D.D. (2001). "Biological, chemical and physical characteristics of downwelling and upwelling zones in the hyporheic zone of a north-temperate stream". *Hydrobiologia*. 444: 183-195.
- Franklin, R.B., Taylor, D.R. y Mills, A.L. (1999). "The distribution of microbial communities in anaerobic and aerobic zones of a shallow coastal plain aquifer". *Microbial Ecology*. 38(4): 377-386.
- Fraser, B.G. y Williams, D.D. (1997). "Accuracy and precision in sampling hyporheic fauna". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54(5): 1135-1141.
- Freeze, R.A. y Cherry, J.A. (1979). *Groundwater*. Michigan, EE.UU: Prentice Hall.
- Fryer, G. (1957). "The food of some freshwater cyclopoid copepods and its ecological significance". *Journal of Animal ecology*. 26(2): 263-286.
- Gabrielsen, P.J. (2012). *Hyporheic zone process controls on Dissolved Organic Carbon Quality*.

- Tesis (master). New Mexico Institute of Mining and Technology, Socorro, Nuevo Mejico, EE.UU.
- Galassi, D.M.P.(2001). "Groundwater copepods: diversity patterns over ecological and evolutionary scales". *Hydrobiologia*. 453/454: 227-253.
- Galassi, D., Huys, R. y Reid, J. (2009). "Diversity, ecology and evolution of groundwater copepods". *Freshwater Biology*. 54: 691-708.
- Galassi, D.M.P., Lombardo, P., Fiasca, B., Di Cioccio, A., Di Lorenzo, T., Petitta, M. y Di Carlo, P. (2014). "Earthquakes trigger the loss of groundwater biodiversity". *Scientific reports*. 4: 6273.
- García-Chicote, J., Rojo, C. y Rodrigo, M.A. (2007). "Alimentación de *Acanthocyclops robustus*: Un caso de canibalismo". *Limnetica*. 26(2): 265-276.
- Gasith, A. y Resh, V.H. (1999). "Streams in mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events". *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 30: 51-81.
- Geist, J. (2011). "Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation". *Ecological Indicators*. 11(6): 1507-1516.
- Gibert, J. y Deharveng, L. (2002). "Subterranean Ecosystems: A Truncated Functional Biodiversity". *BioScience*. 52(6): 473-481.
- Gibert, J., Danielopol, D.L. y Stanford, A. (1994). *Groundwater ecology*. San Diego, California (EE.UU): Academic Press.
- Gibert, J., Danielopol, D.L. y Stanford, J.A. (1994). *Groundwater Ecology*. Nueva York: Academic Press.
- Gibert, J., Dole-Olivier, M.-J., Marmonier, P. y Vervier, P. (1990). "Surface water-groundwater ecotones" en *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*, R.J. Naiman y H. Décamps. Reino Unido. 199-226.
- Gibert, J., Culver, D.C., Dole-Olivier, M.-J., Malard, F., Christman, M.C. y Deharveng, L. (2009). "Assessing and conserving groundwater biodiversity: Synthesis and perspectives". *Freshwater Biology*. 54(4): 930-941.
- Goldscheider, N., Hunkeler, D. y Rossi, P. (2006). "Review: Microbial biocenoses in pristine aquifers and an assessment of investigative methods". *Hydrogeology Journal*. 14(6): 926-941.
- Gómez Cerezo, R. (2003). *Modelos conceptuales de funcionamiento de ríos y arroyos*. <<http://ocw.um.es/ciencias/ecologia/lectura-obligatoria-1/gomez-03.pdf>> [Consulta: 20 de febrero de 2011]: 1-26.
- Gómez Cerezo, R. (2016). "Estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos continentales: un análisis comparativo. Escalas y procesos" en *Avances ecológicos para la sostenibilidad de los ecosistemas acuáticos continentales (Universidad de Murcia)*. <<http://docplayer.es/11955590-Leccion-1-estructura-y-funcionamiento-de-los-ecosistemas-acuaticos-continentales-un-analisis-comparativo-escalas-y-procesos.html>> [Consulta: 24 de julio de 2016].
- González del Tánago, M. y García De Jalón, D. (2006). "Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones". *Limnetica*. 25((1-2)): 389-402.
- Gooseff, M.N. (2010). "Defining hyporheic zones - advancing our conceptual and operational definitions of where stream water and groundwater meet". *Geography Compass*. 4(8): 945-955.
- Gounot, A.M. (1994). "Microbial ecology of groundwaters" en *Groundwater Ecology*, J. Gibert, D.L. Danielopol y J.A. Stanford. California, EE.UU. 189-216.
- Govedich, F.R., Bain, B.A., Moser, W.E., Gelder, S.R., Davies, R.W. y Brinkhurst, R.O. (2010). "Annelida (Clitellata): Oligochaeta, Branchiobdellida, Hirudinida, and Acanthobdellida" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. J.H. Thorp y A.P. Covich. San Diego, California, EE.UU. 385-436.
- Graillot, D., Paran, F., Bornette, G., Marmonier, ., Piscart, C. y Cadilhac, L. (2014). "Coupling groundwater modeling and biological indicators for identifying river / aquifer exchanges". *SpringerPlus*. 3(68): 1-14.
- Greenwald, M.J., Bowden, W.B., Gooseff, M.N., Zametske, J.P., McNamara, J.P., Bradford, J.H. y Brosten, T.R. (2008). "Hyporheic exchange and water chemistry of two arctic tundra streams of contrasting geomorphology". *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*. 113(2): G02029.

- Griebler, C. (2001). "Microbial ecology of the subsurface" en *Groundwater Ecology: a tool for management of water resources*. C. Griebler, D.L. Danielopol, J.Gibert, H.P. Nachtnebel y J. Notenboom. Luxemburgo. 81-108.
- Griebler, C. y Avramov, M. (2015). "Groundwater ecosystem services: a review". *Freshwater Science*. 34(1): 355-367.
- Griebler, C., Malard, F. y Lefebure, T. (2014). "Current developments in groundwater ecology-from biodiversity to ecosystem function and services". *Current Opinion in Biotechnology*. 27: 159-167.
- Griebler, C., Stein, H., Kellermann, C., Berkhoff, S., Brielmann, H., Schmidt, S., Selesi, D., Steube, C., Fuchs, A. y Hahn, H.J. (2010). "Ecological assessment of groundwater ecosystems - Vision or illusion?". *Ecological Engineering*. 36: 1174-1190.
- Grimm, N.B. y Fisher, S.G. (1984). "Exchange between interstitial and surface water: Implications for stream metabolism and nutrient cycling". *Hydrobiologia*. 111(3): 219-228.
- Gutiérrez-López, M., Ranera, E., Novo, M., Fernández, R. y Trigo, D. (2014). "Does the invasion of the exotic tree *Ailanthus altissima* affect the soil arthropod community? The case of a riparian forest of the Henares River (Madrid)". *European Journal of Soil Biology*. 62: 39-48.
- Haggerty, R., Martí, E., Argerich, A., Von Schiller, D. y Grimm, N.B. (2009). "Resazurin as a «smart» tracer for quantifying metabolically active transient storage in stream ecosystems". *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*. 114(3): 1-14.
- Hahn, H.J. (2006). "The GW-Fauna-Index: A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats". *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*. 36(2): 119-137.
- Hahn, H.J. y Fuchs, A. (2009). "Distribution patterns of groundwater communities across aquifer types in south-western Germany". *Freshwater Biology*. 54(4): 848-860.
- Hakenkamp, C.C., Valett, H.M. y Boulton, A.J. (1993). "Perspectives on the hyporheic zone: integrating hydrology and biology. Concluding remarks". *Journal of the North American Benthological Society*. 12: 94-99.
- Hall, R.O., Bernhardt, E.S. y Likens, G.E. (2002). "Relating nutrient uptake with transient storage in forested mountain streams". *Limnology and Oceanography*. 47(1): 255-265.
- Hancock, P.J. (2002). "Human impacts on the stream-groundwater exchange zone". *Environmental Management*. 29(6): 763-781.
- Hancock, P.J. y Boulton, A.J. (2008). "Stygofauna biodiversity and endemism in four alluvial aquifers in eastern Australia". *Invertebrate Systematics*. 22(2): 117-126.
- Hancock, P.J., Boulton, A.J. y Humphreys, W.F. (2005). "Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater". *Hydrogeology Journal*. 13: 98-111.
- Hancock, P.J., Boulton, Andrew J.; y Humphreys, William F. (2005). "Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater". *Hydrogeology Journal*. 13(1): 98-111.
- Harding, J.S., Young, R.G., Hayes, J.W., Shearer, K.A. y Stark, J.D. (1999). "Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum". *Freshwater Biology*. 42(2): 345-357.
- Harvey, J.W., Wagner, B.J. y Bencala, K.E. (1996). "Evaluating the reliability of the stream tracer approach to characterize stream-subsurface water exchange". *Water Resources Research*. 32(8): 2441-2451.
- Harvey, J.W., Drummond, J.D., Martin, R.L., McPhillips, L.E., Packman, A.I., Jerolmack, D.J., Stonedahl, S.H., Aubeneau, A.F., Sawyer, A.H., Larsen, L.G. y Tobias, C.R. (2012). "Hydrogeomorphology of the hyporheic zone: Stream solute and fine particle interactions with a dynamic streambed". *Journal of Geophysical Research*. 117: G00N11.
- Hendricks, S.P. (1993). "Microbial ecology of the hyporheic zone: a perspective integrating hydrology and biology". *Journal of the North American Benthological Society*. 12: 70-78.
- Hendricks, S.P. (1996). "Bacterial biomass activity and production within the hyporheic zone of a north temperate stream.". *Archiv für Hydrobiologie*. 136(4): 467-487.
- Henry, J.P. y Magniez, G. (1978). "1st hyporheic *Proasellus* from Spain - *Proasellus* - *Jaloniacus* - n. sp. (Crustacea, Isopoda, Asellota)". *International Journal of Speleology*. 9(2): 125-130.
- Henry, J.P. y Magniez, G. (1981). "A new hyporheic Asellid from Spain - *Proasellus* - *Gourbaultae* n-sp (Crustacea - Isopoda - Asellota)". *Revue suisse de Zoologie*. 88(3): 615-619.
- Hernández Fernández, S. (2002). "Interferencia de los embalses, y su régimen de explotación, con

- algunos procesos y especies relacionados con la fauna" en *Congreso Internacional de Conservación y Rehabilitación de Presas (11-13 de Noviembre de 2002, Madrid)*. 1-8.
- Hershkovitz, Y. y Gasith, A. (2013). "Resistance, resilience, and community dynamics in mediterranean-climate streams". *Hydrobiologia*. 719(1): 59-75.
- Hof, C., Brändle, M. y Brandl, R. (2008). "Latitudinal variation of diversity in European freshwater animals is not concordant across habitat types". *Global Ecology and Biogeography*. 17(4): 539-546.
- Hose, G.C., Jones, P. y Lim, R.P. (2005). "Hyporheic macroinvertebrates in riffle and pool areas of temporary streams in south eastern Australia". *Hydrobiologia*. 532(1): 81-90.
- Humphreys, W.F. (2009). "Hydrogeology and groundwater ecology: Does each inform the other?". *Hydrogeology Journal*. 17: 5-21.
- Hynes, H.B.N. (1974). "Further studies on the distribution of stream animals within the substratum". *Limnology and*. V(19,1): 92-99.
- Hynes, H.B.N. (1975). "The stream and its valley". *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. 19: 1-15.
- Hyun, Y., Kim, H., Lee, S.S. y Lee, K.K. (2011). "Characterizing streambed water fluxes using temperature and head data on multiple spatial scales in Munsan stream, South Korea". *Journal of Hydrology*. 402(3-4): 377-387.
- Ibañez, J.J. (2007). "Mapa de las Regiones Biogeográficas de Europa" en *Un universo invisible bajo nuestros pies - Blog Madrid, 7 de diciembre de 2007*. <<http://www.madrimasd.org/blogs/universo/2007/12/07/80472>> [Consulta: 30 de abril de 2015].
- Iepure, S. y Selescu, L. (2009). "Relationship between heavy metals and hyporheic invertebrate community structure in the middle basin of the Aries River (Transylvania, north-western Romania)". *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*. 7: 125-148.
- Iepure, S., Martínez-Hernández, V., Herrera, S., **Rasines-Ladero, R.** y de Bustamante, I. (2013). "Response of microcrustacean communities from the surface-groundwater interface to water contamination in urban river system of the Jarama basin (central Spain)". *Environmental Science and Pollution Research*. 20(8): 5813-5826.
- Iepure, S., Meffe, R., Carreño, F., **Rasines-Ladero, R.** y de Bustamante, I. (2014). "Geochemical, geological and hydrological influence on ostracod assemblages distribution in the hyporheic zone of two Mediterranean rivers in central Spain". *International Review of Hydrobiology*. 99(6): 435-449.
- ISI Web of Knowledge. (2016). "ISI Web of Knowledge". <http://apps.webofknowledge.com/WOS_GeneralSearch_input.do?product=WOS&search_mode=GeneralSearch&SID=V1V18EEHXWVpN84Kyu&preferencesSaved=> [consulta: 1 de Julio de 2016].
- Izagirre, O., Argerich, A., Martí, E. y Elosegui, A. (2013). "Nutrient uptake in a stream affected by hydropower plants: Comparison between stream channels and diversion canals". *Hydrobiologia*. 712(1): 105-116
- Izagirre, O., Agirre, U., Bermejo, M., Pozo, J. y Elosegui, A. (2008). "Environmental controls of whole-stream metabolism identified from continuous monitoring of Basque streams". *Journal of the North American Benthological Society*. 27(2): 252-268..
- Kalff, J. (2002). *Limnology*. Nueva Jersey: Prentice Hall.
- Kaplan, L. y Newbold, J. (2000). "Surface and subsurface Dissolved Organic Carbon" en *Stream and Ground Waters*. J. Jones, P.J. Mulholland. San Diego, California, EE.UU. 237-258.
- Karaman, S. (1935). "Die Fauna unterirdischen Gewässer Jugoslawiens". *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. 7: 46-73.
- Karayug, S. (1999). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. 14.- Genera Paracyclops, Ochrudacyclops and Key to the Eucyclopinæ*. Leiden (Países Bajos): Backhuys Publishers.
- Kasahara, T. y Hill, A.R. (2006). "Hyporheic exchange flows induced by constructed riffles and steps in lowland streams in southern Ontario, Canada". *Hydrological Processes*. 20(20): 4287-4305.
- Kazezyilmaz-Alhan, C.M. y Medina, M.A. (2006). "Stream solute transport incorporating hyporheic zone processes". *Journal of Hydrology*. 329(1-2): 26-38.
- Klove, B., Ala-Aho, P., Bertrand, G., Gurdak, J.J., Kupfersberger, H., Kvaerner, J., Muotka, T.,

- Mykrä, H., Preda, E., Rossi, P., Uvo, C.B., Velasco, E. y Pulido-Velazquez, M. (2014). "Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems". *Journal of Hydrology*. 518(PB): 250-266.
- Kondolf, G.M. (1997). "Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels". *Environmental Management*. 21(4): 533-551.
- Korbel, K.L. y Hose, G.C. (2011). "A tiered framework for assessing groundwater ecosystem health.". *Hydrobiologia*. 661(1): 329-349.
- Korbel, K.L. y Hose, G.C. (2015). "Habitat, water quality, seasonality, or site? Identifying environmental correlates of the distribution of groundwater biota". *Freshwater Science*. 34(1): 329-343.
- Krause, S., Blume, T. y Cassidy, N.J. (2012). "Investigating patterns and controls of groundwater up-welling in a lowland river by combining Fibre-optic Distributed Temperature Sensing with observations of vertical hydraulic gradients". *Hydrology and Earth System Sciences*. 16(6): 1775-1792.
- Lafont, M. y Vivier, A. (2006). "Oligochaete assemblages in the hyporheic zone and coarse surface sediments: Their importance for understanding of ecological functioning of watercourses". *Hydrobiologia*. 564(1 SPEC. ISS.): 171-181.
- Lake, P.S. (2003). "Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters". *Freshwater Biology*. 48(7): 1161-1172.
- Lapworth, D.J., Goody, D.C., Allen, D. y Old, G.H. (2009). "Understanding groundwater, surface water, and hyporheic zone biogeochemical processes in a Chalk catchment using fluorescence properties of dissolved and colloidal organic matter". *Journal of Geophysical Research*. 114: G00F02.
- Larned, S.T., Gooseff, M.N., Packman, A.I., Rugel, K. y Wondzell, S.M. (2015). "Groundwater – surface-water interactions: current research directions". *Freshwater Science*. 34(1): 92-98.
- Lautz, L.K., Siegel, D.I. y Bauer, R.L. (2006). "Impact of debris dams on hyporheic interaction along a semi-arid stream". *Hydrological Processes*. 20(1): 183-196.
- Lee, D.R. y Hynes, H.B.N. (1977). "Identification of groundwater discharge zones in a reach of Hillman Creek in southern Ontario". *Water Pollution Research in Canada*. 13: 121-133.
- Leigh, C., Stubbington, R., Sheldon, F. y Boulton, A.J. (2013). "Hyporheic invertebrates as bioindicators of ecological health in temporary rivers: A meta-analysis". *Ecological Indicators*. 32: 62-73.
- Liess, M. y Schulz, R. (1999). "Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream". *Environmental Toxicology and Chemistry*. 18(9): 1948-1955.
- Llomas, M.R., Custodio, E., de la Hera, A. y Fornés, J.M. (2015). "Groundwater in Spain: increasing role, evolution, present and future". *Environmental Earth Sciences*. 73: 2567-2578.
- López López, P., Maiorano, L., Falcucci, A., Barba, E. y Boitani, L. (2011). "Hotspots of species richness, threat and endemism for terrestrial vertebrates in SW Europe". *Acta Oecologica*. 37(5): 399-412.
- Luo, M., Chen, Z., Criss, R.E., Zhou, H., Huang, H., Han, Z. y Shi, T. (2016). "Dynamics and anthropogenic impacts of multiple karst flow systems in a mountainous area of South China". *Hydrogeology Journal*. 24(8): 1993-2002.
- Mace, G.M., Norris, K. y Fitter, A.H. (2012). "Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship". *Trends in ecology & evolution*. 27(1): 19-26.
- MAGRAMA - Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. (2016). *Aguas superficiales*. <<http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/>> [consulta: 28 de Julio de 2016].
- MAGRAMA - Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. (2016). *Aguas subterráneas*. <<http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-subterraneeas/>> [consulta: 29 de Julio de 2016].
- Malard, F. (2001). "Groundwater contamination and ecological monitorin in a mediterranean karst ecosystem in southern France" en *Groundwater Ecology, European Communities*, D.L. Danielopol, J. Gibert, H.P. Notenboom. 183-194.
- Malard, F. y Hervant, F. (1999). "Oxygen supply and the adaptations of animals in groundwater". *Freshwater Biology*. 41(1): 1-30.
- Malard, F., Dole-Olivier, M.-J., Mathieu, J., Stoch, F., Boutin, C., Brancelj, A., Camacho, A.I., Fiers,

- F., Galassi, D., Gibert, J., Lefebure, T., Martin, P., Sket, B. y Valdecasas, A.G. (2004). "Sampling Manual for the Assessment of Regional Groundwater Biodiversity - PASCALIS Project Report", C. Griebler, D.L. Danielopol, J. Gibert, H.P. Nachtnebel y J. Norenboom. Lyon (Francia). 1-74.
- Maltchik, L. y Mollá, S. (1994). "Nutrient dynamics in hyporheic zone in a Mediterranean stream in Sierra Morena (SW Spain)". *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 1434-1437.
- Marmonier, P., Vervier, P., Gibert, J. y Dole-Olivier, M.-J. (1993). "Biodiversity in ground waters". *Trends in Ecology and Evolution.* 8(11): 392-395.
- Marmonier, P., Fontvieille, D., Gibert, J. y Vanek, V. (1995). "Distribution of dissolved organic carbon and bacteria at the interface between the Rhone River and its alluvial aquifer". *Journal of the North American Benthological Society.* 14: 382-392.
- Martí, E. y Sabater, F. (1996). "High variability in temporal and spatial nutrient retention in mediterranean streams". *Ecology.* 77(3): 854-869.
- Martí, E. y Sabater, F. (2009). "Retención de nutrientes en ecosistemas fluviales" en *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*, A. Elosegui, S. Sabater. Bilbao (España). 115-132.
- Martínez-Bastida, J., Arauzo, M. y Valladolid, M. (2006). "II. Contaminación por nitrato del acuífero aluvial" en *Ecología y conservación del Río Henares y sus tributarios*, J. Camargo. Madrid (España). 23-34.
- Martínez Arbizu, P. (1997). "Parastenocaris hispanica n. sp. (Copepoda: Harpacticoida: Parastenocarididae) from hyporheic groundwaters in Spain and its phylogenetic position within the fontinalis - group of species". *Contributions to Zoology.* 66(4): 215-226.
- Maurice, L. (2009). "Groundwater ecology literature review", British Geological Survey (OR/09/061). Londres. 1-29.
- Meleg, I., Cîmpean, M. y Pavelescu, C. (2009). "Hyporheic fauna from interstitial of the Someş river basin (Transylvania, northwestern Romania)". *Trav. Inst. Spéol. «Émile Racovitza».* 48: 45-58.
- Mellado Díaz, A., Suárez Alonso, M.L. y Vidal-Abarca Gutiérrez, M.R. (2008). "Biological traits of stream macroinvertebrates from a semi-arid catchment: patterns along complex environmental gradients". *Freshwater Biology.* 53: 1-21.
- Mercado-Salas, N.F. y Suárez-Morales, E. (2011). "Morphology, diversity, and distribution of the Cyclopoida (Copepoda) from arid areas of central-north Mexico. I. Cyclopininae". *Hidrobiologica.* 21(1): 1-25.
- Mercado-Salas, N.F. y Suárez-Morales, E. (2012). "Morfología, diversidad y distribución de los Cyclopoida (Copepoda) de zonas áridas del centro-norte de México. II Eucyclopininae y análisis biogeográfico". *Hidrobiologica.* 22(2): 99-124.
- Mermillod-Blondin, F., Gerino, M., des Chatelliers, M.C. y Degrange, V. (2002). "Functional diversity among three detritivorous hyporheic invertebrates: an experimental study in microcosms". *Journal of the North American Benthological Society.* 21(1): 132-149.
- Mestrov, M. y Lattinger-Penko, R. (1981). "Investigation of the mutual influence between a polluted river and its hyporheic". *International Journal of Speleology.* 11: 159-171.
- Mezquita, F., Tapia, G. y Roca, J.R. (1999a). "Ostracoda from springs on the eastern Iberian Peninsula: Ecology, biogeography and palaeolimnological implications". *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology.* 148: 65-85.
- Mezquita, F., Hernández, R. y Rueda, J. (1999b). "Ecology and distribution of ostracods in a polluted Mediterranean river". *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology.* 148: 87-103.
- Mezquita, F., Roca, J.R., Reed, J.M. y Wansard, G. (2005). "Quantifying species-environment relationships in non-marine Ostracoda for ecological and palaeoecological studies: Examples using Iberian data". *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology.* 225: 93-117.
- Moldovan, O.T., Levei, E., Marin, C., Banciu, M., Banciu, H., Pavelescu, C.I., Brad, T., Cîmpean, M., Meleg, I., Iepure, S. y Povară, I. (2011). "Spatial distribution patterns of the hyporheic invertebrate communities in a polluted river in Romania". *Hydrobiologia.* 669: 63-82.
- Mollá, S., Maltchik, L. y Casado, C. (1994). "Primeros datos sobre el metabolismo de un arroyo temporal mediterráneo en Sierra Morena (Córdoba)". *Limnetica.* 10: 59-67.
- Monchenko, V.I. (1974). "Schelepnoroti Ciklopodidbni Ciklopi (Cyclopidae)". *Fauna Ukraini.* 27(3): 450.

- Mori, N. 2008. *The impact of gravel extraction on hyporheic ecology: a case study of the Bača river (W Slovenia)*. Tesis. Eslovenia: University of Nova Gorica.
- Mori, N., Simčič, T., Lukančič, S. y Brancelj, A. (2011). "The effect of in-stream gravel extraction in a pre-alpine gravel-bed river on hyporheic invertebrate community". *Hydrobiologia*. 667(1): 15-30.
- Mösslacher, F. (1998). "Subsurface Dwelling Crustaceans as Indicators of Hydrological Conditions, Oxygen Concentrations, and Sediment Structure in an Alluvial Aquifer". *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*. 83(4): 349-364.
- Mösslacher, F., Griebler, C. y Notenboom, J. (2001). "Biomonitoring of groundwater systems: methods, applications and possible indicators among the groundwater biota" en *Groundwater Ecology: a tool for management of water resources*, C. Griebler, D.L. Danielopol, J. Gibert, H.P. Nachtnebel y J. Notenboom. Luxemburgo. 173-182.
- Mostaza Colado, D. (2013). "Estudio de la evolución hidrogeológica de la masa de agua subterránea (MAS) "aluviales: Jarama-Tajuña" (030.007)" en *Máster Universitario en Hidrología y Gestión de los Recursos Hídricos - Proyectos 2013*, Universidad de Alcalá y Universidad Rey Juan Carlos. Madrid (España). 123-153.
- Mostaza Colado, D., Carreño Conde, F. e Iepure, S. (2016). "Análisis del efecto de la extracción de agua para riego de un acuífero aluvial. Caso de estudio: Masa de Agua Subterránea (030.007) «Aluviales: Jarama-Tajuña» y Finca Experimental "La Isla" (IMIDRA, Arganda del Rey -Madrid)" en *CONAMA: Eje 4: Desarrollo Rural. ST-15.- Agricultura, suelos y cambio climático*. Madrid. 1-28.
- Motas, C. (1962). "Procédés des sondages phréatiques - Division du domaine souterrain - Classification écologique des animaux souterrains - Le psammon". *Acta Mus. Mac. Sci. Nat. Skopje*. 8: 135-153.
- Mugnai, R., Messana, G. y di Lorenzo, T. (2015). "The hyporheic zone and its functions: Revision and research status in Neotropical regions". *Brazilian Journal of Biology*. 75(3): 524-534.
- Mulholland, P.J. (1992). "Regulation of nutrient concentrations in a temperate forest stream: Roles of upland, riparian, and instream processes". *Limnology and Oceanography*. 37(7): 1512-1526.
- Mulholland, P.J. y Webster, J.R. (2010). "Nutrient dynamics in streams and the role of J-NABS". *Journal of the North American Benthological Society*. 29(1): 100-117.
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N. y Rieradevall, M. (2003). "A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index". *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 13(2): 147-163.
- Navarro, A. y Benítez, H. (1995). *El dominio del aire*. México: Fondo de Cultura Económica.
- Nelson, D.R., Guidetti, R. y Rebecchi, L. (2010). "Tardigrada" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. J.H. Thorp y A.P. Covich. San Diego (EE.UU). 455-484.
- Newbold, J.D. (1992). "Cycles and spirals of nutrients" en *The rivers handbook (vol. 1)*. P. Calow y G.E. Petts, G.E. Reino Unido. 379-408.
- Newbold, J.D., Elwood, J.W., O'Neill, R.V. y Winkle, W.V. (1981). "Measuring Nutrient Spiralling in Streams". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 38(1755): 860-863.
- Noack, M. y Wiewprecht, S. (2010). "The Quality of the Hyporheic Interstitial: A Challenge for Morphology and Biology" en *The quality of the hyporheic interstitial: a challenge for morphology and biology - IAHR First European Congress (Edimburgo)*, M. Burr y A.K. Camper (eds.). 54: 276-289.
- Notenboom, J. (1991). "Marine regressions and the evolution of groundwater dwelling amphipods (Crustacea)". *Journal of Biogeography*. 18(4): 437-454.
- Notenboom, J. y Meijers, I. (1985). "Investigaciones sobre la fauna de las aguas subterráneas de España: Lista de estaciones y primeros resultados". *Verslagen en Technische Gegevens*. 42(1): 1-81.
- Notenboom, J. y van Gestel, K. (1992). "Assessment of toxicological effects of pesticides on groundwater organisms.". *Proceedings of the First International Conference of Ground Water Ecology*. .
- Nuttle, W. K. (2002). "Eco-hydrology's Past and Future in Focus". *EOS Earth & Space Science News*. 83(7th May): 205.
- Oliás, M., Cerón, J.C., Moral, F. y Ruiz, F. (2006). "Water quality of the Guadiamar River after the Aznalcóllar spill (SW Spain)". *Chemosphere*. 62(2): 213-225.

- Olsen, D.A. y Townsend, C.R. (2003). "Hyporheic community composition in a gravel-bedstream: influence of vertical hydrological exchange, sediment structure and physicochemistry". *Freshwater Biology*. 48: 1363–1378.
- Olsen, D.A. y Townsend, C.R. (2005). "Flood effects on invertebrates, sediments and particulate organic matter in the hyporheic zone of a gravel-bed stream". *Freshwater Biology*. 50(5):
- Omesová, M. y Helešić, J. (2010). "Organic matter and fine grains as possible determinants of spatial and seasonal variability in bed sediment fauna: A case study from a Hercynian gravel stream". *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*. 40(4): 307-314.
- Orghidan, T. (1955). "Un nou domeniu de viața acvatică subterană «Biotopul hiporeic»". *Buletin Stiintific secția de Biologie și Științe Agricole și secția de Geologie și Geografie (Romania – Academy of Sciences)*. 7: 657-676.
- Orghidan, T. (2010). "A new habitat of subsurface waters: the hyporheic biotope". *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*. 176(4): 291-302.
- Pacioglu, Octavian y Moldovan, Oana Teodora. 2016. "Response of invertebrates from the hyporheic zone of chalk rivers to eutrophication and land use". *Environmental Science and Pollution Research*. 23(November): 4729.
- Palmer, M.A., Bely, A.E. y Berg, K.E. (1992). "Response of invertebrates to lotic disturbance: A test of the hyporheic refuge hypothesis". *Oecologia*. 89(2): 182-194.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J.L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-tercedor, J., Jáimez-cuellar, P., Moyà, G., Prat, N., Robles, S., Suárez, M.L., Toro, M. y Vidal-Abarca Gutiérrez, M.R. (2002). "El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat.". *Limnetica*. 21: 115-133.
- Pickett, S.T.A. y White, P.S. (1985). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Orlando: Academic Press.
- Plenet, S. (1995). "Freshwater amphipods as biomonitors of metal pollution in surface and interstitial aquatic systems". *Freshwater Biology*. 33(1): 127-137.
- Poinar Jr. y George O. (2010). "Nematoda and Nematomorpha" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, J.H. Thorp y A.P. Covich. San Diego (EE.UU). 237-276.
- Poole, G.C. (2010). "Stream hydrogeomorphology as a physical science basis for advances in stream ecology". *Journal of the North American Benthological Society*. 29(1): 12-25.
- Poole, G.C., O'Daniel, S.J., Jones, K.L., Woessner, W.W., Bernhardt, E.S., Helton, A.M., Stanford, J.A., Boer, B.R. y Beechie, T.J. (2008). "Hydrologic spiralling: The role of multiple interactive flow paths in stream ecosystems". *River Research and Applications*. 24(7): 1018-1031.
- Pospisil, P. (1994). "The groundwater fauna of a Danube Aquifer in the "Lobau" Wetland in Vienna, Austria" en *Groundwater Ecology*, J. Gibert, D.L. Danielopol, y J.A. Stanford. Nueva York.
- Pospisil, P. y Stoch, F. (1997). "Rediscovery and redescription of *Austriocyclops vindobonae* Kiefer, 1964 (Copepoda, Cyclopoida) with remarks on the subfamily Eucyclopinæ Kiefer". *Crustaceana*. 70: 901-910.
- Pozo, J. y Elosegui, A. (2009). "El marco físico: la cuenca" en *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*, A. Elosegui y S. Sabater. Bilbao (España). 39-49.
- Pozo, J., Elosegui, A., Díez, J. y Molinero, J. (2009). "Dinámica y relevancia de la materia orgánica" en *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*, A. Elosegui y S. Sabater. Bilbao (España). 139-167.
- Ran, L., Lu, X.X., Sun, H., Han, J., Li, R. y Zhang, J. (2013). "Spatial and seasonal variability of organic carbon transport in the Yellow River, China". *Journal of Hydrology*. 498: 76-88.
- Rasines-Ladero, R.** (2015). "El uso de los microcrustáceos como indicadores biológicos de calidad ecológica en la zona hiporréica" en *REMTAVARES*, 28 de Abril de 2015. <<http://www.madrimasd.org/blogs/remtavares/2015/04/28/132216>> [Consulta: 28 de julio de 2016].
- Rasines-Ladero, R.** (2016). "La zona hiporreica en la región mediterránea (Península Ibérica): importancia ecológica y su integración en la gestión hídrica" en *REMTAVARES*, 10, Octubre de 2016. <<http://www.madrimasd.org/blogs/remtavares/2016/10/10/132822>> [Consulta: 20 de noviembre de 2016].
- Rasines-Ladero, R.** e Iepure, S. (2016). "Parent lithology and organic matter influence the hyporheic biota of two Mediterranean rivers in central Spain". *Limnetica*. 35(1): 19-36.

- Reid, J.W. (1994). "Latitudinal diversity patterns of continental benthic copepod species assemblages in the Americas". *Hydrobiologia*. 292-293(1): 341-349.
- Reid, J.W. y Williamson, C.E. (2010). "Copepoda" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, J.H. Thorp y A.P. Covich. San Diego (EE.UU). 829-899.
- Reyes Matamoros, J.M. (2001). *Diccionario de Biología*. Mexico: Benemérita Universidad Autónoma de Puebla - Dirección General de Fomento.
- Rinderhagen, M., Ritterhoff, J. y Zauke, G.P. (2000). "Crustaceans as bioindicators". *Biomonitoring of Polluted Water-Reviews on Actual Topics*. 9(II): 161-194.
- Robertson, A.L. (2000). "Lotic meiofaunal community dynamics: colonisation, resilience and persistence in a spatially and temporally heterogeneous environment". *Freshwater Biology*. 44(1): 135-147.
- Robertson, A.L. (2002). "Changing times: the temporal dynamics of freshwater benthic microcrustacea". *Freshwater Meiofauna: Biology and Ecology*. : 261-278.
- Robertson, A.L. y Wood, P.J. (2010). "Ecology of the hyporheic zone: origins, current knowledge and future directions". *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*. 176(April): 279-289.
- Roca, J.R., Mezquita, F., Rueda, J., Camacho, A. y Miracle, M.R. (2000). "Endorheic versus karstic lakes: Patterns of ostracod distributions and lake typology in a Mediterranean landscape (Castilla - La Mancha, Spain)". *Marine and Freshwater Research*. 51(4): 311-319.
- Rodríguez-Iturbe, I. (2000). "Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics". *Water Resources Research*. 36(1): 3-9.
- Sabater, F. (1987). "On the interstitial cladocera of the River Ter (Catalonia, NE Spain), with a description of the male of *Alona Phreatica*". *Hydrobiologia*. 144(1): 51-62.
- Sabater, F. y Vila, P.B. (1991). "The hyporheic zone considered as an ecotone". *Oecologia aquatica*. 10: 35-43.
- Sabater, S., Guasch, H., Marti, E., Armengol, J., y Sabater, F. (1992). "The Ter, A Mediterranean River system in Spain". *Limnetica*. 8: 141-149.
- Sánchez-Martínez, M.T., Rodríguez-Ferrero, N. y Salas-Velasco, M. (2011). "La gestión del agua en España. La unidad de Cuenca". *Revista de Estudios Regionales*. 92: 199-220.
- Schmidt, S.I., Hellweg, J., Hahn, H.J., Hatton, T.J. y Humphreys, W.F. (2007). "Does groundwater influence the sediment fauna beneath a small, sandy stream?". *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*. 37(2): 208-225.
- Schmitt, T. y Varga, Z. (2012). "Extra-Mediterranean refugia: The rule and not the exception?". *Frontiers in Zoology*. 9(1): 22.
- Sear, D.A., Armitage, P.D. y Dawson, F.H. (1999). "Groundwater dominated rivers". *Hydrological Processes*. 13(3): 255-276.
- Shuhaimi-Othman, M., Yakub, N., Ramle, N.-A. y Abas, A. (2011). "Toxicity of Metals to a Freshwater Ostracod: *Stenocypris major*". *Journal of toxicology*. 2011: 1-8.
- Sket, B. (1999). "The nature of biodiversity in hypogean waters and how it is endangered". *Biodiversity and Conservation*. 8(10): 1319-1338.
- Smith, A.J. y Delorme, L.D. (2010). "Ostracoda" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, J.H. Thorp y A.P. Covich. San Diego (EE.UU). 725-771.
- Sola, A., Longás, J.F., Serrano, S. y Guinea, A. (1996). "Influence of environmental characteristics on the distribution of ciliates in the River Henares (Central Spain)". *Hydrobiologia*. 324: 237-252.
- Sophocleous, M. (2002). "Interactions between groundwater and surface water: The state of the science". *Hydrogeology Journal*. 10(1): 52-67.
- Stanford, J. y Ward, J.V. (1988). "The hyporheic habitat of river ecosystems". *Nature*. 335(6185): 64-66.
- Stanford, J.A. y Ward, J.V. (1993). "An Ecosystem Perspective of Alluvial Rivers: Connectivity and the Hyporheic Corridor". *Journal of the North American Benthological Society*. 12(1): 48-60.
- Statzner, B. y Bêche, L.A. (2010). "Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems?". *Freshwater Biology*. 55: 80-119.
- Stein, H., Kellermann, C., Schmidt, S.I., Briemann, H., Steube, C., Berkhoff, S.E., Fuchs, A., Hahn, H.J., Thulin, B. y Griebler, C. (2010). "The potential use of fauna and bacteria as ecological indicators for the assessment of groundwater quality". *Journal of environmental monitoring: JEM*. 12: 242-254.

- Steube, C., Richter, S. y Griebler, C. (2009). "First attempts towards an integrative concept for the ecological assessment of groundwater ecosystems". *Hydrogeology Journal*. 17(1): 23-35.
- Stewardson, M.J., Datry, T., Lamouroux, N., Pella, H., Thommeret, N., Valette, L. y Grant, S.B. (2016). "Variation in reach-scale hydraulic conductivity of streambeds". *Geomorphology*. 259: 70-80.
- Stofleth, J.M., Douglas Shields, F. Jr. y Fox, G.A. (2004). "Organic carbon concentrations in hyporheic zone sediments: a tool for measuring stream integrity" en *Critical Transitions in Water and Environmental Resources Management (Salt Lake City, Utah, United States of America)*, G. Sehlke, D.F. Hayes y D.K. Stevens (eds.). American Society of Civil Engineers. 1-10.
- Storey, R.G., Williams, D.D. y Fulthorpe, R.R. (2004). "Nitrogen processing in the hyporheic zone of a pastoral stream". *Biogeochemistry*. 69: 285-313.
- Strayer, D.L. (1994). "Limits to biological distributions in groundwater" en *Groundwater Ecology*, J. Gibert, D.L. Danielopol y J.A. Stanford. San Diego, California (EE.UU). 287-310.
- Strayer, D.L., May, S.E., Nielsen, P., Wollheim, W. y Hausam, S. (1997). "Oxygen, organic matter, and sediment granulometry as controls on hyporheic animal communities". *Archiv für Hydrobiologie*. 140(1): 131-144.
- Strickler, J.R. (1975). "Swimming of planktonic Cyclops species (Cop. Crust.): pattern, movements and their control" en *Swimming and flying in nature*, Y.T. Wu, C.J. Brokaw y C. Brennen. Londres (Reino Unido). 599-613.
- Tagliatalata, S., Ruiz, J., Prieto, L. y Navarro, G. (2014). "Seasonal forcing of image-analysed mesozooplankton community composition along the salinity gradient of the Guadalquivir estuary". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 149: 244-254.
- Thorp, J.H., Thoms, M.C. y Delong, M.D. (2006). "The riverine ecosystem synthesis: Biocomplexity in river networks across space and time". *River Research and Applications*. 22(2): 123-147.
- Thorp, J.H., Covich, A.P., y Dimmick, W.W. (2010). "Introduction to Invertebrates of Inland Waters" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, J.H. Thorp y A.P. Covich. San Diego (EE.UU). 1: 1-23.
- Thulin, B. y Hahn, H.J. (2008). "Ecology and living conditions of groundwater fauna" en *Technical Report TR-08-06*, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co. (ed.). Estocolmo (Suecia). 1-55.
- Tierno de Figueroa, J.M., López-Rodríguez, M.J., Fenoglio, S., Sánchez-Castillo, P. y Fochetti, R. (2013). "Freshwater biodiversity in the rivers of the Mediterranean Basin". *Hydrobiologia*. 719(1): 137-186.
- Tione, M.L., Bedano, J.C. y Blarasin, M.T. (2011). "Comunidades de invertebrados en aguas subterráneas y su relación con variables ambientales". *Ecología Austral*. 21(1): 87-100.
- Tomlinson, M. y Boulton, A. (2008). *Subsurface groundwater dependent ecosystems: a review of their biodiversity, ecological processes and ecosystem services*. Canberra (Australia): Waterlines Occasional Paper - the National Water Commission.
- Tonin, A.M., Hepp, L.U., Restello, R.M. y Gonçalves, J.F. (2014). "Understanding of colonization and breakdown of leaves by invertebrates in a tropical stream is enhanced by using biomass as well as count data". *Hydrobiologia*. 740(1): 79-88.
- Tonina, D. y Buffington, J.M. (2007). "Hyporheic exchange in gravel bed rivers with pool-riffle morphology: Laboratory experiments and three-dimensional modeling". *Water Resources Research*. 43(W01421): 1-16.
- Tonina, D. y Buffington, J.M. (2009). "Hyporheic exchange in mountain rivers I: mechanics and environmental effects". *Geography Compass*. 3(3): 1063-1086.
- Torres, A., Conty, A. y Relación, C. (2010). *Atlas de macroinvertebrados de la Cuenca del Tajo. Cuenca Hidrográfica del Tajo*. Madrid (España): Confederación Hidrográfica del Tajo.
- Townsend, C.R. (1989). "The Patch Dynamics Concept of Stream Community Ecology". *Journal of the North American Benthological Society*. 8(1): 36-50.
- Townsend, C.R. y Hildrew, A.G. (1994). "Species Traits in Relation To a Habitat Templet for River Systems". *Freshwater Biology*. 31: 265-275.
- Townsend, C.R., Scarsbrook, M.R. y Dolédec, S. (1997). "The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams". *Limnology and Oceanography*. 42(5): 938-949.
- Trimmer, M., Grey, J., Heppell, C.M., Hildrew, A.G., Lansdown, K., Stahl, H. y Yvon-Durocher, G.

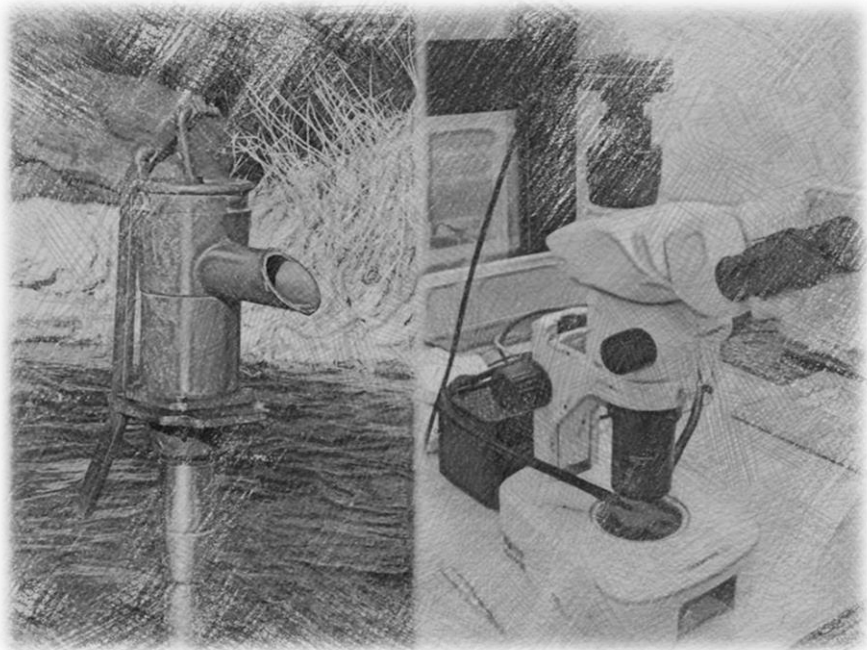
- (2012). "River bed carbon and nitrogen cycling: state of play and some new directions.". *The Science of the total environment*. 434: 143-58.
- Triska, F.J., Duff, J.H. y Avanzino, R.J. (1993). "The role of water exchange between a stream channel and its hyporheic zone in nitrogen cycling at the terrestrial aquatic interface". *Hydrobiologia*. 251(1-3): 167-184.
- Triska, F.J., Kennedy, V.C., Avanzino, R.J., Zellweger, G.W. y Bencala, K.E. (1989). "Retention and Transport of Nutrients in a Third-Order Stream: hyporheic processes". *Ecology*. 70(6): 1893-1905.
- Valdecasas, A.G. (1981). *Las hidracnelas de la sierra del Guadarrama: Taxonomía, distribución y ecología*. Tesis. Madrid. Universidad Complutense de Madrid. 532.
- Valett, H.M., Hakenkamp, C.C. y Boulton, A.J. (1993). "Perspectives on the Hyporheic Zone: Integrating Hydrology and Biology". *Journal of the North American Benthological Society*. 12(1): 40-43.
- Valett, H.M., Morrice, J.A., Dahm, C.N. y Campana, M.E. (1996). "Parent lithology, surface-groundwater exchange, and nitrate retention in headwater streams". *Limnology and Oceanography*. 41(2): 333-345.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. y Cushing, C.E. (1980). "The River Continuum Concept". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37(1): 130-137.
- Vázquez-González, A. (2016). "Evaluación de la distribución espacial de la fauna de agua subterránea en una escala local mediante el uso de SIG" en *Máster Universitario en hidrología y gestión de los recursos hídricos - Proyectos 2016*, Universidad de Alcalá y Universidad Rey Juan Carlos. Madrid (España).
- Vervier, P., Gibert, J., Marmonier, P., y Dole-Olivier, M.-J. (1992). "A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater ecotone". *Journal of the North American Benthological Society*. 11: 93-102.
- Vervier, P., Bonvallet-Garay, S., Sauvage, S., Valett, H.M. y Sanchez-Perez, J.M. (2009). "Influence of the hyporheic zone on the phosphorus dynamics of a large gravel-bed river, Garonne River, France". *Hydrological Processes*. 23(12): 1801-1812.
- Vidal-Abarca Gutiérrez, M.R. y Suárez Alonso, M.L. (2007). "Un modelo conceptual sobre el funcionamiento de los ríos mediterráneos sometidos a perturbaciones naturales (riadas y sequías)". *Limnetica*. 26(2): 277-292.
- Vidal-Abarca Gutiérrez, M.R. y Suárez Alonso, M.L. (2011). "Ríos y riberas" en *Evaluación de los ecosistemas del milenio de España - Ecosistemas y biodiversidad de España para el bienestar humano*, J. Navacerrada. Madrid. 461-544.
- Viets, K. (1930). "Zur kenntnis dert Hydracarinen-Fauna von Spanien.". *Archiv für Hydrobiologie*. 21(175): 175-240.
- Wallace, J.B., Webster, J.R. y Meyer, J.L. (1995). "Influence of log additions on physical and biotic characteristics of a mountain stream". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 52(10): 2120-2137.
- Wallace, J.B., Hutchens, J.J. y Grubaugh, J.W. (1996). "Transport and storage of FPOM" en *Methods in stream ecology*, F.R. Hauer y G.A. Lamberti. San Diego (EE.UU). Academic Press (Elsevier). 249-271.
- Ward, A.S. (2016). "The evolution and state of interdisciplinary hyporheic research". *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*. 3(1): 83-103.
- Ward, J.V. (1989). "The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems". *Journal of the north American Benthological Society*. 8(1): 2-8.
- Ward, J.V. (1992). *Aquatic Insect Ecology. Biology And Habitat*. Nueva York (EE.UU): John Wiley and Sons Inc.
- Ward, J.V. y Stanford, J.A. (1982). "The thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects.". *Annual review of entomology*. 27(December): 97-117.
- Ward, J.V. y Palmer, M.A. (1994). "Distribution patterns of interstitial freshwater meiofauna over a range of spatial scales, with emphasis on alluvial river-aquifer systems". *Hydrobiologia*. 287(1): 147-156.
- Ward, J.V. y Palmer, M.A. (1994). "Distribution patterns of interstitial freshwater meiofauna over a range of spatial scales, with emphasis on alluvial river-aquifer systems". *Hydrobiologia*. 287(1): 147-156.
- Webster, J.R. y Patten, B.C. (1979). "Effects of watershed perturbation on stream Potassium and

- Calcium dynamics". *Ecological Monographs*. 49(1): 51-72.
- Welcomme, R.L. (1980). "Cuencas Fluviales" (*Documentos Técnicos de Pesca n° 202*). FAO. 62.
- Wetzel, R.G. (1983). *Limnology*. Philadelphia (EE.UU): Saunders College Publishing.
- White, D.S. (1993). "Perspectives on defining and delineating hyporheic zones". *Journal of the North American Benthological Society*. 12(1): 61-69.
- White, G.F. (1998). "Reflections on the 50-year international search for integrated water management". *Water Policy*. 1(1): 21-27.
- Whittaker, R.H. (1972). "Evolution and Measurement of Species Diversity". *Taxon*. 21(2/3): 213-251.
- Whittaker, R.J., Willis, K.J. y Field, R. (2001). "Scale and species richness: Towards a general, hierarchical theory of species diversity". *Journal of Biogeography*. 28(4): 453-470.
- Wiens, J.A. (1989). "Spatial scaling in ecology". *Functional Ecology*. 3(4): 385-397.
- Wiens, J.A., Addicott, J.F., Case, T.J. y Diamond, J. (1986). "The importance of spatial and temporal scale in ecological investigations" en *Community Ecology*, J. Diamond y T.J. Case. Nueva York. 145-153.
- Wikiwand. (2017). "Europa". <<http://www.wikiwand.com/es/Europa>> [Consulta: 30 de marzo de 2017].
- Williams, D.D. y Hynes, H.B.N. (1974). "The occurrence of benthos deep in the substratum of a stream". *Freshwater Biology*. 4(3): 233-256.
- Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L. y Alley, W.M. (1998). "Ground Water and Surface Water - A single Resource" en *U.S. Geological Survey Circular 1139 - USGS Publications*, U.S. Departmen of the Interior. Denver (Colorado, EE.UU). 79.
- Wondzell, S.M. y Swanson, F.J. (1996). "Seasonal and storm dynamics of the hyporheic zone of a 4th-order mountain stream. I: Hydrologic processes". *Journal of the North American Benthological Society*. 15(1): 3-19.
- Wondzell, S.M. y Swanson, F.J. (1999). "Floods, channel change, and the hyporheic zone". *Water Resources Research*. 35(2): 555-567.
- Wood, P.J., Boulton, A.J., Little, S. y Stubbington, R. (2010). "Is the hyporheic zone a refugium for aquatic macroinvertebrates during severe low flow conditions?". *Fundamental and Applied Limnology*. 176(4): 377-390.
- Wood, P.J., Gunn, J. y Rundle, S.D. (2008). "Response of benthic cave invertebrates to organic pollution events". *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 18(April 2007): 909-922.
- Wroblicky, G.J., Campana, M.E., Valett, H.M. y Dahm, C.N. (1998). "Seasonal variation in surface-subsurface water exchange and lateral hyporheic area of two stream-aquifer systems". *Water Resources Research*. 34(3): 317-328.
- Ylla, I., Sanpera-Calbet, I., Vázquez, E., Romaní, A.M., Muñoz, I., Butturini, A. y Sabater, S. (2010). "Organic matter availability during pre- and post-drought periods in a Mediterranean stream". *Hydrobiologia*. 657(1): 217-232.
- Zibrat, U. (2012). *Development of a new Biotic Index based on hyporheic fauna for water quality determination in lotic ecosystems*. Tesis. Eslovenia: Graduate School, Nova Gorica University. 1-83.

PARTE II: MATERIAL Y MÉTODOS

CAPÍTULO 2

Material y métodos



*“El trabajo del pensamiento se parece a la perforación de un pozo: el agua es turbia al principio, mas luego se clarifica”
(Proverbio Chino)*

2.1. Área de estudio

El río Jarama se localiza en la parte noreste de la Demarcación Hidrográfica del Tajo. Su cuenca se encuentra limitada al norte por el sistema Central y la cordillera Ibérica, y al sur por los páramos de la Alcarria y los montes de Toledo con una extensión de 11.596 km², abarcando territorios de la Comunidad de Madrid y de Castilla-La Mancha (provincias de Guadalajara y Toledo). Su cuenca se subdivide a su vez en 3 subcuencas: la del río Manzanares-Jarama (4.852 km²), la del Henares (4.136 km²) y la del Tajuña (2.608 km²) (CEDEX, 1965; CHT, 2007, 2016). El Jarama tiene una longitud de 194 km y genera un aporte medio al Tajo de unos 2.100 Hm³/año (Suarez Boada et al., 1993; Mostaza Colado, 2013; CHT, 2016). Los ríos Henares y Tajuña son los afluentes más importantes de la margen izquierda del río Jarama, principal curso fluvial de la Comunidad de Madrid, y que atraviesa la misma con dirección norte-sur hasta su desembocadura en el Tajo (Figura 2. 1).

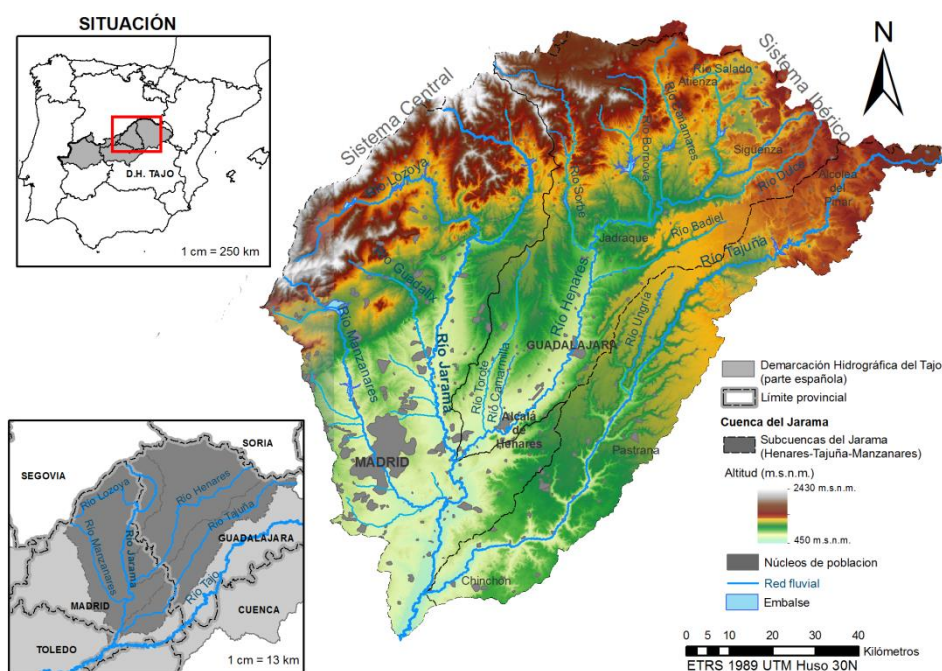


Figura 2. 1. Localización del área de estudio (cuenca hidrográfica del Jarama). Fisiografía y red hidrográfica principal con sus correspondientes subcuencas (Henares, Tajuña y Manzanares-Jarama).

El clima en el área de estudio corresponde al mediterráneo-continental caracterizado por una variación respecto a las temperaturas y la precipitación a lo largo de un gradiente decreciente, de dirección norte-sur, que genera unas condiciones más frías y húmedas en las zonas de montaña; y más cálidas y secas en las zonas de menor altitud (CHT, 2007; Vidal-Abarca Gutiérrez y Suárez Alonso, 2011; Wolf et al., 2013). Las temperaturas medias oscilan entre los 6°C y los 17°C; y la precipitación media es de 456 mm, con picos máximos que ocurren a principios de invierno y a finales de primavera. Los valores medios de evapotranspiración en la cuenca del Jarama son de 3.417 hm³/año (Pinilla et al., 1995; Pérez González y García Rodríguez, 2003; Torres et al., 2010; Wolf et al., 2013).

La cuenca del Jarama se caracteriza por presentar una gran heterogeneidad geo-litológica y respecto a sus características abióticas que favorece la aparición y el desarrollo de un componente biótico complejo y heterogéneo que se enmarca en la región biogeográfica mediterránea o ibérico-macaronésica (provincias castellano maestrazgo-manchega y carpetano ibérico-leonesa) según el Anexo XV de la Directiva Marco del Agua, DMA (DOCE, 2000; Torres et al., 2010; CHT, 2014). Entre el variado componente biótico que caracteriza esta región aparecen especies animales y vegetales características ligadas al medio acuático. Entre la fauna acuática destaca la presencia de macroinvertebrados bentónicos (odonatos, efemerópteros, etc.) y de peces como la trucha (*Salmo trutta*), que son utilizados habitualmente como indicadores de calidad de las aguas (Camargo y Gonzalo, 2007; Torres et al., 2010; Camargo et al., 2011; Benítez-Mora y Camargo, 2014). Por otro lado, las especies vegetales se diferencian entre: i) la vegetación climatófila, que depende de la distribución de las precipitaciones; y ii) la vegetación de ribera, asociada a los cauces, y que en esta región se enmarca en el piso bioclimático supramediterráneo y mesomediterráneo (CHT, 2007; Torres et al., 2010).

Como consecuencia de la gran variedad de especies animales y vegetales presentes en la cuenca del Jarama aparecen diferentes figuras de protección establecidas por las distintas administraciones (locales, autonómicas, estatales y/o europeas) en virtud a lo establecido en el artículo 6 de la DMA y otras Directivas como la Directiva 78/659/CEE (DOCE, 1978); la Directiva 80/777/CEE (DOCE, 1980), la Directiva 91/271/CEE (DOCE, 1991a), la Directiva 91/676/CEE (DOCE, 1991b), o la Directiva 92/43/CE (DOCE, 1992). Las diferentes figuras de protección presentes en la cuenca del Jarama se presentan en la Tabla 2. 1.

Tabla 2. 1. Número de áreas protegidas y figuras de protección asociadas, presentes en la cuenca del Jarama y en cada una de las subcuencas hidrográficas estudiadas (Henares y Tajuña).

Figura de protección	Total	Henares	Tajuña
Espacio Natural Protegido (ENP)	8	2	1
Lugar de Interés Comunitario (LIC)	17	6	3
Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA)	12	5	2
Zona de Especial Conservación (ZEC)	5	-	-
Zona vulnerable por contaminación por nitratos	2	2	2
Tramo de conservación de especies piscícolas	1	-	-
Reserva natural fluvial (RN)	10	3	-
Zonas húmedas inventario nacional y Ramsar	13	1	3
Zonas sensibles (ZS)	14	1	-

La cuenca del Jarama es una de las más antropizadas de la Península. En ella, la distribución de la población es irregular y dispersa, apareciendo pequeñas poblaciones rurales (menos de 2.000 habitantes) y de actividad eminentemente agrícola y/o ganadera en las zonas de montaña (tramos de cabecera de los ríos); mientras que en los tramos medios y bajos, las poblaciones incrementan su tamaño (Madrid: 3.165.235 habitantes; Alcalá de Henares: 200.768 habitantes; o Guadalajara: 83.720 habitantes) y las actividades económicas pasan a ser industriales, urbanas y del sector servicios con gran presencia de infraestructuras de transporte (autovías, líneas de ferrocarril y aeropuertos) (Suarez Boada et al., 1993; Mostaza Colado, 2013; INE, 2015).

La gestión y manejo de los recursos e infraestructuras hidráulicas en la cuenca del Jarama, así como la Demarcación Hidrográfica del Tajo (DHT) en la que ésta se integra, es realizada por la Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT), de acuerdo a lo establecido en el Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas y a los requerimientos establecidos en la DMA (DOCE, 2000; BOE, 2007). En la cuenca del Jarama aparecen un total de 80 masas de agua superficiales (MSPFs), diferenciadas en 4 tipologías (ríos, arroyos, embalses y lagos) y clasificadas en 19 ecotipos. Respecto a las aguas subterráneas, aparecen un total de 11 masas subterráneas (MSBTs) (DOCE, 2000; CHT, 2005a, 2005b, 2007; Molinero et al., 2008; BOE, 2014, 2016).

2.1.1. Características generales del río Henares y su cuenca hidrográfica

El Henares, el río más septentrional de los dos estudiados. Nace a 1.220 m.s.n.m. en la localidad de Horna (Sierra Ministra, Guadalajara), lindando con la provincia de Soria (Figura 2. 1). Tras haber recorrido 160 Km a lo largo de territorios de la Comunidad de Castilla-La Mancha (provincia de Guadalajara) y Madrid, con una disposición nordeste-suroeste, el Henares desemboca por el margen izquierdo del Jarama, en Mejorada del Campo, a 550 m.s.n.m. Su cuenca hidrográfica (4.136 Km²) limita al norte con el sistema Central; al este con el sistema Ibérico; al oeste con el río Jarama a través de la formación geomorfológica conocida como la “raña”; y al sur con los páramos de la Alcarria, que sirven como divisoria entre la cuenca del Henares y del Tajuña (Martín-Loeches et al., 2006; Acaso Deltell et al., 2007; CHT, 2007). La altitud media en la cuenca es de 650-750 m.s.n.m., con una temperatura media anual de 12°C (10°C en invierno; 25°C en verano) y una precipitación media anual de 560 mm (Arribas et al., 2000; Martínez-Martínez, 2000; Mangas Morales, 2005; Martín-Loeches et al., 2006).

El cauce principal presenta una variación altitudinal de unos 670 m con una pendiente media de 4,18‰, que varía conforme al tramo (8‰ en el alto, 3,5‰ en el medio y 1,6‰ en el bajo), lo que genera diferencias respecto a la capacidad erosiva y de transporte, así como a las características hidrogeomorfológicas del cauce, que condiciona la distribución de la fauna y de la vegetación acuática que es capaz de establecerse en él (Ramos, 1947; Kondolf, 1997; Martínez-Martínez, 2000; CHT, 2005a, 2007; De la Puentes y Camargo, 2006; Vidal-Abarca Gutiérrez y Suárez Alonso, 2011). Se trata de un río de desarrollo intermedio, clasificado como de cuarto orden, según la clasificación de Strahler (1957).

Hidrología e hidrogeología

El régimen hídrico del río Henares se considera pluvio-nival con un importante aporte de aguas subterráneas que contribuye al mantenimiento de sus caudales de base (Strahler, 1957; Martínez-Martínez, 2000; Sahún Artiga, 2006; Martín-Loeches y Rebollo, 2008; Pozo y Elosegi, 2009). El aporte medio del Henares al Jarama se estima en unos 518 Hm³/año, si bien se encuentra modificado por la presencia de cuatro embalses en sus afluentes de cabecera (El Atance en el río Salado; Palmaces en el Cañamares; Alcorlo en el Bornova; y Beleña en el río Sorbe) y por la presencia de derivaciones como el canal del Henares (localizado entre Humanes, Guadalajara, y el Arroyo de las Monjas) (CHT, 2007). En tres de estos embalses, la

CHT establece unos caudales mínimos o ecológicos de 0,2 m³/s para el Alcorlo; 0,08 m³/s en Pálmaces; y 0,51 m³/s en Beleña (CHT, 2013; BOE, 2014, 2016).

Los principales afluentes del Henares son el río Salado, Bornova, Cañamares, Sorbe, Camarmilla y Torote, por su margen derecha; y el río Dulce y Badiel por su margen izquierda. Todos estos cauces elementos acuáticos superficiales (lagos y embalses) se encuentran divididos en un total de 31 MSPF, diferenciadas en 9 ecotipos (Figura 2. 2; Tabla 2. 2). Sobre el cauce principal aparecen **10 MSPF** clasificadas en **tres ecotipos** diferentes. La diferenciación por ecotipos indica una variabilidad en las características de los distintos cursos fluviales; así como de los diferentes tramos y MSPFs en que se divide el río Henares (BOE, 2014, 2016). En este sentido, los ríos más al norte, como el Sorbe y Bornova, poseen una naturaleza silíceo; mientras que el resto de ríos de cabecera, como el Dulce, el Salado y los tramos altos del Henares tienen características carbonatadas. Los ríos más al sur, junto a los tramos bajos del Henares, presentan condiciones de ríos mediterráneos muy mineralizados. Esta diferenciación corresponde principalmente a la variabilidad geológica y litológica de los materiales que atraviesan los diferentes cauces de la cuenca (Figura 2. 2).

La mayor parte de la cuenca del Henares se asienta al noreste de la fosa tectónica de Tajo, rellena por materiales del Terciario procedentes del sistema Central e Ibérico (Martínez-Martínez, 2000; García-Quintana, 2008; Uribelarra del Val, 2008; Martínez-Bastida, 2009). En ellos se desarrolla parte del acuífero detrítico mioceno de la cuenca del Tajo, enmarcado en la MSBT030.006: *Guadalajara* (Figura 2. 3), junto a otras unidades acuíferas asociadas a los acuíferos colgados de las terrazas aluviales y al acuífero aluvial del Río (Martínez-Martínez, 2000; CHT, 2005b; Martín-Loeches et al., 2006). En la zona norte de la cuenca del Henares donde se desarrollan los cursos fluviales del río Sorbe y Bornova, se distinguen materiales paleozoicos con rocas metamórficas asociadas al sistema Central, impermeables y de naturaleza silíceo. En esta zona, las unidades acuíferas, agrupadas en la MSBT030.001: *Cabecera del Bornova*, son de escasa entidad con aguas poco mineralizadas. En la zona de Jadraque (Guadalajara), aparecen unidades acuíferas en afloramientos carbonatados del Cretácico, Jurásico y Muschelkalk, agrupadas en la masa MSBT030.005: *Jadraque* (CHT, 2005b, 2005c; Martín-Loeches et al., 2006; Arauzo et al., 2008; Lozano Gutierrez-Ravé et al., 2009).

En la zona más nororiental de la cuenca aparecen materiales que comprenden desde el Paleozoico hasta el Cuaternario, asociados a la rama castellana de la cordillera Ibérica. En esta zona predominan materiales más modernos de origen

sedimentario que conforman un acuífero tri-capas con sustratos carbonatados y terrígenos del Triásico (facies Buntsandstein, Muschelkalk y Keuper), Jurásico y Cretácico. No obstante, según el predominio de unos materiales u otros se distinguen dos MSBT, que están separadas entre sí por la presencia de materiales de baja permeabilidad pertenecientes a la facies del Keuper (CHT, 2005b; 2005c). La más oriental de ellas corresponde a la MSBT030.002: *Sigüenza-Maranchón*, y la más occidental a la MSBT030.003: *Tajuña-Montes Universales*. La descarga se produce hacia el río Henares, sus afluentes y el Tajuña, contribuyendo a los caudales de base de los mismos (Navarro Alvargonzález et al., 1993; CHT, 2005b, 2005c, 2007; Martín-Loeches y Rebollo, 2008; Corral Hernán y Orío Hernández, 2012).

Tabla 2. 2. Masas de agua superficial y ecotipos (número de masas de agua superficial asociada a cada uno de ellos) presentes en la subcuenca del río Henares diferenciadas por ríos, arroyos, embalses y lagos. Fuente: BOE (2016).

Cauce río / Embalse / Lago	MSPF	Ecotipo (nº MSPF de cada ecotipo)
Río Henares	10	R-T12 (4); R-T16 (5); R-T16-HM (1)
Río Dulce (Arroyo de la Vega)	1	R-T12 (1)
Río Salado	2	RT-12 HM (1); RT-13 (1)
Río Bornova	2	R-T11 (1); R-T12 (1)
Río Cañamares	2	R-T12(2)
Río Sorbe	2	R-T11(2)
Río Badiel	1	R-T12(1)
Río Camarmilla	1	R-T12(1)
Río Torote	1	R-T12(1)
Arroyo de las Dueñas	1	R-T12(1)
Arroyo de la Dehesa	1	R-T12(1)
Arroyo del Majanar	1	R-T12(1)
Embalses (Atance, Alcorlo, Palmaces, Beleña)	4	E-T07(4)
Lagos naturales (Lagunas de Beleña y Somolinos)	2	L-T17(1); L-T12(1)
Total	31	

Abreviaturas: MSPF: Masa superficial. Clave: R-T11: *Ríos de montaña mediterránea silíceas*; R-T12: *Ríos de montaña mediterránea calcárea*; R-T12-HM: *Ríos de montaña mediterránea (muy modificados)*; R-T13: *Ríos mediterráneos muy mineralizados*; R-T16: *Ejes mediterráneo-continenciales mineralizados*; R-T16-HM: *Ejes mediterráneo-continenciales mineralizados (muy modificados)*; E-T07: *Monomíctico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15°C pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos*; L-T12: *Lago cárstico, calcáreo, permanente, cierre travertínico*; L-T17: *Lago interior en cuenca de sedimentación, mineralización baja, temporal*.

En los límites entre la cuenca del Henares y del Tajuña aparece una formación acuífera en las calizas de los páramos, de tipo libre y colgado, que descarga a través de manantiales y coluviones de sus laderas hacia el Henares y, principalmente, el Tajuña, conformando la MSBT030.008: *La Alcarria*. En los límites con la cuenca del Jarama-Manzanares aparece la MSBT030.004: *Torrelaguna*, cuyas características son similares a las comentadas respecto a Jadraque. Finalmente, en la zona de desembocadura del río Henares, aparece otra unidad acuífera formada por depósitos aluviales del Cuaternario situados sobre la facies evaporíticas del Terciario, agrupados en la MSBT030.007: *Aluviales Jarama-Tajuña* (Puche Riart, 1987; CHT, 2005b, 2005c, 2005d; Martín-Loeches et al., 2006).

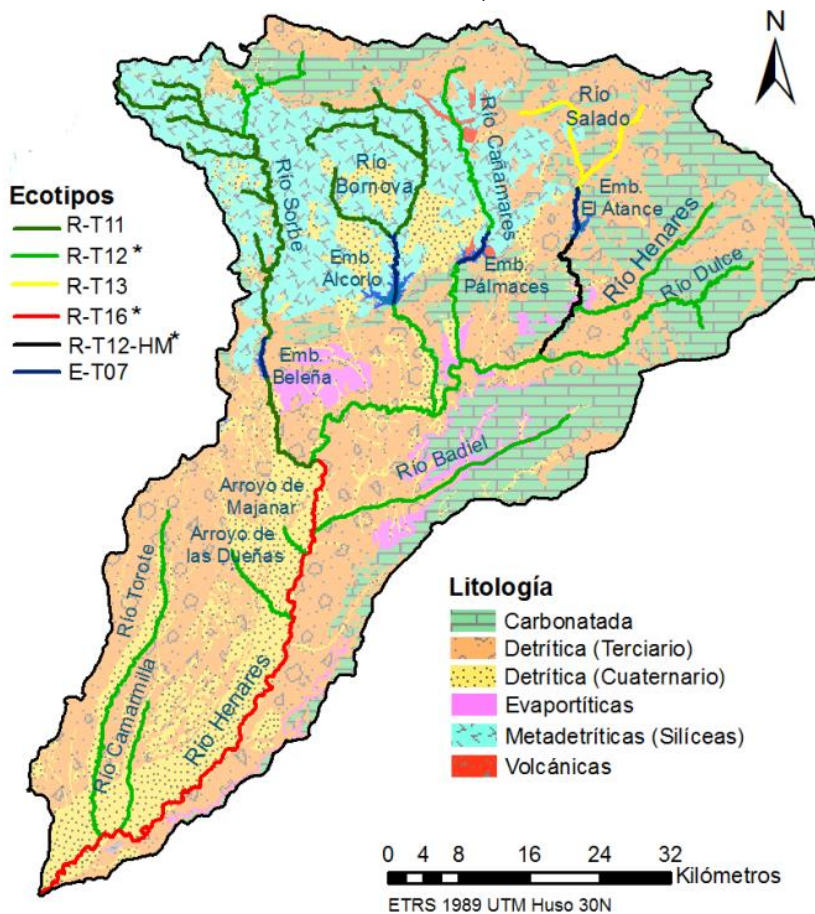


Figura 2. 2. Ecotipos y litologías presentes en la cuenca hidrográfica del Henares. Clave: R-T11: *Ríos de montaña mediterránea silíceas*; R-T12: *Ríos de montaña mediterránea calcárea*; R-T12-HM: *Ríos de montaña mediterránea (muy modificados)*; R-T13: *Ríos mediterráneos muy mineralizados*; R-T16: *Ejes mediterráneo-continentales mineralizados*; R-T16-HM: *Ejes mediterráneo-continentales mineralizados (muy modificados)*; E-T07: *Monomítico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15°C pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos*; L-T12: *Lago cárstico, calcáreo, permanente, cierre travertínico*; L-T17: *Lago interior en cuenca de sedimentación, mineralización baja, temporal*. Clave: * = ecotipo asociado al canal principal del río Henares.

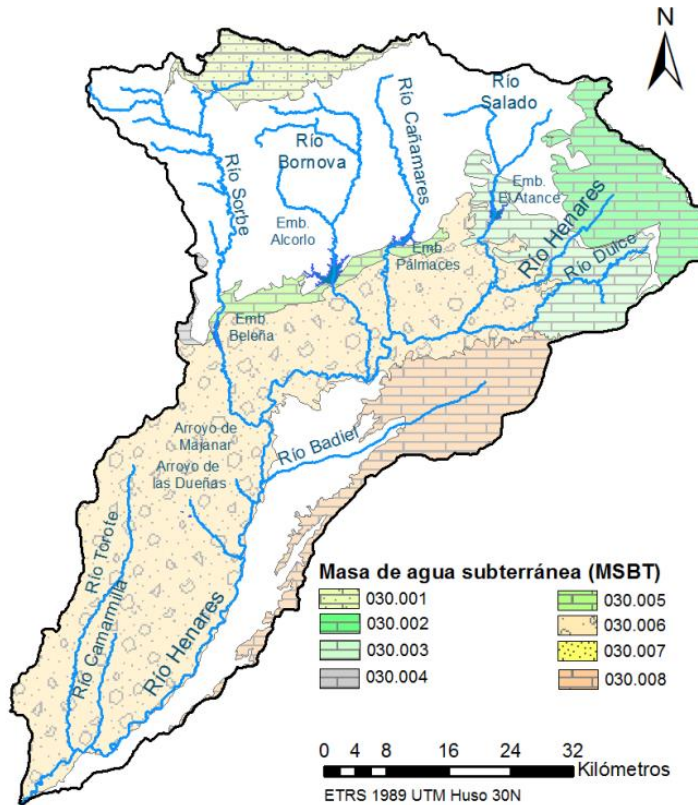


Figura 2. 3. Masas de agua subterráneas (MSBTs) presentes en la cuenca hidrográfica del Henares. Clave: 030.001: Cabecera del Bornova; 030.002: Sigüenza-Maranchón; 030.003: Tajuña-Montes Universales; 030.004: Torrelaguna; 030.005: Jadraque; 030.006: Guadalajara; 030.007: Aluviales: Jarama- Tajuña; 030.008: La Alcarria.

Geomorfología y vegetación de ribera

El relieve actual en la cuenca del Henares es consecuencia de la actividad erosiva (vaciado de la cuenca terciaria) asociada a la red fluvial (Martín-Loeches et al., 2006). Ello ha generado las estructuras o unidades geomorfológicas que sirven como límites o divisoria de aguas y generan diferentes unidades de relieve (Torres et al., 2010). En la cuenca del río Henares se diferencian: la **formación silíceas**, localizada en la parte alta de relieves montañosos con modelados característicos del sistema Central; la **formación calcárea**, situada en la parte alta con modelados característicos del sistema Ibérico; y la **formación arcillosa** de las parte media y baja del valle y campiña del Henares (Benítez-Mora, 2014). En esta última unidad aparecen cinco elementos característicos: i) **los páramos**; ii) **la raña** (gravas y conglomerados rubefactados de permeabilidad baja) que supone la divisoria de aguas del Henares y Jarama; iii) **los sistemas de glaciares**; iv) **las cárcavas**; y v) **las terrazas** de la Campiña del Henares (hasta 20 niveles que culminan en la raña) (Villarroya, 1977; Ibañez et al., 1994;

Martínez-Martínez, 2000; Mangas Morales, 2005; Martín-Loeches et al., 2006; Acaso Deltell et al., 2007; García-Quintana, 2008; Sopeña y Sánchez-Moya, 2008; Blanco et al., 2009).

Como consecuencia de la variabilidad geomorfológica, la vegetación de ribera asociada al cauce del Henares está diferenciada en cuatro categorías: i) *la catena riparia manchega* en el sector bajo del río; ii) *la catena riparia celtibérica* en las zonas altas; iii) *la catena riparia carpetana* del sector medio y bajo asociado a los afluentes del Henares; y iv) *la catena riparia carpetana-supramediterránea superior* en la parte alta de la cuenca (Martínez-Martínez, 2000; Bartolomé et al., 2006; Camargo et al., 2006; Benítez-Mora y Camargo, 2014).

Población y usos del suelo

En la parte alta de Serranía, los núcleos de población están dispersos y presentan densidades de población muy bajas (menos de 5.000 habitantes). En ellos, la actividad económica se basa en la agricultura, manejo de montes y ganadería (CHT, 2007; INE, 2015). En esta zona se concentran las estructuras de embalsamiento de agua con fines agrícolas y/o de consumo, afectando los cauces de los afluentes del río Henares (Salado, Cañamares, Bornova y Sorbe). También aparecen vertidos directos al cauce por la ausencia de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs) (De la Puentes y Camargo, 2006; Blanco et al., 2009; CHT, 2013; Benítez-Mora, 2014).

En el tramo medio del Henares, se produce un incremento poblacional (localidades de más de 12.000 habitantes) así como un cambio en las actividades económicas, que pasan de la agricultura y la ganadería, a actividades industriales, del sector servicios y de almacenamiento y distribución de aguas (De la Puentes y Camargo, 2006; Benítez-Mora, 2014; INE, 2015). No obstante, el cambio más importante ocurre a partir de Guadalajara, en el “Corredor del Henares”, donde aparecen los grandes núcleos de población de intensa actividad industrial, grandes infraestructuras de comunicación y elevados volúmenes de vertidos procedentes de EDARs. En estos tramos, también destaca la presencia de encauzamientos que regulan la ocupación del margen derecho, donde el río tiende a inundar los terrenos y que suponen una modificación de la dinámica fluvial (De la Puentes y Camargo, 2006; Blanco et al., 2009; Fernández et al., 2010; Benítez-Mora, 2014).

2.1.2. Características generales del río Tajuña y su cuenca hidrográfica

El río Tajuña nace a 1.298 m.s.n.m. en la localidad de Clares (Guadalajara), lindando con la provincia de Soria (Figura 2. 1). Desemboca en el Jarama, en la localidad de Titulcia, a 496 m.s.n.m., tras haber recorrido 226 km a lo largo de territorios de las provincias de Guadalajara (Comunidad de Castilla-La Mancha) y Madrid con una disposición nordeste-suroeste. Su cuenca (2.608 Km²) limita al norte con el río Henares a través de la zona de páramos de la Alcarria; al noreste con el sistema Ibérico; y al sur con el río Tajo (Ramos, 1947; CHT, 2007). La altitud media en la cuenca es de 790 m.s.n.m. Las temperaturas oscilan entre los 3,5°C, en invierno, con periodos de heladas prolongados, y los 22,5°C, en verano. La precipitación media es de 653 mm (Blanco et al., 2009; Barbero Barrera et al., 2014).

El cauce del río Tajuña presenta una variación altitudinal de 802 m con una pendiente media de 3,54 ‰ que varía conforme al tramo (3 ‰ en el tramo más alto y 2 ‰ en el resto) (CHT, 2005a, 2007). Según la clasificación de Strahler (1957), se trata de un río de segundo orden y, por tanto, de menor entidad que el Henares debido a que su cauce se encuentra encajado entre los páramos de la Alcarria (divisoria de aguas entre el Henares y el Tajuña) y el río Tajo.

Hidrología e hidrogeología

Al igual que el Henares, el Tajuña posee un régimen pluvio-nival con importante aporte subterráneo que se produce principalmente desde el acuífero de las calizas del páramo de la Alcarria y del acuífero aluvial asociado localizado en la zona próxima a su desembocadura (Ramos, 1947; Almagro-Gorbea y Benito-López, 1993; Martín-Loeches et al., 2006). Su aporte medio al Jarama es de 132 Hm³/año; si bien su caudal está fuertemente regulado por la presencia del embalse de la Tajera (410 ha de extensión, 10 m de profundidad y 68 hm³ de capacidad), de uso eminentemente agrícola (Castañeda-Buendía, 2011). En este caso, la CHT determina un caudal mínimo o ecológico de 0,36 m³/s aguas abajo del embalse (CHT, 2005c, 2005d, 2007; BOE, 2014, 2016). El Tajuña no presenta grandes afluentes, destacando únicamente el río Ungría, por su margen derecha, y el río San Andrés por su margen izquierda, ambos confluyentes en las inmediaciones de la localidad alcarreña de Armuña de Tajuña.

Los cursos fluviales que conforman la red hidrográfica de la cuenca del Tajuña están divididos en un total de **siete** MSPF, **cuatro** de ellas situadas en el cauce principal, incluyendo el embalse. En la cuenca del Tajuña aparecen **dos ecotipos**

(Figura 2. 4; Tabla 2. 3) (CHT, 2005a; BOE, 2016). A diferencia de lo comentado en el río Henares, no existen diferencias respecto a los ecotipos en los que se clasifican las MSPFs de la categoría río, principalmente debido a la homogeneidad respecto a las litologías sobre los que se desarrollan, tanto el cauce principal, como el de sus afluentes (materiales carbonatados de diferente origen que, sobre todo en su tramo medio y bajo, aparecen mezclados con materiales yesíferos) (Figura 2. 4) (Camargo y Gonzalo, 2007; Rasines-Ladero e Iepure, 2016).

Tabla 2. 3. Masas de agua superficial y ecotipos (número de masas de agua superficial asociada a cada uno de ellos) presentes en la subcuenca del río Tajuña diferenciadas por ríos, arroyos, embalses y lagos. Fuente: BOE (2016).

Cauce río / Embalse / Lago	MSPF	Ecotipo (nº MSPF)
Río Tajuña	3	R-T12 (3)
Río Ungría	1	R-T12 (1)
Río San Andrés	1	RT-12 (1)
Barranco del Realto	1	R-T12 (1)
Embalse de la Tajera	1	E-T07 (1)
Total	7	

Abreviaturas: MSPF: Masa superficial. Clave: R-T12: *Ríos de montaña mediterránea calcárea*; E-T07: *Monomítico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15°C pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos*.

En la zona de cabecera del Tajuña, los materiales calcáreos son de origen sedimentario, procedentes del sistema Ibérico con representación del Triásico (facies Buntsandstein, Muschelkalk y Keuper), del Jurásico y del Cretácico, de igual manera que ocurría con la parte nororiental de la cuenca del Henares (Martín-Loeches et al., 2006). En este tramo, el río Tajuña se encuentra también relacionado con las MSBT030.002: *Sigüenza-Maranchón* y MSBT030.003: *Tajuña-Montes Universales* (Figura 2. 5) (Navarro Alvargonzález et al., 1993; CHT, 2005b, 2007; Martín-Loeches y Rebollo, 2008; Corral Hernán y Orío Hernández, 2012).

En los tramos medios y bajos, el Tajuña atraviesa una sucesión de materiales arenosos y calizas terciarias de la serie Páramo con un espesor de 100 m aproximadamente que constituyen el acuífero principal de la unidad que conforma la MSBT030.008: *La Alcarria*. La descarga se produce, mayormente, hacia el cauce del Tajuña a través de acuíferos colgados (Ramos, 1947; Puche Riart, 1987; Navarro Alvargonzález et al., 1993; CHT, 2005b, 2005c, 2007; Martín-Loeches et al., 2006; Corral Hernán y Orío Hernández, 2012). En esta MSBT también se contemplan otros materiales: i) conjunto inferior, de edad Mioceno inferior, formado por la “serie gris” con yesos masivos en bancos karstificados intercalados con margas yesíferas y la “serie blanca” con términos detríticos, margo-calcáreos y evaporíticos; y ii) conjunto superior,

de edad Mioceno superior-Plioceno, compuesto por un tramo detrítico basal sobre el que se sitúan las calizas del páramo (Almagro-Gorbea y Benito-López, 1993; CHT, 2007).

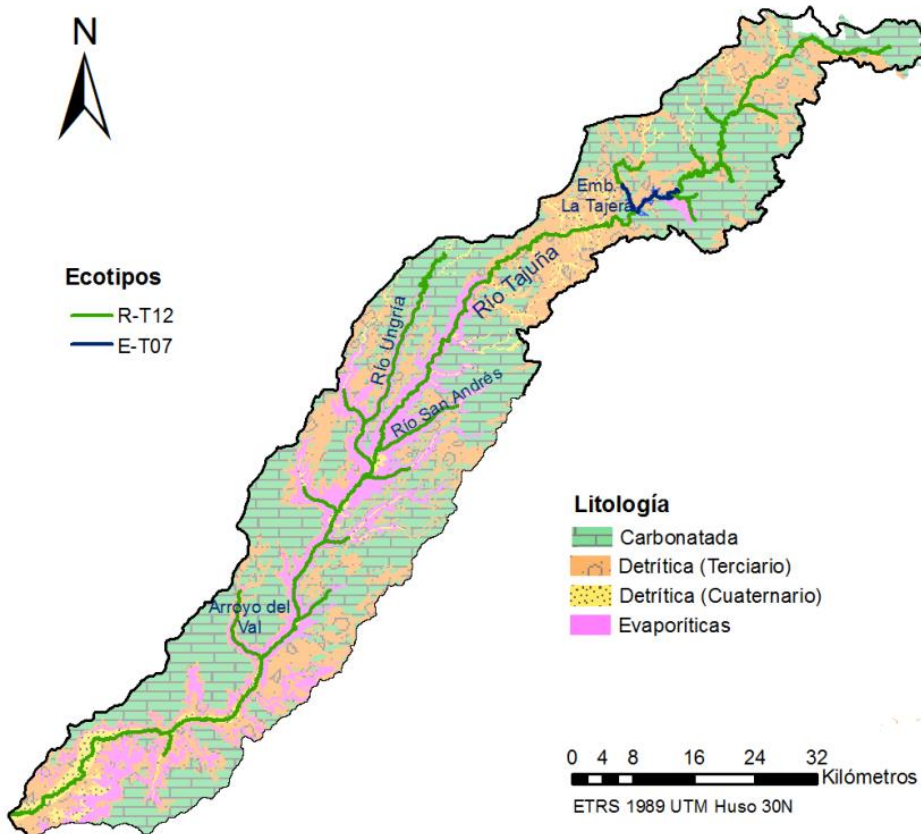


Figura 2. 4. Ecotipos y litologías presentes en la cuenca hidrográfica del Tajuña. Clave: R-T12: *Ríos de montaña mediterránea calcárea*; E-T07: *Monomítico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15°C pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos*.

En la zona de desembocadura, el Tajuña atraviesa materiales cuaternarios asociados a la llanura aluvial del Jarama y del propio Tajuña, en los que aparecen otras unidades acuíferas de menor entidad englobadas en la MSBT030.007: *Aluviales Jarama-Tajuña*, conformados por sedimentos de origen fluvial, eluvial y coluvial (Navarro Alvargonzález et al., 1993; CHT, 2005b, 2005c; Mostaza Colado, 2013).

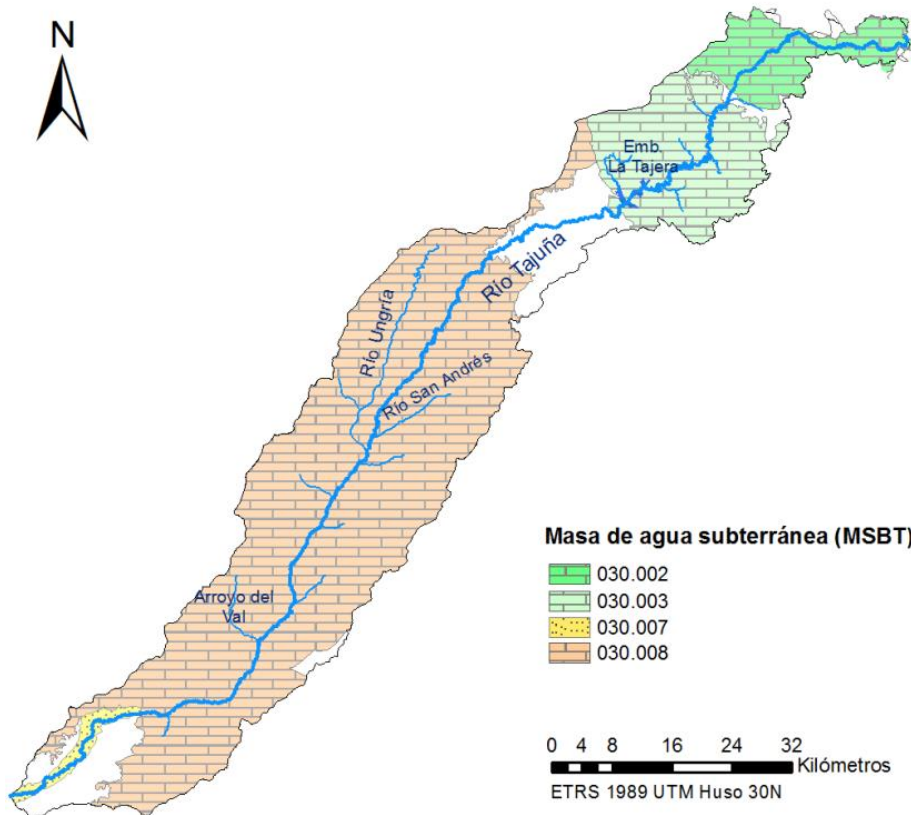


Figura 2. 5. Masas de agua subterránea (MSBT) presentes en la cuenca hidrográfica del Tajuña. Clave: 030.002: *Sigüenza-Maranchón*; 030.003: *Tajuña-Montes Universales*; 030.007: *Aluviales: Jarama- Tajuña*; 030.008: *La Alcarria*.

Geomorfología y vegetación de ribera

Al tratarse de un río de escasa entidad, el Tajuña presenta un valle de poca amplitud. En su tramo superior el cauce es estrecho (2-3 m), sinuoso y encajado en un páramo de carniolas en el que los relieves elevados están separados por valles anchos con fondo plano. A medida que el río avanza en su recorrido, el valle se ensancha con barrancos que se mantienen hasta el embalse de la Tajera (García-Quintana, 2008). En el tramo medio-bajo del Tajuña, su cauce y su valle se ensanchan, sin llegar a superarse, en el caso del valle, los 5-8 km, por estar encajonado entre la zona escarpada de los páramos, en la margen derecha de río, y morfologías de tipo glacis y terrazas aluviales (6 niveles), en la margen izquierda (Almagro-Gorbea y Benito-López, 1993; Camargo et al., 2011; Barbero-Barrera et al., 2014). Hacia su desembocadura, el Tajuña presenta una morfología meandriforme con dolinas aluviales en los escarpes yesíferos que provoca un ahondamiento en su llanura aluvial con subsidencias del

terreno debido a la disolución de los yesos; que unido a un fondo de valle prácticamente plano, favorece la aparición de zonas marginales de inundación y lagunas aisladas (Ramos, 1947; Silva et al., 1988).

La vegetación de ribera en el río Tajuña está representada por la *catena riparia celtibérica* en su tramo superior y medio; mientras que, en su tramo bajo aparece la *catena riparia manchega* (Ramos, 1947; CHT, 2005c, 2005d; Bardaji et al., 2008; Camargo et al., 2011).

Población y usos del suelo

La distribución es heterogénea, con núcleos urbanos que no superan los 20.000 habitantes. Mientras que en la parte alta de la cuenca, estos núcleos son eminentemente rurales; a partir del embalse de la Tajera, las poblaciones incrementan su tamaño, alcanzándose las máximas densidades en la zona próxima a la desembocadura con localidades como Chinchón o Titulcia, que no superan los 6.000 habitantes (INE, 2015).

En la cuenca del Tajuña, los usos del suelo están principalmente destinados a las actividades agrícolas y ganaderas. En la zona de cabecera estas actividades son extensivas y, junto a la presencia de una piscifactoría en la localidad de Anguita (Guadalajara), la canalización de los cauces o el vertido directo de aguas residuales urbanas, suponen las principales amenazas para el cauce y su calidad (CHT, 2005c; Camargo y Gonzalo, 2007; Bardaji et al., 2008; Camargo et al., 2011; Gortazar et al., 2011). A partir del tramo medio, y sobre todo en el tramo bajo, los usos del suelo, salvo por la presencia de pequeñas industrias o actividades relacionadas con la producción de aceites (Loranca de Tajuña, Guadalajara), o vinícola (Chinchón y alrededores, Madrid), están también destinados a la actividad agrícola intensiva. Ésta se intensifica más hacia la zona de la vega del Jarama-Tajuña (zona próxima a la desembocadura del Tajuña). Dichas actividades, especialmente en la zona de vega donde aparecen acuíferos aluviales más someros, producen un aporte de fertilizantes y nitratos hacia las aguas superficiales y subterráneas. Esta afección junto a una mayor densidad de vertidos, EDARs, y presencia de numerosas canalizaciones y represamientos para el riego, suponen las principales amenazas para la calidad del agua y las características hidrogeomorfológicas (sinuosidad) del cauce (Ramos, 1947; Martínez-Bastida et al., 2006; Lozano Gutierrez-Ravé et al., 2007; Martínez-Bastida, 2009; Gortazar et al., 2011).

2.2. Diseño de muestreo

2.2.1. Selección de cauces y puntos de muestreo

La **selección de los cauces** sobre los que realizar las investigaciones acerca del ecotono hiporreico respondió a una serie de premisas previas: i) la litología de los materiales que atraviesan y conforman los lechos de los ríos debían ser calcáreas, por estar correlacionadas con una mayor diversidad de microcrustáceos (Gibert et al., 1994; Danielopol et al., 2000; Gibert y Deharveng, 2002; Mori, 2016); ii) existir presencia de núcleos de población de diferente entidad a lo largo de su recorrido; iii) realizarse diferentes actividades y/o existir diferentes usos del suelo susceptibles de generar impactos (zonas agrícolas, zonas industriales, vertidos, embalses, EDARs, etc.); iv) recibir aguas de diferentes afluentes que pudieran modificar las condiciones físico-químicas y/o granulométricas del canal principal; y v) existir estaciones de aforo y/o de control y seguimiento de calidad de aguas pertenecientes a la CHT. Todas estas premisas son cumplidas por los dos ríos seleccionados, el Henares y el Tajuña. Además, al existir una diferenciación de base entre ambos cauces, al presentar éstos diferente entidad (Henares superior al Tajuña), diferentes usos del suelo (Henares con usos más urbanos e industriales, frente a usos más agrícolas en el Tajuña), y diferentes litologías (el Henares recibe aportes silíceos; mientras que el Tajuña se desarrolla totalmente sobre materiales calcáreos), se permite una comparación entre ambos cauces y las características ambientales asociadas a sus ecotonos hiporreicos.

Puesto que la DMA (DOCE, 2000) establece la masa de agua superficial (MSPF) como unidad básica de gestión hídrica referida a aguas superficiales, la **selección de los puntos de muestreo** se realizó haciendo especial hincapié en una correcta distribución de los mismos que garantizase, en la medida de lo posible, el muestreo de la totalidad del cauce y de todas las MSPF de la categoría “río” presentes en ellos; contemplando a la vez diferentes tramos (alto, medio y bajo) en los que tradicionalmente se han dividido los sistemas fluviales. Así pues se seleccionaron un total de **20 puntos de muestreo** distribuidos a lo largo del cauce del Henares (9 puntos) y del Tajuña (11 puntos).

Los muestreos se realizaron con carácter estacional, comprendiendo un año completo (2012). En total se realizaron **cinco campañas** de campo: C1: febrero 2012; C2: mayo 2012; C3: septiembre 2012; S4: diciembre 2012; y S5: febrero 2013. Adicionalmente, se han realizado investigaciones relacionadas con las técnicas geofísicas de resistividad eléctrica, que se llevaron a cabo durante dos campañas

adicionales (Junio 2013 y Abril 2014), contemplando dos periodos totalmente diferenciados respecto al régimen hídrico (seco frente a húmedo, respectivamente) en dos puntos (uno en el Henares, localizado en el la localidad de Heras de Ayuso, Guadalajara), y otro en el Tajuña, situado en la localidad de Romancos, Guadalajara) (Ver epígrafe 2.3.1.). El muestreo realizado se clasifica como estratificado (masas de agua superficial) y sistemático (distancias mínimas de 2 km entre puntos y de 1,5 m entre réplicas dentro de cada sitio de muestreo seleccionado) (Arriaza Balmón, 2006). Con este muestreo se pretende realizar una caracterización a distintas escalas espaciales y temporal del ambiente hiporreico asociado a los ríos Henares y Tajuña (Figura 2. 6).

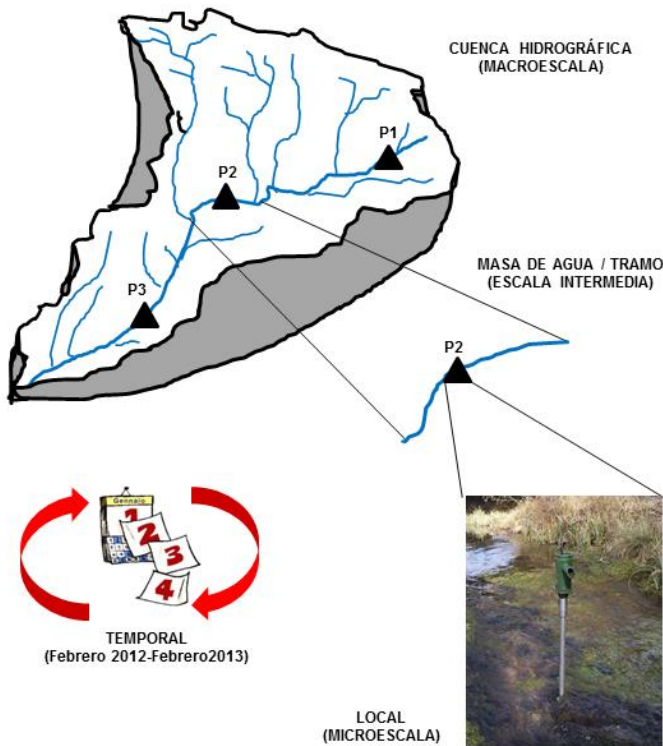


Figura 2. 6. Diagrama representativo de las escalas espaciales y temporales utilizadas en los estudios correspondientes a la *Tesis*.

2.2.2. Caracterización de los puntos de muestreo

Puntos del río Henares

A lo largo del cauce del río Henares se han seleccionado un total de **9 puntos de muestreo** (Figura 2. 7; Figura 2. 8; Tabla 2. 4). En los Anexos 2.5.1., se presentan, a modo de ficha, las principales características de cada uno de ellos. A

pesar de haber intentado el muestreo sobre todas las MSPF asociadas al cauce principal, la MSPF0309021: *Río Henares desde Río Salado hasta el Arroyo de la Vega*, situada entre el punto de muestreo H1 y H2; y las MSPF0307010: *Río Henares desde Río Cañamares hasta Río Bornova*, MSPF0306010: *Río Henares desde Río Bornova hasta Río Sorbe*, y MSPF0305010: *Río Henares desde Río Sorbe hasta Canal de Henares*, situadas entre H2 y H3, no pudieron ser muestreadas por la imposibilidad de encontrar accesos o por la dureza del lecho del río que hicieron imposible el muestreo de la zona hiporreica mediante el método seleccionado.

H1: Sigüenza (Guadalajara) y H2: Jadraque (Guadalajara). Estos puntos se localizan en el tramo más alto del Henares, El punto H1 presenta materiales carbonatados con permeabilidad elevada; si bien, el cauce, presenta sedimentos con características detríticas y permeabilidades más bajas. El punto H2 se localiza antes de la confluencia con el río Cañamares. Litológicamente los materiales que conforman el lecho del río son cuaternarios (detríticos) con permeabilidad elevada, rodeada de materiales carbonatados y evaporíticos. En este punto el cauce presenta un pequeño represamiento que produce un descenso en la velocidad del agua circulante, un aumento en la altura de la lámina de agua y procesos de sedimentación (Figura 2. 7a,b).

H3: Heras de Ayuso (Guadalajara). Este punto, inmerso en el tramo medio del Henares, se encuentra bajo la influencia de las descargas procedentes de los ríos Sorbe y Bornova, más silíceos, que podrían suponer una modificación de las características ambientales, respecto a los dos puntos anteriores. El lecho del río es más pedregoso con materiales del Cuaternario, de permeabilidad elevada, rodeadas de materiales detríticos. La altura de la lámina de agua es variable a lo largo del año, debido a las sueltas que se producen desde los embalses situados en sus afluentes. Este punto es especialmente relevante por la presencia, en el margen izquierdo, de una gravera en explotación, que sirve como punto de estudio de los posibles efectos que las actividades extractivas pudieran generar sobre el cauce, el ecotono hiporreico asociado, y por ende las condiciones ambientales del mismo; seleccionándose además para llevar a cabo las investigaciones relacionadas con las técnicas geofísicas de resistividad eléctrica. A partir de este punto, los núcleos de población comienzan a incrementar su tamaño, además de intensificarse las actividades agrícolas, apareciendo derivaciones del cauce principal (canal del Henares) aguas abajo del punto, y los vertidos al cauce desde las EDARs (Figura 2. 7c).

H4: Fontanar y H5: Guadalajara (Guadalajara). Estos puntos, también en el tramo medio del Henares, se encuentra aún bajo la influencia de aguas y sedimentos silíceos procedentes del río Sorbe. La composición del lecho del río y los materiales que lo rodean es bastante similar a los comentados respecto al punto H3. Estos puntos se caracterizan por localizarse en zonas con usos del suelo más urbano e industrial, especialmente a partir del punto H5, donde comienza el denominado eje del corredor del Henares, en el que se concentran un gran número de industrias, infraestructuras y grandes núcleos de población, si bien continúa existiendo actividades agrícolas intensivas. Además también aparece una mayor densidad de EDARs y de vertidos al cauce del río (Figura 2. 7d,e).

H6: Alovera (Guadalajara) y H7: Los Santos de la Humosa (Madrid). Ambos puntos se enmarcan en el tramo bajo del río Henares donde su cauce comienza a ensancharse. El lecho del río se compone principalmente de materiales cuaternarios de permeabilidad elevada. En ambos puntos se mantiene el incremento respecto al número de vertidos y de EDARs (Figura 2. 7f,g).

H8: Alcalá de Henares – Torrejón de Ardoz (Madrid). Este punto se localiza aguas abajo de la EDAR de Alcalá de Henares, y aguas abajo de la confluencia del Torote con el Henares. El cauce en este tramo presenta una morfología meandriforme con abundancia de restos orgánicos y residuos. La litología del cauce se mantiene similar a la comentada para el punto H7 y los usos del suelo de alrededor son eminentemente agrícolas; si bien, se encuentra influenciado e impactado por los núcleos urbanos de Alcalá de Henares y el vertido de aguas depuradas procedentes de la EDAR de dicha localidad, así como por las aguas recibidas del Torote y, en menor medida, por el Río Camarmilla (Figura 2. 7h).

H9: Mejorada del Campo (Madrid). Se trata del punto más próximo a la desembocadura del Henares hacia el Jarama, donde el cauce del río se ensancha y bifurca creando islas. El lecho del río, pese a presentar una litología similar a la comentada para los puntos inmediatamente anteriores, es más fangoso. Los usos del suelo en esta zona son más agrícolas, aunque sigue influenciado por los vertidos procedentes de las EDARs situadas aguas arriba. Todo ello hace que este último tramo (H8 y H9) sea el peor conservado de todos (Figura 2. 7i).



(Continúa en la siguiente página)



Figura 2. 7. Fotografías de los puntos seleccionados para las investigaciones relacionadas con la Tesis a lo largo del cauce del río Henares. a) Sigüenza (Guadalajara); b) Jadraque (Guadalajara); c) Heras de Ayuso (Gudalajara); d) Fontanar (Guadalajara); e) Guadalajara; f) Alovera (Guadalajara); g) Los Santos de la Humosa (Madrid); h) Alcalá de Henares (Madrid); i) Mejorada del Campo (Madrid).

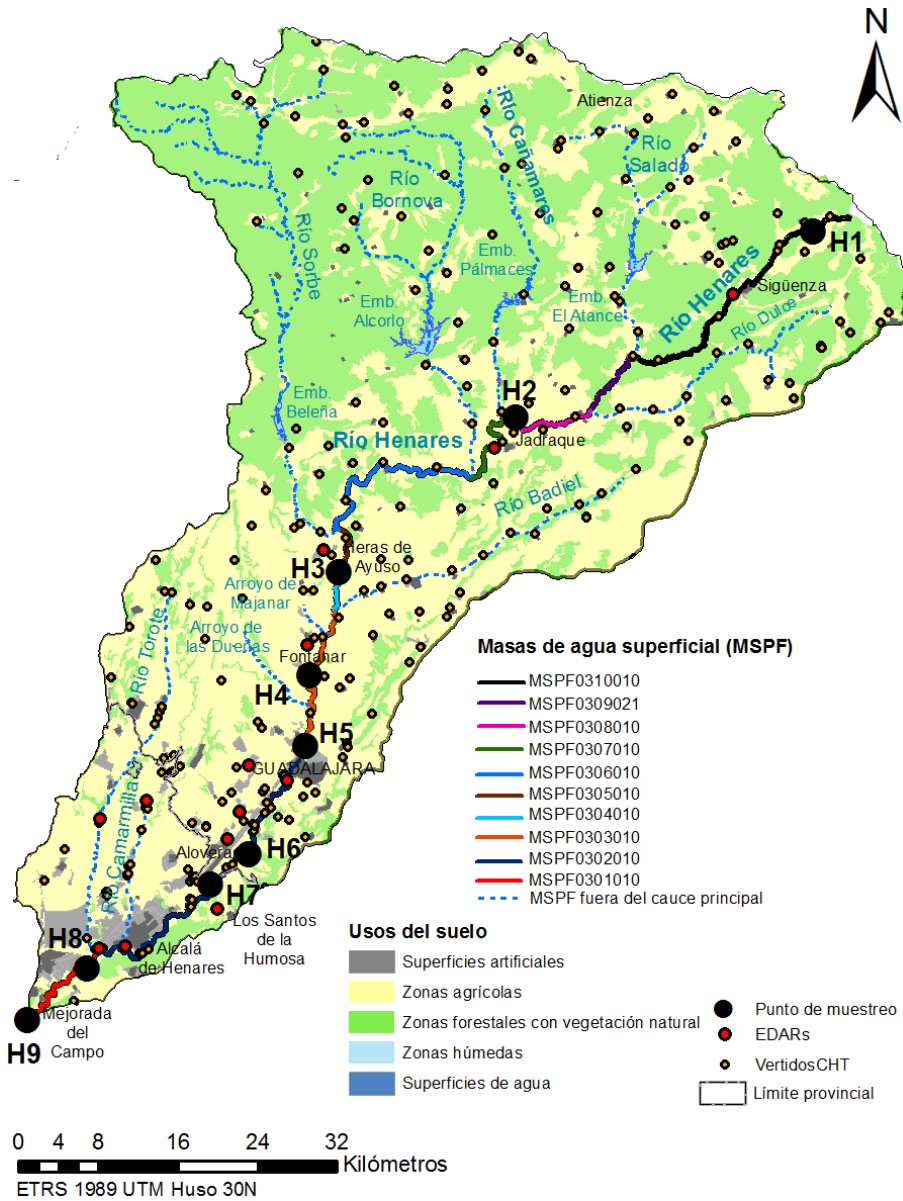


Figura 2. 8. Localización de los puntos de muestreo seleccionados a lo largo del cauce del río Henares y su relación con las masas de agua superficiales, usos del suelo e impactos. Clave: MSPF0310010: R. Henares hasta confluencia con R. Salado; MSPF0309021: Río Henares desde Río Salado hasta el Arroyo de la Vega; MSPF0308010: R. Henares desde A. de la Vega hasta R. Cañamares; MSPF0307010: R. Henares desde R. Cañamares hasta R. Bornova; MSPF0306010: R. Henares desde R. Bornova hasta R. Sorbe; MSPF0305010: R. Henares desde R. Sorbe hasta Canal de Henares; MSPF0304010: R. Henares desde canal del Henares hasta R. Badiel; MSPF0303010: R. Henares desde R. Badiel hasta A. del Sotillo; MSPF0302010: R. Henares desde A. del Sotillo hasta R. Torote; MSPF0301010: R. Henares desde R. Torote hasta R. Jarama.

Tabla 2. 4. Principales características de los puntos de muestreo seleccionados a lo largo del curso fluvial del río Henares.

Punto de muestreo				Masa de agua superficial (MSPF)				Masa de agua subterránea (MSBT)				
Código y nombre	X _{UTM}	Y _{UTM}	Altitud (m.s.n.m.)	Código CHT	Nombre	Ecotipo	Litología	Código	Nombre	Litología	Actividades (impactos)	
H1: Sigüenza	536.743	4.551.802	1.033	MSPF0310010	R. Henares hasta confluencia con R. Salado	R-T12	Carb.	MSBT030.002	Sigüenza-Maranchón	Carbonatado (Jurásico) y arenas (Triásico)	Agricultura, vertidos directos	
H2: Jadraque	506.873	4.533.371	802	MSPF0308010	R. Henares desde A. de la Vega hasta R. Cañamares	R-T12	Carb.	MSBT030.006	Guadalajara	Detrítico y Carbonatado	Agricultura, vertidos directos	
H3: Heras de Ayuso	489.211	4.518.039	691	MSPF0304010	R. Henares desde canal de Henares hasta R. Badiel	R-T16	Sil./Carb.	MSBT030.006	Guadalajara	Detrítico y Carbonatado	Agricultura, gravera	
H4: Fontanar	486.203	4.507.677	651	MSPF0303010	R. Henares desde R. Badiel hasta A. del Sotillo	R-T16	Sil./Carb.	MSBT030.006	Guadalajara	Detrítico y Carbonatado	Agricultura, vertidos EDAR	
H5: Guadalajara	483.552	4.496.957	642	MSPF0303010	R. Henares desde R. Badiel hasta A. del Sotillo	R-T16	Carb.	MSBT030.006	Guadalajara	Detrítico y Carbonatado	Vertidos EDAR, encauzamientos	
H6: Alovera	480.141	4.489.757	620	MSPF0302010	R. Henares desde A. del Sotillo hasta R. Torote	R-T16	Carb./Sul.	MSBT030.006	Guadalajara	Detrítico y Carbonatado	Agricultura, Vertidos EDAR	
H7: Los Santos de la Humosa	476.254	4.486.630	601	MSPF0302010	R. Henares desde A. del Sotillo hasta R. Torote	R-T16	Carb./Sul.	MSBT030.006	Guadalajara	Detrítico y Carbonatado	Vertidos EDAR	
H8: Alcalá de Henares	463.706	4.478.084	575	MSPF0301010	R. Henares desde R. Torote hasta R. Jarama	R-T16	Carb./Sul.	MSBT030.006	Guadalajara	Detrítico y Carbonatado	Vertidos EDAR, encauzamientos	
H9: Mejorada del Campo	458.514	4.473.721	551	MSPF0301010	R. Henares desde R. Torote hasta R. Jarama	R-T16	Carb./Sul.	MSBT030.007	Aluviales Jarama-Tajuña	Detrítico (Cuaternario)	Vertidos EDAR	

Abreviaturas: Carb. = carbonatada; Sil. Silicea; Sul. = sulfatada. Códigos ecotipo: R-T12: *Ríos de montaña mediterránea calcárea*. R-T16: *Ríos mediterráneos muy mineralizados*.

Puntos del río Tajuña

A lo largo del cauce del río Tajuña se han seleccionado un total de **11 puntos de muestreo** (Figura 2. 9; Figura 2. 10; Tabla 2. 5). En los Anexos 2.5.2., se presentan, a modo de ficha, las principales características de cada uno de ellos.

T1: Luzón (Guadalajara); T2: Peña horadada, Luzón (Guadalajara); T3: Luzaga y T4: Abanades (Guadalajara). Estos puntos se asocian al tramo alto del Tajuña y se localizan antes del embalse de la Tajera. Todos ellos, pero especialmente T1 y T2, representan los puntos menos antropizados de la cuenca del Tajuña. T2 se caracteriza por presentar un periodo de desecación, lo que produjo que durante las campañas de septiembre y diciembre de 2012 no se pudiera realizar el muestreo. La litología del lecho del río en T1 y T2 es carbonatada y permeabilidad elevada; mientras que T3 y T4, el lecho del río se desarrolla sobre materiales cuaternarios con permeabilidad elevada. Respecto a los impactos, cabe destacar la presencia de canalizaciones en T3; así como la presencia de un truchero con vertidos directos al río, en la localidad de Anguita (entre T2 y T3) (Figura 2. 10a,b,c,d).

Entre los puntos T4 y T5 aparece el embalse de la Tajera, que supone la mayor afección en el cauce del Tajuña por afectar notablemente al régimen hidrológico del cauce aguas abajo, actuar como barrera para la dispersión de las especies, fundamente piscícolas, y por favorecer la retención de sedimentos e interrumpir la continuidad del curso fluvial (Kondolf, 1997; Hernández Fernández, 2002; Lautz et al., 2006; Castañeda-Buendía, 2011).

T5: Masegoso de Tajuña y T6: Romancos (Guadalajara). Ambos puntos se sitúan en el tramo medio del río Tajuña. En ellos se observa un cambio respecto a la litología, especialmente a partir del punto T6, en el que aparecen materiales evaporíticos (yesos). No obstante, el lecho del río se compone de materiales cuaternarios con permeabilidad elevada. Los principales impactos derivan del propio embalse, así como de una mayor abundancia de vertidos y EDARs, unido a una intensificación de la actividad agrícola. El punto T6, por su fácil acceso, fue el seleccionado para realizar las investigaciones realizadas mediante las técnicas de ERT. (Figura 2. 10e,g).

T7: Armuña de Tajuña y T8: Loranca de Tajuña (Guadalajara). Situados aguas abajo del punto en el que el río Ungría vierte sus aguas hacia el río Tajuña, presentan unas características litológicas con presencia de yesos, aunque los materiales que conforman el lecho del río son materiales detríticos del Cuaternario y

granulometrías más gruesas. Los usos del suelo son eminentemente agrícolas con pequeñas zonas forestales de vegetación natural (Figura 2. 10f,h).

T9: Orusco de Tajuña (Madrid). Este punto, ya inmerso en territorios de la Comunidad de Madrid, supone el inicio del tramo bajo del río Tajuña. Litológicamente, el río se desarrolla sobre materiales cuaternarios suprayacentes a materiales carbonatados y yesíferos. En este punto el cauce presenta unas características fangosas, probablemente debido a una menor pendiente (inferior a 2‰), que favorece la sedimentación. A partir de este punto, los núcleos de población aumentan en tamaño, así como lo hacen el número de vertidos directos y procedentes de EDARs (Figura 2. 10i)

T10: Chinchón y T11: Titulcia (Madrid). Estos puntos son los más próximos a la desembocadura y se caracterizan por presentar unas litologías con mayor presencia de materiales yesíferos. En T10, el río se encuentra represado, tomándose la muestra en la orilla del mismo por aparecer una altura de lámina de agua elevada. En T11, el cauce es estrecho y con lecho pedregoso, a consecuencia del gran número de derivaciones y represamientos aguas arriba del mismo (Figura 2. 10j,k).

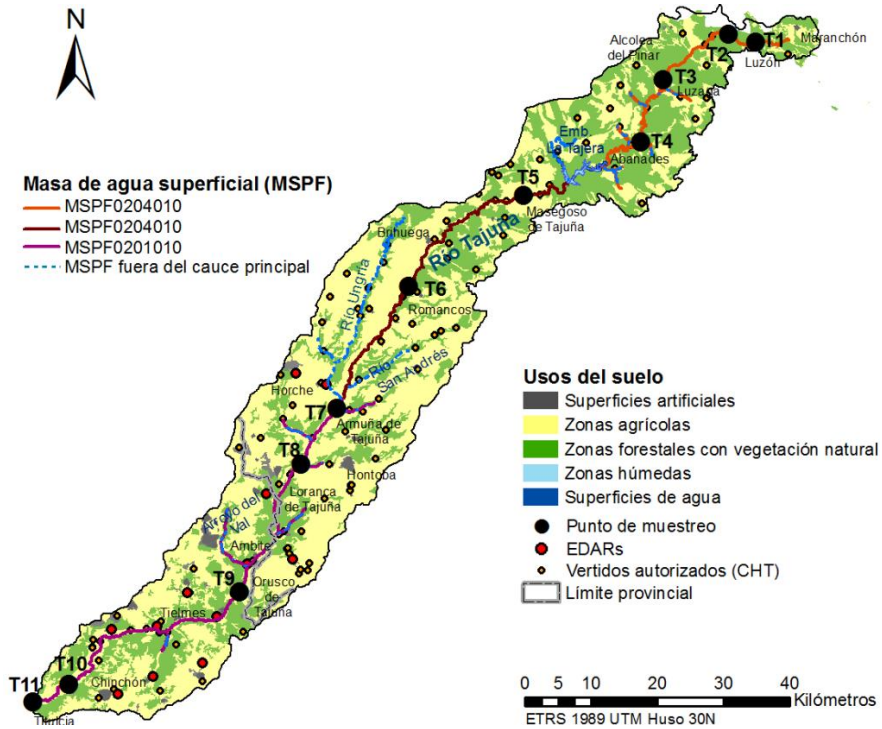


Figura 2. 9. Localización de los puntos de muestreo seleccionados a lo largo del cauce del río Tajuña y su relación con las masas de agua superficiales, usos del suelo e impactos. Clave: MSPF0204010: Río Tajuña hasta E. de la Tajera; MSPF0202011: Río Tajuña desde E. Tajera hasta Río Ungría; MSPF0201010: Río Tajuña desde Río Ungría hasta Río Jarama.

Tabla 2. 5. Principales características de los puntos de muestreo seleccionados a lo largo del curso fluvial del río Tajuña.

Punto de muestreo				Masa de agua superficial (MSPF)				Masa de agua subterránea (MSBT)			
Código y nombre	X _{UTM}	Y _{UTM}	Altitud (m.s.n.m.)	Código.	Nombre	Ecotipo	Litología	Código	Nombre	Litología	Actividades (Impactos)
T1:Luzón	560.737	4.542.203	1.177	MSPF0204010	R. Tajuña hasta E. de la Tajera	R-T12	Carb.	MSBT030.002	Sigüenza-Maranchón	Carbonatado (Jurásico) y arenas (Triásico)	Agricultura, ganadería, vertidos directos
T2: Peña horadada	556.615	4.543.428	1.165	MSPF0204010	R. Tajuña hasta E. de la Tajera	R-T12	Carb.	MSBT030.002	Sigüenza-Maranchón	Carbonatado (Jurásico) y arenas (Triásico)	Agricultura, ganadería, vertidos directos
T3: Luzaga	546.923	4.536.508	1.069	MSPF0204010	R. Tajuña hasta E. de la Tajera	R-T12	Carb.	MSBT030.002	Sigüenza-Maranchón	Carbonatado (Jurásico) y arenas (Triásico)	Agricultura, ganadería, vertidos directos, canalización
T4: Abanades	543.314	4.527.080	1.040	MSPF0204010	R. Tajuña hasta E. de la Tajera	R-T12	Carb.	MSBT030.003	Tajuña-Montes Universales	Carbonatado (Jurásico-Cretácico)	Agricultura, ganadería, vertidos directos
T5: Masegoso de Tajuña	525.538	4.518.993	875	MSPF0202011	R. Tajuña desde E. Tajera hasta R. Ungría	R-T12	Carb.	MSBT030.003	Tajuña-Montes Universales	Carbonatado (Jurásico-Cretácico)	Embalsamiento, vertidos directos
T6: Romancos	508.237	4.505.244	783	MSPF0202011	R. Tajuña desde E. Tajera hasta R. Ungría	R-T12	Carb./Sul.	MSBT030.008	La Alcarria	Carbonatado (calizas páramo)	Vertidos directos
T7: Armuña de Tajuña	497.350	4.486.827	703	MSPF0201010	R. Tajuña desde R. Ungría hasta R. Jarama	R-T12	Carb./Sul.	MSBT030.008	La Alcarria	Carbonatado (calizas páramo)	Agricultura, vertidos directos
T8: Loranca de Tajuña	491.890	4.478.334	668	MSPF0201010	R. Tajuña desde R. Ungría hasta R. Jarama	R-T12	Carb./Sul.	MSBT030.008	La Alcarria	Carbonatado (calizas páramo)	Agricultura, vertidos directos
T9: Orusco	482.575	4.458.990	612	MSPF0201010	R. Tajuña desde R. Ungría hasta R. Jarama	R-T12	Carb./Sul.	MSBT030.008	La Alcarria	Carbonatado (calizas páramo)	Agricultura, vertidos EDAR
T10: Chichón	456.770	4.445.061	517	MSPF0201010	R. Tajuña desde R. Ungría hasta R. Jarama	R-T12	Carb./Sul.	MSBT030.007	Aluviales Jarama-Tajuña	Detrítico (Cuaternario)	Agricultura, vertidos EDAR, represamiento
T11: Titulcia	451.320	4.442.448	501	MSPF0201010	R. Tajuña desde R. Ungría hasta R. Jarama	R-T12	Carb./Sul.	MSBT030.007	Aluviales Jarama-Tajuña	Detrítico (Cuaternario)	Agricultura, vertidos EDAR

Abreviaturas: Carb. = carbonatada; Sul. = sulfatada. Códigos ecotipo: R-T12: *Ríos de montaña mediterránea calcárea*.



(Continúa en la siguiente página)



Figura 2. 10. Fotografías de los puntos seleccionados para las investigaciones relacionadas con la *Tesis* a lo largo del cauce del río Tajuña: a) Luzón (Guadalajara); b) Peña horadada, Luzón (Guadalajara); c) Luzaga (Guadalajara); d) Abanades (Guadalajara); e) Masegoso de Tajuña (Guadalajara); f) Armuña de Tajuña (Guadalajra); g) Romancos (Guadalajara); h) Loranca de Tajuña (Guadalajara); i) Orusco de Tajuña (Madrid); j) Chinchón (Madrid), represamiento formando una laguna; k) Titulcia (Madrid).

2.2.3. Variables ambientales estudiadas

El presente estudio se centra sobre aquellas características ambientales (abióticas) que contribuyen en mayor medida a la distribución y/o presencia del componente biótico asociado al ecotono hiporreico. Dichas características son, principalmente: **i) la composición litológica y granulométrica de los sedimentos** que constituyen en hábitat hiporreico; **ii) la calidad de las aguas**; **iii) los intercambios hidráulicos entre la superficie y el ambiente subsuperficial**; **iv) las interacciones biológicas**; y **v) los impactos antrópicos o naturales** que modifican todas las anteriores (Ward y Palmer, 1994; Fraser et al., 1996; Descloux et al., 2014).

Así pues, para el desarrollo de las investigaciones de la presente *Tesis* se han seleccionado un total de **44 variables ambientales** (40 abióticas y 4 bióticas) que fueron clasificadas según se muestra en la Tabla 2. 6, en **variables geográficas** (1 variable); **físico-químicas** (27 parámetros); **sedimentológicas** (6 variables, incluyendo en ellas el contenido de materia orgánica en los sedimentos); **biológicas** (4 variables); e índices relacionados con la estimación del **estado ecológico** de las MSPFs, en relación a la directiva marco del agua, DMA (4 variables).

Tabla 2. 6. Variables ambientales (abióticas y bióticas) estudiadas en cada uno de los puntos de muestreo seleccionados, clasificadas por su tipología.

Tipo de variables	Nombre	Símbolo	Nombre	Símbolo
Geográficas	Altitud (m.s.n.m.)	Alt.	-	-
Físico-químicas	Temperatura (°C)	T	Ion cloruro (mg/L)	Cl ⁻
	Conductividad (μS/cm)	CE	Nitrito (mg/L)	NO ₂ ⁻
	pH	pH	Nitrato (mg/L)	NO ₃ ⁻
	Oxígeno disuelto (mg/L)	OD	Fosfato (mg/L)	PO ₄ ³⁻
	Sólidos en suspensión totales (mg/L)	SST	Sulfato (mg/L)	SO ₄ ²⁻
	Carbono orgánico no purgable (mg/L)	NPOC	Carbonato (mg/L)	CO ₃ ²⁻
	Carbono orgánico total (mg/L)	COT	Bicarbonato (mg/L)	HCO ₃ ⁻
	Carbono total (mg/L)	CT	Ion litio (mg/L)	Li ⁺
	Carbono Inorgánico (mg/L)	CI	Ion sodio (mg/L)	Na ⁺
	Demanda biológica de oxígeno (mg/L)	DBO ₅	Ion potasio (mg/L)	K ⁺
	Demanda química de oxígeno (mg/L)	DQO	Ion amonio (mg/L)	NH ₄ ⁺
	Dureza (mgCaCO ₃ /L)	Dure	Ion magnesio (mg/L)	Mg ²⁺
	Alcalinidad (mg/L)	Alca	Ion calcio (mg/L)	Ca ²⁺
	Ion fluoruro (mg/L)	F ⁻	-	-
Sedimentológicas	Contenido en arenas muy gruesas (%)	< 1 mm	Contenido en arenas finas (%)	0,125 – 0,25 mm
	Contenido en arenas gruesas (%)	0,5 – 1 mm	Contenido en arenas muy finas (%)	0,063 – 0,125 mm
	Contenido en arenas medias (%)	0,25 – 0,5 mm	Contenido en materia orgánica (%)	MOFP
Biológicas	Abundancia	-	Riqueza de especies	S
	Índice de diversidad Shannon-Wiener	H'	Ratio especies estigobiontes /no estigobiontes	Sb/nSb
Estado ecológico (EcoQ)	<i>Iberian Biomonitoring Working Party</i>	IBMWP	Índice de bosque de ribera	QBR
	Índice simplificado de calidad de aguas	ISQA	Estado ecológico	EcoQ

2.3. Descripción de los trabajos y análisis realizados

2.3.1. Trabajos de campo

En cada uno de los puntos se establecían las coordenadas geográficas (UTM) y altitud mediante un dispositivo GPS (Garmin GPS 76). *In situ*, se realizaban mediciones, por triplicado, de temperatura (°C), pH, conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y oxígeno disuelto (mg/L) mediante sondas portátiles (Digi-Thermo, OREGON; PH-25, CRISON; CM 35, CRISON; y Oxi 45P, CRISON, respectivamente) en agua superficial (río). Seguidamente se tomaba una muestra de 1 L de agua para el análisis físico-químico en los laboratorios del Instituto iMdea-agua.

El muestreo de la zona hiporreica se realizaba siguiendo la metodología estándar aplicada en el proyecto PASCALIS (*Protocols for ASsessment and Conservation of Aquatic Life in Subsurface*) (Malard et al., 2004), mediante el método semicuantitativo Bou-Rouch, utilizando una bomba manual (Bou y Rouch, 1967; Fraser y Williams, 1997; Boulton et al., 2004; Dole-Olivier et al., 2014). Para ello, en cada sitio de muestreo se seleccionaban 2 puntos (réplicas denominadas como “HZA” y “HZB”, respectivamente) situados en la zona central del cauce, distanciados entre ellos 1,5 m, tal (Figura 2. 11). En cada uno de ellos, por succión, se bombeaban 12 L de muestra hiporreica (mezcla de agua, sedimento y material biológico).

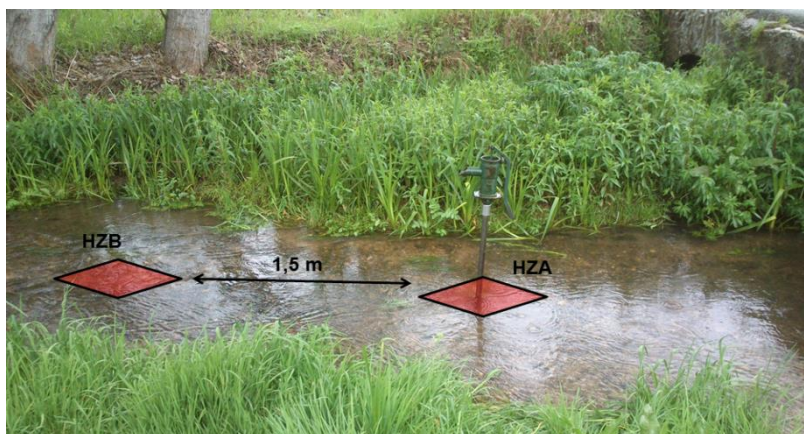


Figura 2. 11. Disposición de los puntos (réplicas HZA y HZB) para la obtención de muestra de la zona hiporreica en cada uno de los puntos de muestreo seleccionado. Foto correspondiente al punto T1: Luzón (Guadalajara).

El aparataje utilizado para la toma de muestra se presenta en la Figura 2. 12. Éste consta de una bomba manual y de dos tuberías de 120 cm de longitud y 3,1 cm de diámetro. La tubería toma muestras, terminada en punta y con unos orificios (abertura de 0,5 cm) en la parte más distal, era introducida hasta una profundidad de 20-30 cm en el lecho del río mediante la utilización de un martillo deslizante y una tubería guía.



Figura 2. 12. Bomba y aparataje utilizados para el muestreo de la zona hiporreica: a) martillo; b) tubería guía deslizante para el martillo; c) bomba manual Bou-Rouch; d) adaptador tubería martillo-tubería toma muestra; e) tubería toma muestra con agujeros ($\varnothing = 0,5$ cm) en la parte distal para la toma de muestra.

Una vez tomada, la muestra se filtraba a través de una red de 63 μm de luz de malla que aseguraba la retención de los organismos de interés (meiofauna, con tamaño comprendido entre 0,5 mm y 0,040 mm) (Palmer et al., 2007). La porción de muestra retenida, se introducía en botes y se preservaba con etanol [CAS: 64-17-5] al 70 % (1:3) hasta su análisis en el laboratorio (ver Figura 2. 13). En cada uno de los puntos (réplicas HZA y HZB) se tomaba 1L de agua adicional para el análisis *in situ* del pH, temperatura, conductividad y oxígeno disuelto; seleccionándose y conservándose una única muestra de ellas, coincidiendo con la de mayor profundidad de captación, por considerarse la más representativa del medio hiporreico.

Además, en cada sitio se realizaba un muestreo de la fauna macrobentónica, con el fin de permitir la estimación del índice biológicos de calidad ecológica *Iberian Biomonitoring Working Party* (IBMWP) de Alba-Tercedor et al. (2002), y el estado ecológico (EcoQ) de las MSPF para relacionarlo con las características medidas en el ambiente hiporreico. Para ello, se realizaba un muestreo sobre diferentes sustratos (rocas, vegetación acuática y sedimento bentónico) siguiendo la metodología estandarizada del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA, 2013) y métodos de uso extendido como el “*Kicking net*” o el raspado-

lavado de rocas y material vegetal mediante el uso de redes y tamices de 500µm (Moog, 2005; Rasines-Ladero, 2011). Estas muestras también se preservaban con etanol al 70% (1:3) hasta su análisis en el laboratorio.

Todas las muestras fueron codificadas y etiquetadas siguiendo la siguiente metodología: letra inicial, en mayúscula, del río estudiado (“H” para el Henares; “T” para el Tajuña), seguido de un número que hace referencia al orden del sitio en cuestión (1 a 9 en Henares; 1 a 11 en Tajuña). Separado por un guion, se introducía otro número correspondiente a la campaña de muestreo (1 a 5). Seguidamente se indicaba el tipo de muestra: “WC-RIO” (muestra de agua superficial para su análisis químico); “WC-HZ” (muestra de agua hiporreica para análisis químico); “Fauna” (muestra biológica); “macroinv.” (fauna macrobentónica); seguido de la procedencia de la misma “HZA” o “HZB” (réplica). Así pues, a modo de ejemplo, el código “H1 - 5 Fauna HZA” indicaría que se trata de una muestra procedente de la primera réplica hiporreica de sedimento y fauna obtenida en el punto H1 del Henares (Sigüenza) durante la quinta campaña (Febrero 2013).



Figura 2. 13. Proceso secuencial de los trabajos realizados para la obtención de la muestra hiporreica: a) bombeo de la zona hiporreica para la obtención de la muestra; b) filtrado por la red de 63 µm de la muestra; c) conservación de la muestra con etanol al 70%.

De forma complementaria se realizaron trabajos de caracterización geofísica de la zona hiporreica asociada a **dos** de los 20 puntos contemplados, correspondientes a los localizados en Heras de Ayuso (Guadalajara), relacionado con el cauce del Henares; y al punto situado en la localidad de Romancos (Guadalajara), asociado al cauce del Tajuña. Para ello se recurrió al uso de la técnica de Tomografía de Resistividad Eléctrica, ERT (según las siglas en inglés de *Electrical Resistivity Tomography*) para determinar la estructura interna del ambiente hiporreico y el grado de conexión hidrológica entre el río y el acuífero aluvial (Reynolds, 1997; Loke, 2000). Para ello se insertaban 48 electrodos de metal separados 1 m uno de otro, a lo largo de un transecto de 47 m que atravesaba el cauce del río (Figura 2. 14). La obtención de

los datos de resistividad se realizaba siguiendo una configuración Werner-Schlumberger, óptima respecto a la penetración y resolución (Bernard, 2003).



Figura 2. 14. Disposición de los electrodos a lo largo del perfil transversal al cauce del río para el estudio de resistividad eléctrica mediante la técnica ERT. Foto correspondiente al punto T6: Romancos (Guadalajara).

2.3.2. Trabajos de laboratorio

Análisis físico-químicos de las aguas

El análisis de los 27 parámetros físico-químicos fueron llevados a cabo, a excepción de aquellos realizados *in situ*, por el personal técnico del instituto iMdea-agua. Se analizaron un total de 200 muestras siguiendo las metodologías recogidas en el libro “*Standard Methods for the examination of water and wastewater*” de (Eaton et al., 2005). En la Tabla 2. 7, se presentan los equipos utilizados en la determinación de los parámetros físico-químicos estudiados.

Tabla 2. 7. Equipamientos utilizados para el análisis de los parámetros físico-químicos determinados en el agua superficial e hiporreica.

Parámetro(s)	Equipo(s)	
	Marca	Modelo
DBO ₅	WTW	Analizador: OxiTop IS 12 Incubadora: TS 606-G/21
DQO	MERK	Digestor: Spectroquant TR420 Analizador: Spectroquant Pharo 100
Sólidos en suspensión (SST)	KNF MILLIPORE JP SELECTA DENVER INSTRUMENTS	N035 AN.18 Filtro de fibra de vidrio AP40 90 mm Estufa de secado y esterilización Balanza analítica de precisión SI-234
NPOC, COT, CT, CI	SHIMADZU	Digestor: TOC V _{CSH} Analizador: Total Organic Carbon Analyzer
Dureza, Aniones y Cationes	METROHM	Cromatógrafo iónico de doble canal Advanced Compact IC - 861
Alcalinidad, CO ₃ ²⁻ , HCO ₃ ⁻	METROHM	Valorador Tritando 809

Procesamiento de la muestra hiporreica y análisis del componente biológico

El procesamiento de la muestra hiporreica (mezcla de sedimento y material biológico) consistía en la separación de los componentes para su análisis. Para ello, se recurrió a la modificación y adaptación del método “*bubbling technique*” que consiste en la removilización del sedimento mediante la inserción de aire a presión que aumenta la flotabilidad del componente biológico de la muestra (Higgins, 1988; Valdecasas et al., 2010; Szlauer-Łukaszewska y Radziejewska, 2013). Dicha adaptación consistía en lavar y filtrar la muestra a través de varios tamices con luz de malla comprendidas entre los 0,5 y 0,063 mm. La muestra retenida era depositada en bandejas (bateas), de modo que con la aplicación repetida de agua con un gradiente creciente de presión, se aumentaba la flotabilidad de los organismos, que eran separados para su posterior análisis junto a otros materiales de similar flotabilidad. La sub-muestra (organismos junto al sedimento con similar flotabilidad) obtenida era teñida, posteriormente, con una disolución acuosa de eosina amarillenta [CAS: 17372-87-1] y los organismos invertebrados acuáticos eran entonces, contados y clasificados según su grupo y/o clase (Tabla 2. 8), mediante el uso de microestereoscopios (Olympus SZX7 y SZX10). Los sedimentos que aparecían en dicha sub-muestra se conservaban junto al resto de los lavados inicialmente para los análisis granulométricos y de contenido de materia orgánica.

Los ciclopoideos (copépodos), pertenecientes a la clase de los crustáceos artrópodos, fueron identificados hasta el nivel de especie y clasificados desde un punto de vista ecológico en especies estigobiontes (Sb) y no estigobiontes (nSb) según su grado de adaptación al medio acuático subterráneo (Gibert et al., 1994; Gibert y Deharveng, 2002). La identificación de las especies se realizaba a partir de la disección de organismos hembras adultas, siguiendo la metodología descrita por Reid (2007). Para ello se utilizaba microestereoscopios, un microscopio (Olympus CX41); así como claves dicotómicas como las de Einsle (1996), Karaytug (1999) y Dussart y Defaye (2001, 2006) y/o artículos científicos relacionados con la taxonomía de los ciclopoideos. En caso de no llegarse a la identificación de las especies (estadios juveniles), los organismos se nombraban como “*genero sp.*”. Por otro lado, los organismos adultos macho y/o juveniles eran asignados a sus correspondientes especies en función de su similitud morfológica, o a partir de la descripción proporcionada en algunas de las claves dicotómicas utilizadas. En caso de no poder ser identificados, eran considerados como “adultos/juveniles indeterminados”, y no fueron considerados para los análisis estadísticos posteriores.

Tabla 2. 8. Grupo de organismos y nivel taxonómico máximo de identificación respecto a los organismos presentes en las muestras hiporreicas y bentónicas obtenidas durante el estudio.

Grupo	Contado	Recolectado	Nivel de identificación
Ostrácodos	SI	SI	Especie
Ciclopoides	SI	SI	Especie
Harpacticoides	SI	SI	Orden
Calanoides	SI	SI	Orden
Cladóceros	SI	SI	Suborden
Sincáridos	SI	SI	Orden
Anfípodos	SI	SI	Orden
Isópodos	SI	SI	Orden
Ácaros	SI	SI	Suborden
Colémbolos	SI	SI	Orden
Tardígrados	SI	SI	Filo
Nemátodos	SI	NO	Filo
Gasterópodos	SI	NO*	Familia
Bivalvos	SI	NO*	Familia
Quironómidos	SI	NO*	Familia
Efemerópteros	SI	NO*	Familia
Otros macroinvertebrados	SI	NO*	Familia

* grupo de organismos macroinvertebrados bentónicos recolectados en el la zona bentónica y utilizados para la determinación del estado ecológico desde el punto de vista biológico mediante el cálculo del índice IBMWP (Alba-Tercedor et al., 2002).

El **procesamiento de la muestra bentónica** consistía en la separación manual del material biológico (organismos macroinvertebrados) del resto de componentes (materia orgánica, sedimentos, etc.) mediante observación directa bajo los microesteroscopios. Posteriormente, los organismos se clasificaban por órdenes y se identificaban hasta el nivel taxonómico de familia, que supone un nivel suficiente para la determinación del valor del índice biológico IBMWP de calidad ecológica, a partir de la presencia/ausencia de las mismas (Alba-Tercedor et al., 2002). La identificación de las familias se realizaba mediante la utilización de claves dicotómicas adaptadas a los grupos presentes en la Península Ibérica como las de Tachet et al. (1980) u Oscoz et al. (2011). La puntuación de cada una de ellas, que indican su tolerancia a procesos de contaminación (a mas puntuación, menor tolerancia), se asignó en base a lo establecido en los protocolos de macroinvertebrados del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA, 2013) y del propio Alba-Tercedor et al. (2002).

Análisis de los sedimentos hiporreicos

Tras su separación del componente biológico, los sedimentos fueron desecados en una estufa (J.P. Selecta) a 50°C durante un mínimo de 72 horas (Figura 2. 15). Los **análisis granulométricos** se realizaban para cada una de las réplicas (HZA y HZB) utilizando diferentes tamices (CISA – Standard ISO-3310.1 – Stainless Steel) con luz de malla comprendidos entre 0,063 mm y 1 mm, correspondientes a las 5 clases granulométricas de la fracción de las arenas (Tabla 2. 6) (Wentworth, 1922). Esta es la única fracción que se pudo determinar debido al método de muestreo utilizado; así como por la pérdida de la fracción de limos y arcillas tras los sucesivos lavados necesarios para el tratamiento de la muestra hiporreica. El tamizado por agitación de los sedimentos se realizaba mediante el uso de una tamizadora (CISA RP200N). Tras una agitación sucesiva en 4 fases de 10 minutos de duración e intensidad decreciente, el contenido retenido en cada uno de los tamices era pesado. A partir de estas pesadas, se calculaban los valores medios de las dos réplicas analizadas (HZA y HZB), para cada sitio, respecto a cada una de las diferentes fracciones, determinándose la fracción mayoritaria, tanto en peso (g), como en porcentaje (%) con el fin de establecer posibles diferencias entre los puntos estudiados.



Figura 2. 15. Estufa de secado y esterilización (izquierda), y agitadora (derecha) utilizadas para los análisis granulométricos del sedimento hiporreico.

Las fracciones granulométricas comprendidas entre los 0,063 mm y 0,5 mm fueron conservadas y re-homogeneizadas para el **análisis del contenido de materia orgánica**. Dicha fracción, se corresponde con las fracciones medias (0,25 – 0,5 mm), pequeñas (0,1 – 0,25 mm) y finas (0,045 – 0,1 mm) de la materia orgánica finamente particulada, MOFP (Wallace et al., 1996). El análisis de esta fracción se realizaba en base a dos motivos: i) el método de obtención de la muestra del sedimento no permitía una mejor caracterización del contenido orgánico en los mismos debido a los sucesivos lavados necesarios para la separación del componente biológico de las mismas; y ii)

consideramos esta fracción como la realmente biodisponible para los organismos hiporreicos (Wallace et al., 1996; Palmer et al., 2007; Pozo et al., 2009). La determinación del contenido de materia orgánica contenida en los sedimentos se realizaba mediante el método “*Loss on ignition*”, LOI (Heiri et al., 2001; Veres, 2002; European Standard, 2003; Santisteban et al., 2004). El procedimiento consistía en combustionar 60 gr de sedimentos a 550°C durante 24 horas en un horno mufla (Heron, 8E-11) (Figura 2. 16). El contenido de materia orgánica (en peso y porcentaje) para cada una de las réplicas por punto de muestreo (HZA y HZB) se obtenía por diferencia de pesos, conforme a la ecuación [1] y [2]. El valor finalmente considerado como representativo de los diferentes puntos estudiados, se calculaba como la media de las dos réplicas procedentes de cada uno de los mismos.

$$[1] \text{ Contenido en materia orgánica (g)} = 60 \cdot \frac{P_{m \text{ inicial}} - (P_{m \text{ final}} - P_{\text{pocillo}})}{P_{m \text{ inicial}}}$$

$$[2] \text{ Contenido en materia orgánica (\%)} = [1] \cdot \frac{100}{P_{m \text{ inicial}}}$$

Siendo:

$P_{m \text{ inicial}}$ = Peso muestra inicial (g)

$P_{m \text{ final}}$ = Peso muestra final (muestra combustionada + pocillo)

P_{pocillo} = peso pocillo (g)

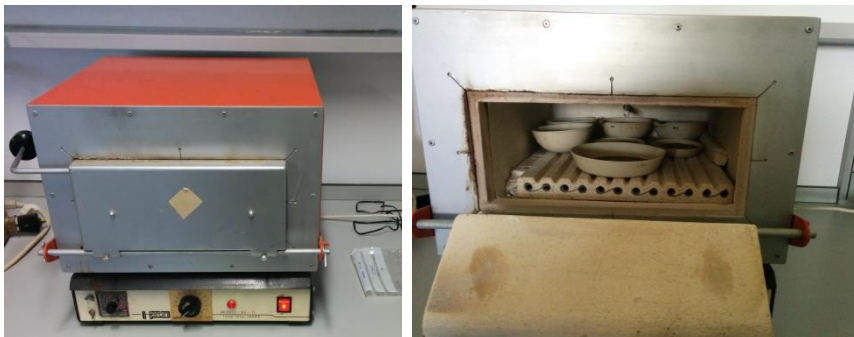


Figura 2. 16. Horno mufla utilizado para la combustión y determinación de la materia orgánica finamente particulada (MOFP) presente en los sedimentos hiporreicos.

2.3.3. Análisis de datos y estadística

Los **datos sedimentológicos** fueron utilizados para la caracterización del hábitat hiporreico; mientras que los **físico-químicos** fueron utilizados, en primera instancia, para la identificación de las facies hidroquímicas en la zona hiporreica a partir de la representación de diagramas de Piper-Hill-Langellier, obtenidos mediante el programa AquaChem 2014.2 (Appelo y Postma, 2005; Waterloo Hydrogeologic Inc., 2013); así como para el cálculo del índice ISQA de calidad de aguas (Samboni Ruiz et al., 2007; Torres et al., 2010). Los **datos de abundancia referidos a las especies/grupos de organismos** se utilizaron para la determinación de parámetros poblacionales como la riqueza de especies (S) e índices de diversidad (H') mediante la función "DIVERSE" del software Primer-E (v.6) (Clarke y Gorley, 2006); así como el ratio de especies estigobiontes (Sb) y no estigobiontes (nSb) que permitieron una primera caracterización espacio-temporal de las comunidades presentes en el ambiente hiporreico. Los datos relacionados con los macroinvertebrados bentónicos fueron utilizados (presencia/ausencia) para la determinación del valor del índice *IBMWP* y la estimación del estado ecológico (Alba-Tercedor et al., 2002; MAGRAMA, 2013; BOE, 2015). La **efectividad respecto al muestreo biológico** en ambos ríos fue determinada mediante una estimación de la riqueza de especies, a partir del uso de tres estimadores no paramétricos (*Chao-1*, *Chao-2* y *Jackknife*), y la representación de las curvas de acumulación de especies (función "*Species Accum. Curve*" del software software Primer-E v.6) (Chao, 1987; Moreno y Halfpeter, 2000; Moreno, 2001; Willot, 2001; Clarke y Gorley, 2006). El muestreo se consideró suficiente cuando la riqueza de especies observadas fue de al menos la mitad de la riqueza estimada (Colwell et al., 2004).

En cada uno de estos grupos de variables, así como de forma conjunta, se realizaron análisis estadísticos univariantes, bivariantes y multivariantes, asignando un nivel de confianza del 95% (p -valor = 0,05) para los mismos (Arriaza Balmón, 2006). **Los análisis univariantes y bivariantes** son los más sencillos y básicos en el análisis de los datos. Los **univariantes** sirvieron para determinar las medidas de tendencia central, dispersión y comprobar la normalidad (*test de Shapiro-Wilk*, *W-test*) y homocedasticidad (*test de la F de Fisher*) de los datos. El resultado de estos test determinó la necesidad de transformar, o no, los datos; así como la utilización de métodos "paramétricos" o "no paramétricos" en los sucesivos análisis (Tukey, 1977; Arriaza Balmón, 2006). **Los análisis bivariantes** permiten determinar interrelaciones entre dos características de una población a través de los coeficientes de correlación (*Pearson*, R , en el caso de normalidad de los datos; o *Spearman*, R_s , en el caso de trabajar con datos no normales) (Hauke y Kossowski, 2011). También permiten

comparar dos o más poblaciones respecto a una determinada variable, a través de métodos paramétricos (*test de la t-student*, *t-test* o *ANOVA*, *F*), o no paramétricos (*U de Mann-Whitney*, *U-test*; o prueba de *Kruskal-Wallis*, *H-test*); así como determinar grupos homogéneos en las poblaciones estudiadas respecto a una variable (*prueba de múltiples rangos*, *LSD*, de Fisher) (Milton y Tsokos, 2007). La comparación espacial (entre MSPFs) y temporal (entre las diferentes campañas de muestreo realizadas) de las variables estudiadas en cada uno de los ambientes hiporreicos (Henares y Tajuña); así como entre cauces, se realizaron mediante métodos no paramétricos de comparación (*U-test* o *H-test*); exceptuando aquellos casos en los que las variables estudiadas presentaran condiciones de normalidad en los que se recurría al uso de los *t-test* o *ANOVA*.

Puesto que los datos correspondientes a las variables estudiadas no alcanzaron las condiciones de normalidad en la mayoría de las ocasiones (*W-test* con p -valor $> 0,05$); los análisis de correlación se realizaron a partir de los métodos no paramétricos (Spearman, R_s), que permitieron conocer el grado de relación existente entre las aguas superficiales e hiporreicas, así como la interrelación existente entre las variables abióticas y bióticas (Capítulos, 4, 5 y 6). Asimismo se realizaron análisis de correlación multivariante basados en el análisis *BEST* (*Bio-Env + Stepwise*) para estudiar el grado de correlación entre el conjunto de variables ambientales estudiadas y las comunidades de organismos identificadas, asumiendo como hipótesis nula la total independencia de ambas (Clarke y Gorley, 2006; Anderson et al., 2008).

Los análisis multivariantes fueron utilizados para describir e interpretar la relación de un conjunto de observaciones (variables) asociadas a cada individuo o unidad de muestreo, a partir de una matriz cuadrada que contiene índices de semejanza (*resemblance matrix*) entre dichas variables (Gower, 1966; Palmer, 1993; Martín Vallejo, 1995; McArdle y Anderson, 2001; Peña, 2002; Kindt y Coe, 2005; Vertel Morinsón, 2010). Estos análisis requieren normalidad y homocedasticidad de los datos. Para ello, los datos granulométricos, físico-químicos y aquellos relacionados con los indicadores de calidad ecológica fueron transformados mediante raíz cuadrada, normalizados y, la matriz de similaridad (*resemblance matrix*), calculada a partir de la distancia Euclídea (Gower y Legendre, 1986; Anderson et al., 2008). En el caso de los datos correspondientes a los factores físico-químicos, la DBO_5 , Li^+ , COT , CO_3^{2-} y F^- fueron excluidos por aparecer incompletos o detectarse errores en sus mediciones. Los datos biológicos fueron transformados mediante logaritmo ($\log X+1$), añadiéndose una variable artificial (*dummy variable*) para facilitar la inclusión de muestras con cero abundancia en la matriz de similaridad que, en este caso, se calcula mediante la

Capítulo 2

similitud de Bray-Curtis (Clarke y Gorley, 2006; Anderson et al., 2008). Para la realización de todos estos análisis, los puntos de muestreo se agruparon en una serie de factores (río, ecotipo, ambiente, masas de agua superficial (MSPF), tramo y campaña de muestreo), con distintos niveles; permitiendo una mejor interpretación de los resultados estadísticos obtenidos (Tabla 2. 9).

Tabla 2. 9. Factores, niveles y simbología utilizados en los análisis estadísticos realizados

Factor	Nivel	Símbolo
Río	Henares	●
	Tajuña	■
Ambiente	Superficial	▲
	Hiporreico	▼
MSPF asociada al Henares	MSPF0310010: Río Henares hasta Río Salado	▲
	MSPF0308010: Río Henares desde Arroyo de la Vega a Río Cañamares	▲
	MSPF0304010: Río Henares desde canal del Henares a Río Badiel	◆
	MSPF0303010: Río Henares desde Río Badiel hasta Arroyo del Sotillo	◆
	MSPF0302010: Río Henares desde Arroyo del Sotillo hasta Río Torote	▼
	MSPF0301010: Río Henares desde Río Torote hasta Río Jarama	▼
MSPF asociada al Tajuña	MSPF0204010: Río Tajuña hasta E. de la Tajera	▲
	MSPF0202011: Río Tajuña desde E. de la Tajera hasta R. Ungria	◆
	MSPF0201010: Río Tajuña desde Río Ungria a Río. Jarama	▼
Tramo	Alto	▲
	Medio	■
	Bajo	▼
Campaña	Campaña 1 (febrero 2012)	*
	Campaña 2 (mayo 2012)	◆
	Campaña 3 (septiembre 2012)	●
	Campaña 4 (diciembre 2012)	+
	Campaña 5 (febrero 2013)	*
Ecotipo	R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea	■
	R-T16: ejes mediterráneo-continentales mineralizados	■

Abreviaturas: MSPF = masa de agua superficial

Los análisis multivariados utilizados en las investigaciones concernientes a esta *Tesis* se agrupan en diferentes categorías. **Los análisis de comparación** (*PERMANOVA*, *Permutational Analysis of Variance*) permitieron determinar la respuesta simultánea de múltiples variables (abióticas y bióticas) ante uno (*one-way PERMANOVA*) o varios factores (*two-way PERMANOVA*), determinando la diferencia entre las muestras asociadas a los diferentes factores y niveles (*t-test*) estudiados (ver Tabla 2. 9). De este modo se permite discernir la variabilidad espacial y temporal de las muestras respecto a las variables estudiadas (composición físico-química, composición granulométrica o composición de las comunidades bióticas) (Anderson, 2001; Anderson y Walsh, 2013). Estos análisis se realizaron utilizando diseños no balanceados, con la suma de cuadrados tipo III y utilizando el método de permutación sin restricciones de los datos brutos. Además, el número de permutaciones fue fijado en 9.999; seleccionándose el valor de los *p-valores Monte Carlo*, *p-valor(MC)*, cuando el número de permutaciones (*perms.*) fuese inferior a 100. De forma previa a la realización de los análisis *PERMANOVA* se realizaron test de normalidad y homogeneidad en la dispersión de los grupos (varianzas) mediante el *test de Levene* (Anderson, 2001; McArdle y Anderson, 2001; Anderson et al., 2008; Anderson y Walsh, 2013).

Los análisis de clasificación sirvieron para representar gráficamente la distribución de las muestras en relación a un conjunto de variables (bióticas o abióticas), agrupándolas según los diferentes niveles estudiados (Tabla 2. 9); así como indicando su relación con determinadas variables que influyen en dicha clasificación. Para ello se introducen los vectores con una correlación superior a 0,5 ($R > 0,5$). Entre ellos aparecen, el análisis canónico de coordenadas principales, *ACP* (*CAP* según las siglas en inglés para *canonical analysis of principal coordinates*), y el análisis de redundancia basados en la distancia, *ARD-bd* (*db-RDA* según sus siglas en inglés para *distance based - redundancy analysis*), cuando la aplicación del primero no era posible (Anderson et al., 2008; Greenacre y Primicerio, 2013). En el caso de los análisis referidos a las comunidades faunísticas, se recurría al uso del análisis de correspondencia canónica, *ACC* (*CCA* según sus siglas en inglés para *canonical correspondence analysis*) que permite identificar la distribución de las diferentes especies en relación a los factores ambientales, pudiendo identificarse una ordenación de éstas, en función a los gradientes ambientales observados (Legendre y Gallagher, 2001; Leps y Smilauer, 2003). Para todos estos análisis se eliminaron todas aquellas variables que presentaran una fuerte relación de interdependencia ($R > 0,8$) para evitar efectos de multicolinealidad (Palmer, 1993; Leps y Smilauer, 2003).

Los análisis descriptivos multivariantes sirvieron para determinar qué parte de la variación observada (análisis de partición de la variación; *Variation Partitioning* en inglés) queda explicada por un conjunto de variables agrupadas en diferentes tipologías (Leps y Smilauer, 2003). En este sentido, estos análisis fueron utilizados para determinar cuáles de los parámetros estudiados, agrupados en sedimentológicos y físico-químicos; y dentro de estos, divididos a su vez, entre parámetros físico-químicos básicos (T, CE, pH, OD, dureza y alcalinidad), indicadores de carga orgánica (DQO y NPOC) y/o nutrientes (NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , y NH_4^+) explican, y en qué proporción, la variabilidad que pudiera ocurrir respecto a la composición de las comunidades bióticas presentes en el ambiente hiporreico estudiado. Los resultados de estos análisis se presentan mediante diagramas de Venn. Otro de los análisis descriptivos utilizados corresponde al SIMPER (*Similarity Percentages*), que permitieron determinar las especies que más contribuyen en la diferenciación entre los niveles asociados a los factores estudiados (MSPFs, campañas o ecotipos) (Clarke, 1993; Anderson et al., 2008).

Todos los análisis estadísticos uni, bivariantes y de comparación fueron realizados con el software Statgraphics Centurion XV (Statpoint Technologies Inc., 2006); mientras que los multivariados (*CAP*, *db-RDA*, *SIMPER*, *BEST*) fueron realizados con Primer-E (v.6) (Clarke y Gorley, 2006). Los análisis de partición de la variación y *ACC* fueron realizados con el software estadístico Canoco C5 (Leps y Smilauer, 2003).

En relación a los **datos de resistividad obtenidos a partir de la tomografía eléctrica**, es necesario comentar que debido a la necesidad de un software específico, el tratamiento y representación de los mismos fueron realizados por el Dr. David Gómez Ortiz, profesor titular de la Universidad Rey Juan Carlos (URJC). El análisis de dichos datos requirió un proceso doble: i) el análisis de los datos, eliminación de anómalos e inserción de datos topográficos mediante el software PROSYS II (IRIS Instruments); ii) procesado de los datos correctos y su utilización en procesos inversivos que permiten la obtención de los perfiles en 2D (imágenes de resistividad inversa) mediante el programa RES2DINV (Loke, 2000; Loke, 2004). La inversión se realizó mediante el método "L1 norm", que resultó ser suficientemente robusto, permitiendo representar las zonas con fronteras muy marcadas como las que se observan entre los materiales saturados y no saturados por agua (Loke et al., 2003).

2.4. Bibliografía

- Acaso Deltell, E., Martín-Loeches Garrido, M., Moya Palomares, M.E., Ruiz Zapata, B. y Calonge García, A. (2007). *Cuadernos del campus: Naturaleza y Medio Ambiente nº4 - Geología y Geomorfología del Campus*. Alcalá de Henares (Madrid): EcoCampus Alcalá - Universidad de Alcalá (UAH).
- Alba-tercedor, J., Jáimez-cuellar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-abarca, M.R., Vivas, S. y Zamora-Muñoz, C. (2002). "Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP)". *Limnetica*. 21(3-4): 175-185.
- Almagro-Gorbea, M.y Benito-López, J.E. (1993). "La prospección arqueológica del valle del Tajuña. Una experiencia teórico-práctica de estudio territorial en la meseta". *Complutum*. 4: 297-310.
- Anderson, M.J. (2001). "A new method for non-parametric multivariate analysis of variance". *Austral Ecology*. 26: 32-46.
- Anderson, M.J y Walsh, D.C I. (2013). "PERMANOVA , ANOSIM , and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing?". *Ecological Monographs*. 83(4): 557-574.
- Anderson, M.J., Gorley, R.N. y Clarke, K.R. (2008). *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. Plymouth, Reino Unido: PRIMER-E Ltd.
- Appelo, C.A.J. y Postma, D. (2005). *Geochemistry, groundwater and pollution - Second Edition*. Amsterdam: Blakema, A.A.
- Arauzo, M., Martínez-Bastida, J.J. y Valladolid, M. (2008). "Contaminación por nitrógeno en el sistema "rio-acuífero aluvial" de la cuenca del Jarama (Comunidad de Madrid, España) ¿Origen agrícola o urbano?". *Limnetica*. 27(2): 195-210.
- Arriaza Balmón, M. (2006). *Guía práctica de análisis de datos*. España: Junta de Andalucía.
- Arribas, J., Critelli, S., Le Pera, E. y Tortosa, A. (2000). "Composition of modern stream sand derived from a mixture of sedimentary and metamorphic source rocks (Henares River, Central Spain)". *Sedimentary Geology*. 133: 27-48.
- Barbero-Barrera, M.M., Gil-Crespo, I.J. y Maldonado-Ramos, L. (2014). "Historical development and environment adaptation of the traditional cave-dwellings in Tajuña's valley, Madrid, Spain". *Building and Environment*. 82: 536-545.
- Barbero Barrera, M.M., Gil Crespo, I.J., Maldonado Ramos, L. y de Cárdenas y Chávarri, J. (2014). "Underground dwellings in the Tajuña valley, Madrid, Spain and their bioclimatic adaptation". *Vernacular heritage and Earth Architecture: Contributions for Sustainable Development*. 495-500.
- Bardaji, T., Nicolau, J.M., Bartolomé, C., Roquero, E., Silva, P.G. y Pérez-Jimenez, J.L. (2008). "III.7. Itinerario geoambiental por la Alcarria" en *Geología de Guadalajara*, A. Calonge, M. Rodríguez. Madrid (España). 255-268.
- Bartolomé, C., Álvarez, J., Rejos, F.J. y Díaz, G. (2006). "III. La vegetación ribereña" en *Ecología y conservación del Río Henares y sus tributarios*, J. Camargo. Departamento de ecología-UAH (Madrid, España). 35-64.
- Benítez-Mora, A. (2014). *Benthic macroinvertebrates and submersed macrophytes of the Henares River basin: ecological responses to anthropogenic perturbations*. Tesis. Alcalá de Henares (Madrid): Universidad de Alcalá (UAH).
- Benítez-Mora, A. y Camargo, J.A. (2014). "Ecological responses of aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates to dams in the Henares River Basin (Central Spain)". *Hydrobiologia*. 728: 167-178.
- Bernard, J. (2003). *Short note on the depth of investigation of electrical methods*. Orleans, Francia: Iris instruments.
- Blanco, E., Domínguez, C. Martín, Á., Ruíz, R. y Serrano, C. (2009). *La Red Natura 2000 en Castilla-La Mancha*. Toledo: Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.
- BOE. (2007). Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas. Boletín Oficial del Estado (BOE). 5118-5120.
- BOE. (2014). Real Decreto 270/2014, de 11 de abril, por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo. Boletín Oficial del Estado

- (BOE). 30535-30638.
- BOE. (2015). Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Boletín Oficial del Estado (BOE). 80582-80677.
- BOE. (2016). Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura, Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas. Boletín Oficial del Estado (BOE). 2972-4301.
- Bou, C. y Rouch, R. (1967). "Un nouveau champ de recherches sur la faune aquatique souterraine". *Les comptes rendus de Academie des sciences du Paris*. 265: 369-370.
- Boulton, A.J., Dole-Olivier, M.-J. y Marmonier, P. (2004). "Effects of sample volume and taxonomic resolution on assessment of hyporheic assemblage composition sampled using a Bou-Rouch pump". *Archiv für Hydrobiologie*. 159(3): 327-355.
- Camargo, J.A. y Gonzalo, C. (2007). "Physicochemical and biological changes downstream from a trout farm outlet: Comparing 1986 and 2006 sampling surveys". *Limnetica*. 26(2): 195-204.
- Camargo, J.A., de la Puente, M. y Alonso, Á. (2006). "Organismos descomponedores y fotosintéticos del medio acuático" en *Ecología y conservación del Río Henares y sus tributarios*, J. Camargo. Departamento de ecología-UAH (Madrid, España): 65-80.
- Camargo, J.A., Gonzalo, C. y Alonso, Á. (2011). "Assessing trout farm pollution by biological metrics and indices based on aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates: A case study". *Ecological Indicators*. 11(3): 911-917.
- Castañeda-Buendía, D. (2011). *Reobservación de la red geodésica de control de la presa de La Tajera*. Tesis. Madrid: Universidad Politécnica de Madrid.
- CEDEX. (1965). *Datos físicos de las corrientes clasificadas por el C.E.H.* Madrid: Ministerio de Obras Públicas (MOPU).
- Chao, A. (1987). "Estimating the population size for capture–recapture data with unequal catchability". *Biometrics*. 43: 783-791.
- CHT. (2005a). "Ficha SWB2. Caracterización de masas de agua superficial tipo río" en *Informe de los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua*, Confederación Hidrográfica del Tajo. Madrid (España). 1-223.
- CHT. (2005b). "Ficha GWB1. Caracterización de masas de agua subterránea" en *Informe de los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua*, Confederación Hidrográfica del Tajo. Madrid (España). 1-27.
- CHT. (2005c). "Capítulo 1. Demarcación Hidrográfica" en *Informe Resumen de los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua*, Confederación Hidrográfica del Tajo. Madrid (España). 1-94.
- CHT. (2005d). "Capítulo 2. Caracterización de la demarcación hidrográfica" en *Informe Resumen de los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua*, Confederación Hidrográfica del Tajo. Madrid (España). 1-59.
- CHT. (2007). *Estudio general sobre la Demarcación Hidrográfica - Parte española de la demarcación hidrográfica del Tajo*. Madrid: Confederación Hidrográfica del Tajo.
- CHT. (2013). *Propuesta de proyecto del Plan hidrológico de cuenca - Síntesis de la Propuesta de Proyecto del Plan Hidrológico (Parte Española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo)*. Madrid: Confederación Hidrográfica del Tajo.
- CHT. (2014). *Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo - MEMORIA*. Madrid: Confederación Hidrográfica del Tajo.
- CHT. (2016). *Confederación Hidrográfica del Tajo -Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente (Página Principal)*. <www.chtajo.es> [Consulta: 15 de mayo de 2016].
- Clarke, K.R. (1993). "Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure". *Australian Journal of Ecology*. 18: 117-143.
- Clarke, K.R. y Gorley, R.N. (2006). *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. Plymouth, Reino Unido: PRIMER-E Ltd.
- Colwell, R.K., Chang, X.M. y Chang, J. (2004). "Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves". *Ecology*. 85(10): 2717-2727.
- Corral Hernán, M.V. y Orío Hernández, A. (2012). *Red de control de calidad de las aguas subterráneas en la cuenca hidrográfica del Tajo (2009-2010)*. Madrid (España): Confederación Hidrográfica del Tajo.

- Danielopol, D.L., Pospisil, P. y Rouch, R. (2000). "Biodiversity in groundwater: A large-scale view" *Trends in Ecology and Evolution*. 15(6): 223-224.
- De la Puentes, M. y Camargo, J.A. (2006). "El hábitat fluvial: factores ambientales y humanización" en *Ecología y conservación del Río Henares y sus tributarios*, J. Camargo. Departamento de ecología-UAH (Madrid, España). 81-108.
- Descloux, S., Datry, T. y Usseglio-Polatera, P. (2014). "Trait-based structure of invertebrates along a gradient of sediment colmation: Benthos versus hyporheos responses". *Science of the Total Environment*. 466-467: 265-276.
- DOCE. (1978). Directiva del Consejo 78/659/CEE, de 18 de Julio de 1978, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces. Diario Oficial de las Comunidades Europeas (DOCE).
- DOCE. (1980). Directiva del Consejo de 15 de julio de 1980 relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados miembros sobre explotación y comercialización de aguas minerales naturales (80/777/CEE). Diario Oficial de las Comunidades Europeas (DOCE). 47-56.
- DOCE. (1991a). Directiva 91/676/CEE, de 12 de diciembre, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. Diario Oficial de las Comunidades Europeas (DOCE). L 375/1-L 375/8.
- DOCE. (1991b). Directiva del Consejo de 21 de mayo de 1991 sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (91/271/CEE). Diario Oficial de las Comunidades Europeas (DOCE). L271/1-L271/16.
- DOCE. (1992). Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Diario Oficial de las Comunidades Europeas (DOCE). L206/7-L206/50.
- DOCE. (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 (DOCE). L 327/1-L 327/73.
- Dole-Olivier, M.J., Maazouzi, C., Cellot, B., Fiers, F., Galassi, D.M.P., Claret, C., Martin, D., Mérigoux, S. y Marmonier, P. (2014). "Assessing invertebrate assemblages in the subsurface zone of stream sediments (0-15 cm deep) using a hyporheic sampler". *Water Resources Research*. 50: 1-13.
- Dussart, B.H. y Defaye, D. (2001). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. 16.- Introduction to the Copepoda*. Leiden (Países Bajos): Backhuys Publishers.
- Dussart, B. y Defaye, D. (2006). *World Directory of Crustacea Copepoda of Inland waters II - Cyclopoiformes*. Leiden (Países Bajos): Backhuys Publishers.
- Eaton, A.D., Clesceri, L.S., Rice, E.W., y Greenberg, A.E. (2005). *Standard Methods for the examination of water & wastewater*. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water environment Federation.
- Einsle, U. (1996). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. 10.- Copepoda: Cyclopoidea - Genera Cyclops, Megacyclops, Acanthocyclops*. Amsterdam (Países Bajos): SPB Academic Publishing.
- European Standard (2003). *Chemical Analyses - Determination of loss on ignition in sediment, sludge, soil, and waste*. TC WI (2003) (E). European Standard. 1-10.
- Fernández, C., González-Doncel, M., Pro, J., Carbonell, G. y Tarazona, J.V. (2010). "Occurrence of pharmaceutically active compounds in surface waters of the henares-jarama-tajo river system (madrid, spain) and a potential risk characterization". *Science of the Total Environment*. 408(3): 543-551.
- Fraser, B.G. y Williams, D.D. (1997). "Accuracy and precision in sampling hyporheic fauna". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54(5): 1135-1141.
- Fraser, B.G., Williams, D.D. y Howard, K.W.F. (1996). "Monitoring Biotic And Abiotic Processes Across The Hyporheic/Groundwater Interface". *Hydrogeology Journal*. 4(2): 36-50.
- García-Quintana, A. (2008). " Introducción. Geología y paisaje de Guadalajara" en Geología de Guadalajara, A. Calonge, M. Rodríguez. Madrid (España).15-71.
- Gibert, J., Danielopol, D.L. y Stanford, A. (1994). *Groundwater ecology*. San Diego (California, EE.UU): Academic Press.
- Gibert, J. y Deharveng, L. (2002). "Subterranean Ecosystems: A Truncated Functional Biodiversity". *BioScience*. 52(6): 473-481.

- Gortazar, J., Parasiewicz, P., Alonso-Gonzalez, C. y Garcia de Jalon, D. (2011). "Physical habitat assessment in the Tajuna river (Spain) by means of Physical habitat assessment in the Taju na the MesoHABSIM approach". *Limnetica*. 30(2): 379-392.
- Gower, J.C. (1966). "Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis". *Biometrika*. 53: 325-338.
- Gower, J.C. y Legendre, P. (1986). "Metric and Euclidean properties of dissimilarity coefficients". *Journal of Classification*. 3: 5-48.
- Greenacre, M. y Primicerio, R. (2013). *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Biblbao (España): Rubes Editorial.
- Hauke, J. y Kossowski, T. (2011). "Comparison of Values of Pearson's and Spearman's Correlation Coefficients on the Same Sets of Data". *Quaestiones Geographicae*. 30(2): 87-93.
- Heiri, O., Lotter, A. y Lemcke, G. (2001). "Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results". *Journal of Paleolimnology*. 25: 101-110.
- Hernández Fernández, S. (2002). "Interferencia de los embalses, y su régimen de explotación, con algunos procesos y especies relacionados con la fauna" en *Congreso Internacional de Conservación y Rehabilitación de Presas (11-13 de Noviembre 2002, Madrid)*.
- Higgins, R.P. (1988). "Kinorhyncha" en *Introduction to the Study of Meiofauna*, R.P. Higgins y H. Thiel. Washington (EE.UU). 328-331.
- Ibañez, J.J., Perez-Gonzalez, A., Jimenez-Ballesta, R., Saldana, A. y Gallardo-Diaz, J. (1994). "Evolution of fluvial dissection landscapes in Mediterranean environments. Quantitative estimates and geomorphological, pedological and phytocenotic repercussions". *Zeitschrift fur Geomorphologie*. 38(1): 105-119.
- INE. (2015). *Instituto Nacional de Estadística (INE) - cifras de población*. <<http://www.ine.es/dynt3/inebase/es/index.html?padre=517&dh=1>> [Consulta: 6 de septiembre de 2015].
- Karaytug, S. (1999). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. 14.- Genera Paracyclops, Ochridacyclops and Key to the Eucyclopinae*. Leiden (Países Bajos): Backhuys Publishers.
- Kindt, R. y Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis - A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. Nairobi (Kenya): World Agroforestry Centre (ICRAF).
- Kondolf, G.M. (1997). "Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels". *Environmental Management*. 21(4): 533-551.
- Lautz, L.K., Siegel, D.I. y Bauer, R.L. (2006). "Impact of debris dams on hyporheic interaction along a semi-arid stream". *Hydrological Processes*. 20(1): 183-196.
- Legendre, P. y Gallagher, E.D. (2001). "Ecologically meaningful transformations for ordination of species data". *Oecologia*. 129(2): 271-280.
- Leps, J. y Smilauer, P. (2003). *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Nueva York (EE.UU): Cambridge University Press.
- Loke, M.H. (2000). *Electrical imaging surveys for environmental and engineering studies - A practical guide to 2-D and 3-D surveys*. Loke, M.H.
- Loke, M.H. (2004). *RES2Dinv software*. Geotomo Software Company.
- Loke, M.H., Acworth, I. y Dahlin, T. (2003). "A comparison of smooth and blocky inversion methods in 2D electrical imaging surveys". *Exploration Geophysics*. 34(3): 182-187.
- Lozano Gutierrez-Ravé, E., López Martín, M., Ruiz Herrero, L., Castro Quiles, A. y Ruiz Hernández, J.M. (2009). "Apoyo a la caracterización adicional de las masas de agua subterránea en riesgo de no cumplir los objetivos medioambientales en 2015 (Demarcación Hidrográfica del Tajo)" en *Encomienda de gestión para la realización de trabajos científico-técnicos de apoyo a la sostenibilidad y protección de las aguas subterráneas. (Actividad 2)*, M. Varela Sánchez, J.M. Murillo Díaz, J.C. Rubio Campos, M. Gómez Sánchez, A. Battle Gargallo, S. Casas Ruiz, E.I. Castillo Pérez, A. Padilla Benítez, J.A. Navarro, J.M. Esnaola Navarro. Madrid (España). 1-42.
- Lozano Gutierrez-Ravé, E., López Martín, M., Ruiz Herrero, L., Castro Quiles, A. y Ruiz Hernández, J.M. (2007). "Capítulo V. D.H. 0.31 TAJO. Memoria Resumen". en *Encomienda de gestión para la realización de trabajos científico-técnicos de apoyo a la sostenibilidad y protección de las aguas subterráneas. (Actividad 4)*, M. Varela Sánchez, J.M. Murillo Díaz, J.C. Rubio Campos, M. Gómez Sánchez, A. Battle Gargallo, S. Casas

- Ruiz, E.I. Castillo Pérez, A. Padilla Benítez, J.A. Navarro, J.M. Esnaola Navarro. Madrid (España). 137-157.
- MAGRAMA. (2013). *Protocolo De Muestreo Y Laboratorio De Fauna Bentónica De Invertebrados En Ríos Vadeables. (ML-Rv-I-2013)*. Madrid: Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente.
- Malard, F., Dole-Olivier, M.-J., Mathieu, J., Stoch, F., Boutin, C., Brancelj, A., Camacho, A.I., Fiers, F., Galassi, D., Gibert, J., Lefebure, T., Martin, P., Sket, B. y Valdecasas, A.G. (2004). *Sampling Manual for the Assessment of Regional Groundwater Biodiversity - PASCALIS Project Report*. Lyon (Francia): Proyecto Europeo- PASCALIS .
- Mangas Morales, R. (2005). *Guía de Aves de la Vega del Henares y de la Campiña*. Guadalajara.
- Martín-Loeches, M. y Rebollo, L.F. (2008). "Hidrogeología de la provincia de Guadalajara" en *Geología de Guadalajara*, A. Calonge, M. Rodríguez. Madrid (España). 293-306.
- Martín-Loeches, M., Acaso, E., Moya, M.E. y Rebollo, L.F. (2006). "Geología, geomorfología e hidrogeología" en *Ecología y conservación del Río Henares y sus tributarios*, J. Camargo. Departamento de ecología-UAH (Madrid, España). 1-22.
- Martín Vallejo, J. (1995). *Métodos estadísticos en meta-análisis*. Tesis. Salamanca: Universidad de Salamanca.
- Martínez-Bastida, J.J. (2009). *El nitrógeno en las aguas subterráneas de la Comunidad de Madrid: Descripción de los procesos de contaminación y desarrollo de herramientas para la designación de zonas vulnerables*. Tesis. Alcalá de Henares (Madrid): Universidad de Alcalá (UAH).
- Martínez-Bastida, J.J., Arauzo, M. y Valladolid, M. (2006). "Contaminación por nitrato del acuífero aluvial" en *Ecología y conservación del Río Henares y sus tributarios*, J. Camargo. Departamento de ecología-UAH (Madrid, España). 23-34.
- Martínez-Martínez, T. (2000). *Vegetación de Ribera del Río Henares en la Comunidad de Madrid*. Madrid: Consejería de Medio Ambiente, Dirección General de Educación y Promoción Ambiental.
- McArdle, B.H. y Anderson, M.J. (2001). "Fitting Multivariate Models To Community Data: a Comment on Distance-Based Redundancy Analysis". *Ecology*. 82(1): 290-297.
- Milton, J.S. y Tsokos, J.O. (2007). *Estadística para biología y ciencias de la salud*. Madrid: McGraw Hill.
- Molinero, J., Custodio, E., Sahuquillo, A. y Llamas, R. (2008). "DMA y la gestión del agua subterránea en España" en *VI Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua: Los Nuevos Planes de Gestión de Cuencas, Una Oportunidad para la Recuperación de los Ciclos del Agua (Madrid-Zaragoza)*. Fundación Nueva Cultura del Agua.
- Moog, O. (2005). *Manual on pro-rata Multi-Habitat-Sampling of benthic invertebrates from wadeable rivers in the HKH region*. Dhulikhel (Nepal): Universidad de Kathmandu.
- Moreno, C.E. (2001). "Métodos para medir la biodiversidad" en *M&T - Manuales y Tesis SEA, CYTED, ORCYT-UNESCO y Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)*. Zaragoza (España).
- Moreno, C.E. y Halfpeter, G. (2000). "Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves". *Journal of Applied Ecology*. 37: 149-158.
- Mori, N. (2016). "Recent ostracods (Crustacea: Ostracoda) of Alpine springs and adjacent springbrooks of the Southern Limestone Alps, Slovenia" en *Natura Sloveniae*. 17(2): 5-16.
- Mostaza Colado, D. (2013). "Estudio de la evolución hidrogeológica de la masa de agua subterránea (MAS) "aluviales: Jarama-Tajuña" (030.007)" en *Máster Universitario en Hidrología y Gestión de los Recursos Hídricos - Proyectos 2013*, Universidad de Alcalá y Universidad Rey Juan Carlos. Madrid (España). 123-153.
- Navarro Alvargonzález, A., Gernández Uría, A. y Doblas Domínguez, J.G. (1993). "Cuenca del Tajo" en *Las aguas subterráneas en España*, IGME. Madrid (España). 216-230.
- Oscoz, J., Galicia, D. y Miranda, R. (2011). *Identification Guide of Freshwater Macroinvertebrates of Spain*. Dordrecht (Holanda): Springer netherlands.
- Palmer, M.W. (1993). "Putting Things in Even Better Order: The Advantages of Canonical Correspondence Analysis". *Ecology*. 74(8): 2215-2230.
- Palmer, M.A., Strayer, D.L. y Rundle, S.D. (2007). "Meiofauna" en *Methods in Stream Ecology*

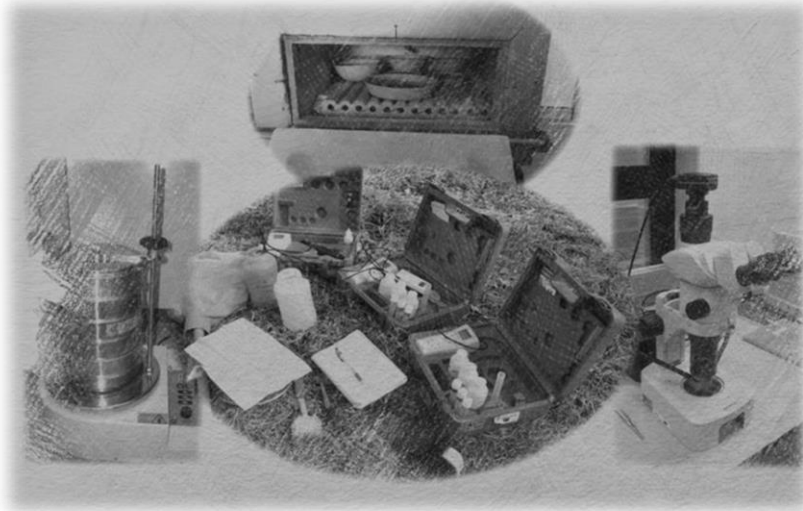
- (*Second Edition*), F.R. Hauer y G.A. Lamberti. Londres (Reino Unido). 415-433.
- Peña, D. (2002). *Análisis de datos multivariantes*. Madrid: McGraw Hill.
- Pérez González, M.E. y García Rodríguez, M.P. (2003). "Evolución del paisaje en la cuenca baja del río Jarama". *Observatorio medioambiental*. 6: 177-193.
- Pinilla, L., Pérez-González, A. y Benito, G. (1995). "Cambios históricos de Iso cauces de los ríos Tajo y Jarama en Aranjuez". *Geogaceta*. 18: 101-104.
- Pozo, J. y Elosegi, A. (2009). "El marco físico: la cuenca" en *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*, A. Elosegui y S. Sabater. Bilbao (España). 39-49.
- Pozo, J., Elosegui, A., Díez, J. y Molinero, J. (2009). "Dinámica y relevancia de la materia orgánica" en *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*, A. Elosegui y S. Sabater. Bilbao (España). 139-167.
- Puche Riart, O. (1987). *Los recursos hidrogeológicos de Castilla-La Mancha*. Madrid: IGME.
- Ramos, D. (1947). "Notas sobre la geografía del bajo Tajuña". *Estudios Geográficos*. 8(26): 41-163.
- Rasines-Ladero, R.** (2011). "Determinación del estado de las aguas del río Jarama y comparación entre índice biológicos de calidad ecológica" en *Máster Universitario en hidrología y gestión de los recursos hídricos - Proyectos 2011*, Universidad de Alcalá y Universidad Rey Juan Carlos. Madrid (España). 61-89.
- Rasines-Ladero, R.** y Iepure, S. (2016). "Parent lithology and organic matter influence the hyporheic biota of two Mediterranean rivers in central Spain". *Limnetica*. 35(1): 19-36.
- Reid, J.W. (2007). "Workshop on Taxonomic Techniques for Copepods" en *Workshop on Taxonomic Techniques for Copepods*. <<http://invertebrates.si.edu/copepod/techniques.htm#1.InitialTreatment#1.InitialTreatment>> [Consulta: 10 de enero de 2015].
- Reynolds, J.M. (1997). *An Introduction to Applied and Environmental Geophysics*. Chichester (Reino Unido): John Wiley and Sons Inc.
- Sahún Artiga, B. (2006). *Síntesis de la información remitida por España para dar cumplimiento a los Artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua, en materia de aguas subterráneas*. Madrid: Dirección General del Agua – Ministerio de Medio Ambiente (MMA).
- Samboni Ruiz, N.E., Carvajal Escobar, Y. y Escobar, J.C. (2007). "Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua". *Ingeniería e Investigación*. 27(3): 172-181.
- Santisteban, J.I., Mediavilla, R., López-Pamo, E., Dabrio, C.J., Ruiz Zapata, M.B., Gil García, M.J., Castaño, S. y Martínez-Alfaro, P.E. (2004). "Loss on ignition: a qualitative or quantitative method for organic matter and carbonate mineral content in sediments?". *Journal of Paleolimnology*. 32: 287-299.
- Silva, P., Goy, J.L. y Zazo, C. (1988). "Evolución Geomorfológica de la confluencia de los ríos Jarama y Tajuña durante el cuaternario (Cuenca de Madrid, España)". *Cuaternario y Geomorfología*. 2(1-4): 125-133.
- Sopeña, A. y Sánchez-Moya, Y. (2008). " Pérmico y Triásico" en *Geología de Guadalajara*, A. Calonge, M. Rodríguez. Madrid (España). 95-108.
- Statpoint Technologies Inc. (2006). *Statgraphics (c) Centurion XV User Manual*. EE.UU: Statpoint Technologies Inc.
- Strahler, A.N. (1957). "Quantitative analysis of watershed geomorphology". *Transactions American Geophysical Union*. 38(6): 913-920.
- Suarez Boada, P., Yustos Gutiérrez, J.L. e Izquierdo Sánchez, J.A. (1993). *El Río Jarama*. Madrid: COMADEN..
- Szlauer-Łukaszewska, A. y Radziejewska, T. (2013). "Two techniques of ostracod (Ostracoda, Crustacea) extraction from organic detritus-rich sediments". *Limnologica*. 43(4): 272-276.
- Tachet, H., Bournaud, M. y Richoux, P. (1980). *Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (systématique élémentaire et aperçu écologique)*. Paris (Francia): Ministère de l'Environnement.
- Torres, A., Conty, A. y Relaño, C. (2010). *Atlas de macroinvertebrados de la Cuenca del Tajo. Cuenca Hidrográfica del Tajo*. Madrid: Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT).
- Torres, P., Cruz, C.H. y Patiño, P. (2010). "Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una Revisión Crítica". *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*. 8(15): 79-94.

- Tukey, J.W. (1977). *Exploratory Data Analysis*. Massachusetts: Addison-Wesley.
- Uribelarrea del Val, D. (2008). *Dinámica y evolución de las llanuras aluviales de los ríos Manzanares, Jarama y Tajo, entre las ciudades de Madrid y Toledo*. Tesis. Madrid: Universidad Complutense de Madrid.
- Valdecasas, A.G., Aboal, M., Cirujano, S., Iepure, S., Proctor, H. y Velasco, J.L. (2010). "Sampling Continental Freshwaters" en *Manual on field recording techniques and protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and monitoring*, J. Eymann, J. Degreef, Ch. Häuser, J.C. Monje, Y. Samyn, D. VandenSpiegel. 213-272.
- Veres, D.S. (2002). "A Comparative Study Between Loss on Ignition and Total Carbon Analysis on Mineralogenic Sediments". *Studia Universitatis Babeş-Bolyai, Geologia*. XLVII(1): 171-182.
- Vertel Morinsón, M.L. (2010). *Comparación entre el análisis canónico de correspondencias y el análisis factorial múltiple en tablas de frecuencias-variables continuas*. Tesis. Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- Vidal-Abarca Gutiérrez, M.R. y Suárez Alonso, M.L. (2011). "Ríos y riberas" en *Evaluación de los ecosistemas del milenio de España - Ecosistemas y biodiversidad de España para el bienestar humano*. 461-544.
- Villarroya, F.I. (1977). *Hidrogeología regional del Neógeno detrítico y el Cuaternario de la cuenca del río Henares*. Tesis. Madrid: Universidad Complutense de Madrid.
- Wallace, J.B., Hutchens, J.J. y Grubaugh, J.W. (1996). "Transport and storage of FPOM" en *Methods in stream ecology*, F.R. Hauer y G.A. Lamberti. San Diego, California (EE.UU). 249-271.
- Ward, J.V. y Palmer, M.A. (1994). "Distribution patterns of interstitial freshwater meiofauna over a range of spatial scales, with emphasis on alluvial river-aquifer systems". *Hydrobiologia*. 287(1): 147-156.
- Waterloo Hydrogeologic Inc. (2013). *Aqua Chem 2014.1 User's Manual*. Waterloo, Ontario (Canadá): Waterloo Hydrogeologic Inc.
- Wentworth, C.K. (1922). "A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments". *The Journal of Geology*. 30(5): 377-392.
- Willot, S.J. (2001). "Species Accumulation Curves and the Measure of Sampling Effort". *Journal of Applied Ecology*. 38(2): 484-486.
- Wolf, D., Seim, A., Díaz del Olmo, F. y Faust, D. (2013). "Late Quaternary fluvial dynamics of the Jarama River in central Spain". *Quaternary International*. 302: 20-41.

PARTE III: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CAPÍTULO 3

Características abióticas de la zona hiporreica asociada a los ríos Henares y Tajuña



"El agua es la fuerza motriz de toda la naturaleza"
(Leonardo da Vinci)

3.1. Introducción y objetivos

Las condiciones ambientales de la zona hiporreica suelen ser intermedias a aquellas descritas en los ecosistemas acuáticos con los que se relaciona (superficiales y subterráneos) (Brunke y Gonser, 1997; Sear et al., 1999; Hancock, 2002; Sophocleous, 2002; Tonina y Buffington, 2009). Dichas condiciones vienen determinadas por una serie de factores clasificados en abióticos y bióticos (Reyes Matamoros, 2001); existiendo un gran número de estudios relacionados para la caracterización de los mismos; los cuales se han abordado desde diferentes disciplinas científico-técnicas (hidrología, hidrogeología y ecología).

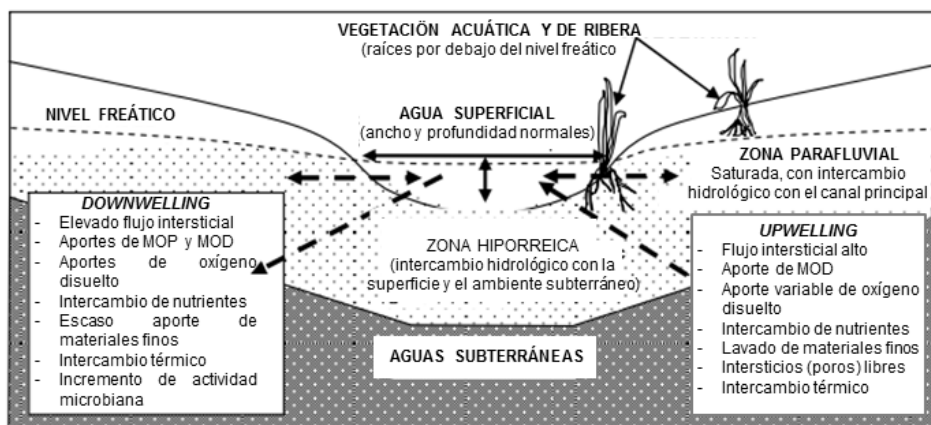
En general, estos estudios se centran en destacar aquellos factores que influyen en los procesos y funciones que ocurren en el ambiente hiporreico de diferentes cauces (Gibert et al., 1990; Brunke y Gonser, 1997; Tonina y Buffington, 2009). Entre éstos aparecen los de Fraser et al. (1996) y Franken et al. (2001) en Ontario, Canadá, los de Fowler y Scarsbrook (2002) en Nueva Zelanda, los de Winkelmann et al. (2003) en Alemania o Zibrat (2012) en ríos de Eslovenia. No obstante, la mayoría de los estudios se centran en la caracterización de un único factor, destacando aquellos relacionados con la determinación de los intercambios de flujo de agua que se producen a través de la zona hiporreica como los de Dole-Olivier (1983) en Francia, Edwardson et al. (2003) en cauces de Alaska, Seydell et al. (2007) en Alemania, Anibas et al. (2011) en Holanda y los de Hyun et al. (2011), Lee et al. (2013) y Kim et al. (2014) en Korea. Otro aspecto tratado de modo independiente en los estudios acerca del ambiente hiporreico se relacionan con la dinámica de los nutrientes que se genera en el ambiente hiporreico, destacando entre estos, los estudios trabajos realizados por Findlay et al. (1993), en arroyos de Nueva York; Lenting et al. (1997) y Wong y Williams (2010) en el Ontario, Canadá, los de Boulton y Foster (1998) en ríos de Australia, los de Vervier et al. (2009) y Cornut et al. (2012) en Francia, así como los de Ran et al. (2013) en el río Amarillo (China). Otro de los aspectos tratados de forma independiente en los estudios de determinación de las condiciones abióticas del ecotono hiporreico es el relacionado con las características físicas del medio (composición y estructura de los sedimentos), destacando los estudios de Valett et al. (1996) en ríos de Nuevo México, y los de Noack y Wieprecht (2010) en Suiza. La composición físico-química de las aguas hiporreicas también aparecen contempladas en estudios referidos a la caracterización de la zona hiporreica, destacando los realizados por Greenwald et al. (2008) en Alaska.

Todos estos estudios coinciden en afirmar que existe una gran heterogeneidad, tanto espacial como temporal respecto a las condiciones ambientales abióticas asociadas a la zona hiporreica. Dentro de éstas, **las características sedimentológicas y estructura de los sedimentos** suponen uno de los factores más críticos respecto al condicionamiento de las características del medio hiporreico como la composición físico-química de las aguas, los intercambios hidrológicos que se producen a través de la zona hiporreica, la extensión del propio ecotono hiporreico y la composición de las comunidades bióticas (Strayer et al., 1997; Sear et al., 1999; Palmer et al., 2000; Pidre et al., 2011; Stewardson et al., 2016). Los parámetros clave corresponden a la porosidad, la permeabilidad y la conductividad hidráulica, que se ven afectadas, a su vez, por los caudales circulantes, la pendiente del cauce y los aportes de sedimentos finos procedentes de canales secundarios y/o actividades antrópicas que pueden llegar a colmatar los sedimentos y provocar el denominado *efecto clogging* (Edwardson et al., 2003; Hancock et al., 2005; Buss et al., 2009; Tonina y Buffington, 2009; Boano et al., 2013; Boano et al., 2014).

El origen y **la composición química de las aguas** hiporreicas dependen en gran medida de la dirección e intensidad de los flujos de agua provenientes de los ecosistemas conectados a la zona hiporreica. En este sentido las zonas de *upwelling*, o de aporte subterráneo provocan que las características físico-químicas del agua adquieran una mayor estabilidad respecto al contenido de oxígeno y temperaturas, con una composición química similar a la del acuífero con el que se relaciona. (Figura 3. 1). En el caso de las zonas de *downwelling*, o de aporte superficial hacia la zona hiporreica, sus aguas adquieren una composición con mayores concentraciones de oxígeno y temperaturas más variables, con una mayor similitud con las aguas superficiales. (Sear et al., 1999; Franken et al., 2001; Fowler y Scarsbrook, 2002; Boulton et al., 2008; Lapworth et al., 2009; Krause et al., 2012; Di Lorenzo et al., 2013; Boano et al., 2014; Graillet et al., 2014). Entre las sustancias que transportan las aguas hiporreicas, destacan los nutrientes y la **materia orgánica** que, al igual que el oxígeno y que el tamaño y conectividad de los poros de los sedimentos, son considerados aspectos limitantes para el establecimiento de organismos en el ambiente hiporreico (Findlay et al., 1993; Franken et al., 2001; Pozo et al., 2009; Cornut et al., 2012; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). La concentración de la materia orgánica particulada (MOP) en la zona hiporreica, en general, refleja un balance entre la capacidad de transporte y retención del medio hiporreico, así como de la densidad respecto a la vegetación de ribera que supone la fuente principal de la misma (Stofleth et al., 2004; Pozo et al., 2009; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). El origen de la materia orgánica es alóctono y, en su mayoría, proveniente del ambiente superficial y del lavado de los

suelos asociados a la llanura aluvial: si bien puede provenir también, aunque en menor medida, del ambiente subterráneo. (Wallace et al., 1996; Pozo y Elosegui, 2009; Pozo et al., 2009; Tione et al., 2011; Trimmer et al., 2012).

a)



b)

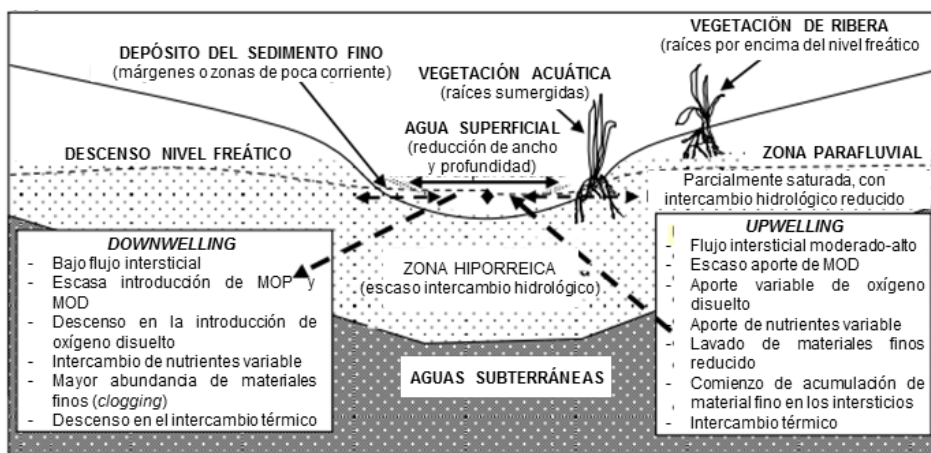


Figura 3. 1. Modelo conceptual de procesos ecológicamente significativos e interacciones entre las zonas bentónicas e hiporreicas según el caudal circulante en superficie: a) condiciones normales; b) caudal bajo. Fuente: adaptado de Buss et al. (2009).

La variación en la composición físico-química y contenido de materia orgánica en el ambiente hiporreico, no solo ocurre en la dimensión vertical (interconexión entre la zona hiporreica y la superficie / ambiente subterráneo a través de las zonas de *up/downwelling*); sino que también presenta una variación a lo largo del gradiente longitudinal asociado al continuo hiporreico (Figura 3. 2) que ocurre de forma natural debido a las interacciones roca-agua y a transformaciones biogeoquímicas que ocurren en el ambiente hiporreico (Boulton et al., 2008; Ward, 2016). No obstante, las

actividades humanas pueden provocar la alteración de estas dinámicas y modificar la composición físico-química de las aguas, sobre todo por la introducción de sustancias contaminantes como aquellas procedentes de las intensas actividades agrícolas (pesticidas, insecticidas) y/o industriales (metales pesados). (Hancock, 2002; Ylla et al., 2010; Arumí et al., 2012; Rasines-Ladero, 2016).

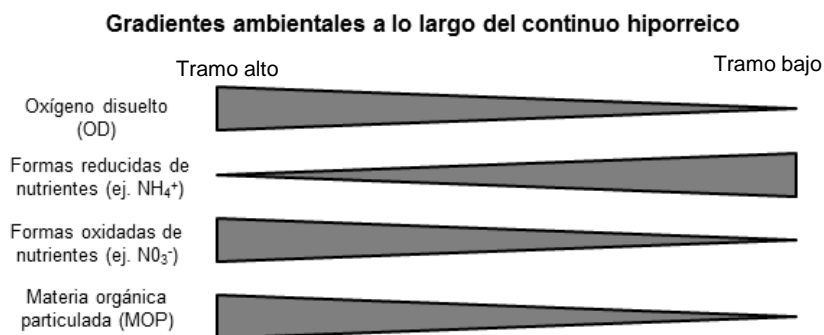


Figura 3. 2. Gradientes ambientales observables a lo largo del continuo hiporreico asociado a los cauces fluviales en condiciones naturales. Fuente: adaptado de Boulton et al. (2008).

Los factores abióticos son importantes para el mantenimiento de la funcionalidad del ecosistema hiporreico y fluvial. Sin embargo, el ecotono hiporreico permanece sin ser completamente caracterizado, suponiendo un problema para alcanzar una gestión y manejo integrado de los cursos fluviales (Danielopol y Griebler, 2008; Tomlinson y Boulton, 2008; Mace et al., 2012; Griebler y Avramov, 2015). En España, los estudios encaminados a la determinación de las características abióticas relacionadas con la ZH son escasos. Dentro de estos, la mayoría se centran en aspectos relacionados con el metabolismo y los ciclos de nutrientes que se producen en el ambiente hiporreico; destacando aquellos realizados por Sabater y Vila (1991), Butturini y Sabater (2000, 2002), Butturini et al. (2000), Argerich et al. (2008) e Ylla et al. (2010) en ríos de Cataluña; así como los llevados a cabo por Maltchik y Molla (1994), Mollá et al. (1994) y Maltchik et al. (1996) en ríos de Andalucía.

En la zona central de España donde está planteado el presente estudio, los trabajos relacionados con la caracterización de la ecología de la zona hiporreica son también muy escasos. No obstante aparecen algunas notas sobre la estigofauna descrita en ríos de la comunidad de Madrid, como el Guadarrama. (Camacho y Valdecasas, 2006); así como los estudios realizados desde el grupo de investigación al que pertenece el autor de la presente *Tesis*. En estos estudios, se han realizado descripciones respecto a las características abióticas y bióticas asociadas al ecotono hiporreico de los tramos medios y bajos de los ríos Jarama, Manzanares, Henares y

Tajuña (Iepure et al., 2013; Iepure et al., 2014; Rasines-Ladero e Iepure 2016). Con el fin de contribuir a la mejor caracterización del ambiente hiporreico asociado a la totalidad de los cursos fluviales de la cuenca del Jarama, en este Capítulo se presentan los resultados relacionados con los aspectos abióticos estudiados en el ambiente hiporreico de los ríos Henares y Tajuña, siendo estos los dos afluentes más relevantes del río Jarama. Para ello, se han considerado la litología, la composición granulométrica y contenido de materia orgánica finamente particulada (MOFP) de los sedimentos; así como con la composición físico-química de las aguas).

3.1.1. Objetivos e hipótesis de partida

El **objetivo general** de este Capítulo es el de caracterizar la dinámica espacio-temporal de los factores abióticos que influyen en los procesos y en la funcionalidad de la zona hiporreica asociada a los ríos mediterráneos, Henares y Tajuña, así como establecer las diferencias y/o similitudes entre ambos cauces, que puedan servir de explicación respecto a la estructura de las comunidades bióticas (ver Capítulo 4). Para ello nos hemos planteado una serie de objetivos específicos que se presentan a continuación:

- Caracterizar la composición granulométrica y el contenido de materia orgánica finamente particulada en la ZH asociada a los cauces del Henares y del Tajuña de forma espacial y temporal.
- Caracterizar espacial y temporalmente la composición físico-química de las aguas superficiales e hiporreicas a lo largo de los cauces estudiados.
- Determinar la interacción entre los factores abióticos que sirven para definir las características asociadas al hábitat hiporreico de cada uno de los cauces estudiados en términos de composición y estructura de los sedimentos, así como de la composición físico-química de las aguas.
- Determinar la aplicabilidad de la división por masas de agua superficial (MSPF) establecida por la Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) en los estudios de caracterización del ambiente hiporreico.

Nuestra hipótesis de partida supone el contemplar una heterogeneidad espacial y temporal respecto a las características abióticas de la zona hiporreica, influenciada por la composición granulométrica de los sedimentos que genere un intercambio hidráulico entre las aguas superficiales y subterráneas; favoreciéndose una dinámica, a lo largo del gradiente longitudinal, respecto a la composición físico-química

de las aguas hiporreicas y respecto a la dinámica de la materia orgánica (MOFP). Así mismo, pretendemos determinar la validez de la teoría de la espiral de nutrientes (Webster y Patten, 1979) y el modelo de ecosistema telescópico MET (Fisher et al., 1998) en nuestros cauces. Además, debido a la variación espacial, esperamos una diferenciación entre las masas superficiales (MSPFs) en las que se dividen los cauces estudiados; sirviendo éstas por tanto, para la caracterización de los factores abióticos en el ecotono hiporreico.

3.2. Caracterización de las condiciones abióticas en la zona hiporreica de los ríos Henares y Tajuña

Para la caracterización de las condiciones abióticas de los ambientes hiporreicos asociados a los cauces de los ríos estudiados, un total de 192 muestras de sedimentos y 187 muestras de agua (96 hiporreicas y 91 superficiales) procedentes de ambos cauces fueron analizadas. En el caso de la caracterización físico-química de las aguas superficiales e hiporreicas, los 27 parámetros estudiados fueron agrupados agruparlos en, básicos (T, CE, pH, OD, alcalinidad y dureza); los relacionados con la carga orgánica (DBO₅, DQO, NPOC y COT); aquellos más relacionados con actividades agrícolas (NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻ y SO₄²⁺); y otros parámetros (SST, CT, Cl, CO₃²⁻, Na⁺, Cl⁻, F⁻, HCO₃⁻, K⁺, Li⁺, Mg²⁺, Ca²⁺) (EPA, 2001). De todos ellos, la DBO₅, el COT, el Li⁺ y el F⁻ no fueron considerados en los análisis estadísticos por presentar datos incompletos o erróneos en sus mediciones. La totalidad de los resultados obtenidos se presentan en los Anexos digitales (*AD-granulometría* y *AD-foq*).

3.2.1. Caracterización del hábitat hiporreico del río Henares

Para la caracterización de la zona hiporreica del Henares se analizaron un total de 86 muestras de sedimentos y 84 muestras de agua, 43 hiporreicas y 41 superficiales. (Ver Anexos Digitales: *AD-granulometría*).

La composición granulométrica y contenido de materia orgánica en los sedimentos

Los análisis granulométricos y de contenido de MOFP en los sedimentos hiporreicos del río Henares ponen de manifiesto una gran heterogeneidad, tanto espacial como temporal. Los sedimentos del Henares se encuentran caracterizados por un mayor contenido de fracciones gruesas (arenas muy gruesas, >1 mm; y gruesas

0,5 - 1 mm), que suponen hasta el 50% de media del peso seco (Figura 3. 3); sobre todo en su tramo alto. **Especialmente**, su composición granulométrica presenta cierta homogeneidad con las fracciones gruesas que adquieren una mayor proporción en los puntos de muestreo y MSPFs asociadas a la cabecera y tramos medios del río (MSPF0310010 a MSPF0303010; puntos H1: Sigüenza a H6: Alovera) (Figura 3. 3; *AD-granulometría*). De entre estos puntos destaca el H3, Heras de Ayuso, Guadalajara, por presentar unos valores medios respecto al contenido de las fracciones gruesas en la composición de los sedimentos superiores al 80%. En las MSPFs asociadas al tramo más bajo (MSPF0302010 y MSPF0301010) se observa que los sedimentos adquieren una composición granulométrica más fina con elevados contenidos de estas fracciones, exceptuando el punto H8, Alcalá de Henares, Madrid, donde las fracciones granulométricas gruesas, especialmente la fracción de las arenas gruesas) incrementan su proporción (Figura 3. 3).

En relación al contenido de materia orgánica, MOFP, los sedimentos hiporreicos del Henares presentan un contenido medio del 5% en peso seco, con una tendencia decreciente a lo largo del perfil longitudinal del río (Figura 3. 4). Los máximos contenidos aparecen en el la zona de cabecera, punto H1 (9,95%); mientras que los contenidos mínimos aparecen en la MSPF0301010 (2,71%) y el punto H8 (2,21%).

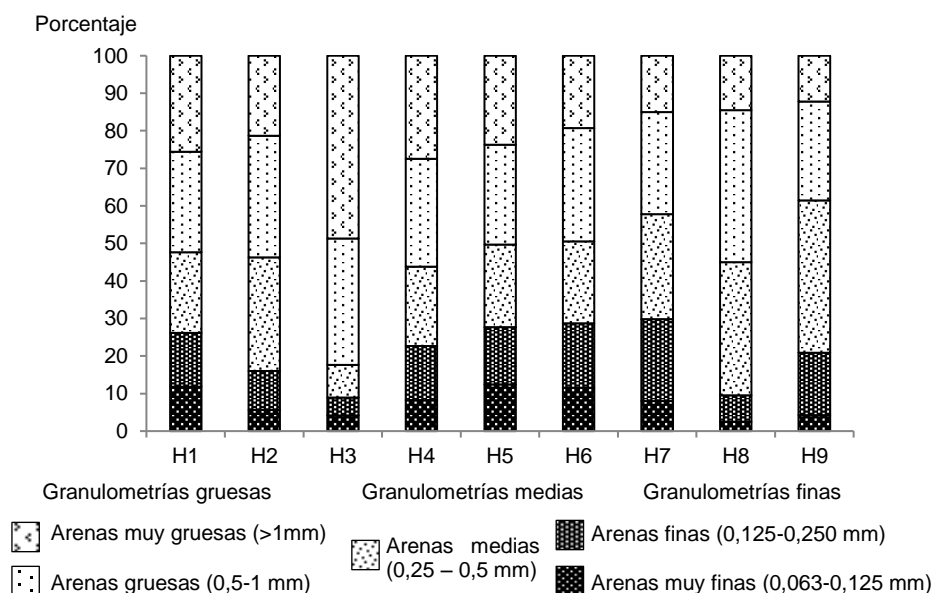


Figura 3. 3. Composición granulométrica media (valores porcentuales medios en peso seco) de los puntos de muestreo relacionados con el ecotono hiporreico del río Henares (febrero 2012 – febrero 2013).

Los análisis *PERMANOVA* indican diferencias significativas respecto a las características sedimentológicas estudiadas, entre las diferentes MSPFs ($Pseudo-F_{5,38} = 9,64$; $p\text{-valor} = 0,0001$; $perms = 9.913$), así como por tramos ($Pseudo-F_{2,41} = 6,06$; $p\text{-valor} = 0,0001$; $perms = 9.942$), permitiendo una clasificación de los puntos de muestreo a partir de los análisis canónicos de coordenadas principales (CAP) con un 79,54% de acierto en la clasificación de las mismas considerando la división por MSPFs (Figura 3. 5); y un 77,27% de acierto, a partir del uso de los tramos como factor de agrupamiento (ver figura en *AD-gráficos*). Las masas de agua mejor diferenciadas respecto al resto, corresponden a la MSPF0304010 (punto H3: Heras de Ayuso; tramo medio), caracterizada por una composición granulométrica de sus sedimentos con fracciones más gruesa (arenas muy gruesas), así como por presentar, en dicho tramo, un mayor contenido de MOFP. La otra MSPF diferenciada respecto al resto corresponde a la MSPF0301010 (puntos H8 y H9: Mejorada del Campo; tramo bajo) caracterizada por una granulometría más heterogénea con fracciones de las arenas gruesas, medias (0,25mm - 0,5 mm) y muy finas (0,063-0,5 mm). El resto de MSPFs aparecen agrupadas sin mostrar diferenciación significativa ($t\text{-test}$; $p\text{-valor} > 0,05$).

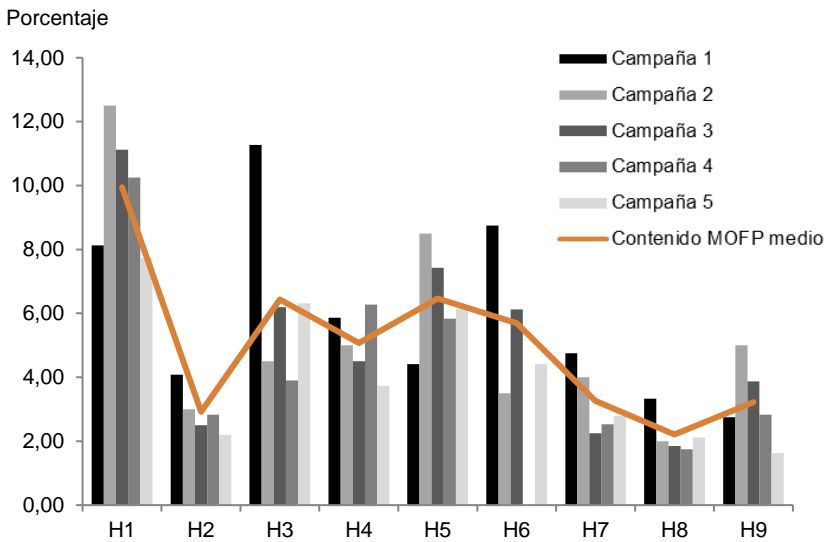


Figura 3. 4. Contenido de materia orgánica (MOFP) de los sedimentos hiporreicos en cada uno de los puntos asociados al río Henares, por campaña (barras; excepto el punto H6-4, no muestreado) y valores medios puntuales (línea).

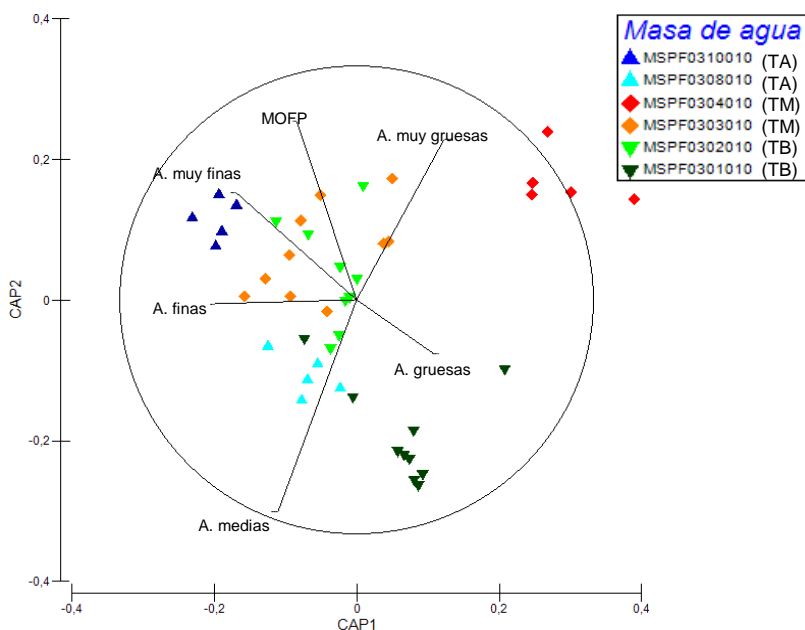


Figura 3. 5. Análisis CAP (distancia Euclídea) mostrando la distribución de los puntos de muestro asociados al río Henares en función a las variables sedimentológicas estudiadas y agrupados por masa de agua superficial (MSPF). Los vectores indican aquellos parámetros correlacionados con los puntos de muestro ($R > 0,4$). Clave: A. = Arenas; MOFP = materia orgánica finamente particulada; TA = tramo alto; TM = tramo medio; TB = tramo bajo.

A escala temporal no existe una diferenciación respecto a las características sedimentológicas asociadas a la ZH del río Henares ($Pseudo-F_{4,39} = 0,57$; p -valor = $0,872$; $pems = 9,925$); no permitiéndose una buena clasificación de las muestras mediante el uso del CAP (36,36% de acierto; figura no mostrada). Este análisis sólo permite distinguir aquellas muestras correspondientes a la campaña de febrero de 2012, por presentar una mayor proporción de arenas medias y finas (0,125-0,250 mm) en su composición granulométrica junto a un mayor contenido medio de MOFP (5,93%), especialmente en la zona de cabecera (*AD_gráficos*). El máximo contenido de MOFP se registra en mayo de 2012 en el punto H1 (Sigüenza, Guadalajara) (12,50%) y el resto de campañas (septiembre 2012 = 11,13%; diciembre 2012 = 10,25% y febrero 2013 = 7,73%), a excepción de febrero de 2012, cuando el valor máximo se registra en el punto H3 (11,27%).

Los estudios de correlación llevados a cabo entre las diferentes fracciones granulométricas y el contenido de materia orgánica indican una correlación negativa y moderada entre las arenas medias y el contenido de MOFP ($R_s = -0,65$; p -valor < $0,05$).

Las características de las aguas superficiales del río Henares

A partir del diagrama de Piper-Hill-Langelier las aguas superficiales del Henares pueden clasificarse, según sus facies químicas, en aguas del tipo Ca-Mg-Na-SO₄-HCO₃-Cl y Ca-Na-Mg-SO₄-Cl-HCO₃; detectándose que la MSPF0308010 (Punto H2), localizada en el tramo alto, se diferencia del resto por presentar aguas clasificadas como Na-Ca-Cl-SO₄-HCO₃ (Figura 3. 6).

Espacialmente, se observa un gradiente creciente a lo largo del perfil longitudinal del cauce del río respecto a la temperatura, los parámetros relacionados con la carga orgánica (DQO y NPOC, DBO₅ y COT) y aquellos considerados nutrientes, más relacionados con las actividades agrícolas (NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻ y SO₄²⁻); mientras que en el caso de la CE el gradiente es decreciente. En el caso del OD y pH no se observa un patrón claro (Tabla 3. 1). El análisis *PERMANOVA* indica una distinción respecto a las características físico-químicas de las aguas superficiales asociadas a cada una de las MSPFs (*Pseudo-F*_{5,35} = 4,92; *p-valor* = 0,0001; *perms* = 9.907), así como por tramos (*Pseudo-F*_{2,38} = 9,17; *p-valor* = 0,0001; *perms* = 9.924), permitiendo una correcta clasificación de las muestras a partir de los análisis CAP realizados (73,17% de acierto en la clasificación por MSPF; *AD_ gráficos*), indicando una diferenciación longitudinal a lo largo del cauce del río Henares. Por tramos, este porcentaje asciende hasta el 92,68% (*AD_ gráficos*). Las MSPFs asociadas al tramo alto (MSPF0310010 y MSPF0308010) se diferencian del resto por presentar elevados valores de CE y máximas concentraciones de Cl⁻ y SO₄²⁻, de Na⁺ y dureza (*t-test / U-test y LSD*; *p-valor* < 0,05). Las MSPFs asociadas al tramo medio (MSPF0304010 y MSPF0303010) se correlacionan con una mayor concentración de OD, pH y, en menor medida, de SST. Aquellas MSPFs del tramo bajo (MSPF0302010 y MSPF0301010) se caracterizan por elevadas concentraciones de K⁺, NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻, NPOC, DQO y, en menor medida, la alcalinidad, temperatura y NO₂⁻ (*t-test / t, U-test y LSD*; *p-valor* < 0,05 en el caso de NPOC, DQO, NO₃⁻, PO₄³⁻ y K⁺).

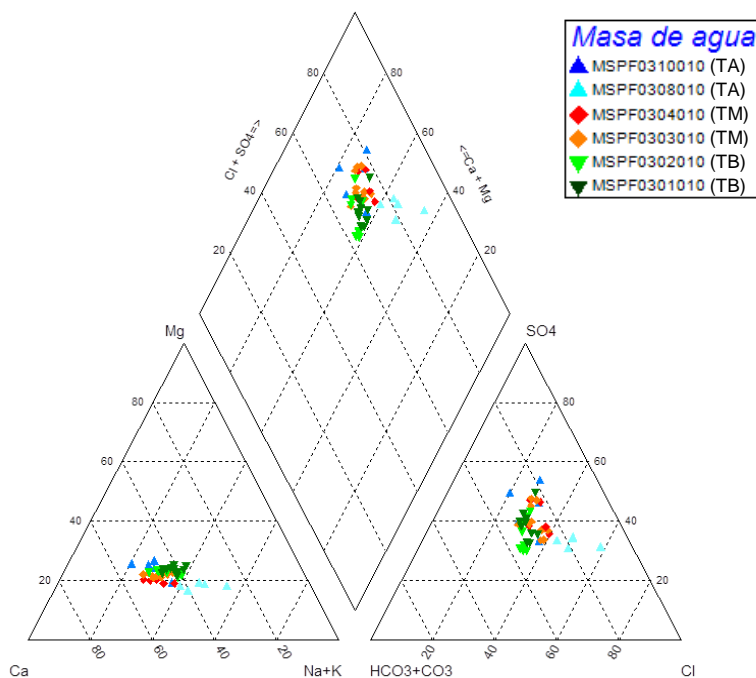


Figura 3. 6. Diagrama de Piper-Hill-Langellier mostrando la clasificación hidrogeoquímica respecto a las aguas superficiales (diferenciadas por MSPF) asociadas al río Henares. Clave: TA = tramo alto; TM = tramo medio; TB = tramo bajo.

A escala temporal también se observa una variación estacional en la composición físico-química de las aguas superficiales del río Henares ($Pseudo-F_{4,36} = 4,75$; $p\text{-valor} = 0,0001$; $perms = 9.919$), a excepción de entre las campañas de invierno (febrero y diciembre de 2012) ($t\text{-test} = 1,47$; $p\text{-valor} = 0,06$; $perms = 8.079$), y entre las de septiembre y diciembre de 2012 ($t\text{-test} = 1,31$; $p\text{-valor} = 0,14$; $perms = 2.887$). El análisis CAP (78,05% de acierto en la clasificación de las muestras; $AD\text{-gráficos}$) permite una distinción entre los puntos de muestreo según la campaña. Las campañas de invierno (febrero de 2012 y 2013) se caracterizan por presentar elevadas concentraciones de SST, NH_4^+ así como de OD, CE y pH; mientras que las primavera (mayo de 2012) por las elevadas concentraciones de la DQO, NO_2^- y la temperatura ($R > 0,5$). La campaña de septiembre y diciembre de 2012 se agrupan de forma conjunta por su correlación con elevadas concentraciones de alcalinidad y Cl^- , así como de SO_4^{2-} , K^+ , CO_3^{2-} , y NO_3^- (Tabla 3. 1).

Tabla 3. 1.- Valores mínimos, máximos, medios y desviación estandar para el periodo Febrero 2012- 2013 relativos a 23 de los 27 parámetros físico-químicos analizados en las aguas superficiales del río Henares (totalidad del cauce y por MSPF muestreada).

Rio		T	CE	pH	OD	TSS	NPOC	COT	TC	IC	DBO ₅	DQO	Dure.	Alca.	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻
Henares (Valores medios)	Min.	8,51	1.109,67	7,91	8,20	8,27	2,36	1,42	40,92	37,36	1,14	6,30	381,70	170,45	0,00	8,42	0,00	86,38	0,78	211,48	139,17
	Max.	18,45	1.428,89	8,22	11,12	60,14	3,31	3,78	64,33	61,46	3,33	12,88	593,43	258,90	0,48	13,73	1,11	159,21	1,43	303,73	265,89
	Media	12,45	1239,98	8,04	9,73	34,06	2,69	3,06	50,02	46,95	2,12	8,43	469,84	203,07	0,14	12,00	0,33	110,96	1,07	255,22	180,10
	DS	5,71	136,54	0,12	1,09	23,17	0,37	0,99	10,35	10,57	0,96	2,74	91,29	41,19	0,21	2,54	0,48	28,37	0,28	34,53	50,91
MSPF0310010	Min	4,77	970,67	7,21	9,01	5,94	0,93	0,32	39,06	38,27	1,00	4,00↓	395,62	160,73	0,00	1,21	0,00	65,59	0,00	221,50	107,21
	Max	15,07	1748,33	8,28	10,87	109,63	1,42	3,7	69,07	68,76	3,00	5,30	612,54	290,01	0,00	8,96	0,00	184,72	0,00	335,23	307,97
	Media	10,36	1317,27	7,79	9,83	59,09	1,21	1,66	49,25	47,60	1,75	4,26	492,78	201,64	0,00	4,82	0,00	117,41	0,00	282,62	194,08
	DS	4,84	290,77	0,47	0,76	46,61	0,19	1,59	12,04	12,32	0,95	0,58	89,16	52,12	0,00	3,45	0,00	54,22	0,00	43,03	89,93
MSPF0308010	Min	5,60	1470,33	8,01	10,44	0,50	1,75	0,60	33,96	31,02	1,00	4,50	470,57	143,18	0,00	2,28	0,00	179,93	0,00	283,25	305,87
	Max	16,25	2680,00	8,37	14,09	67,86	2,67	3,64	66,02	62,37	3,00	10,30	809,24	263,21	0,00	10,48	0,00	296,72	1,73	486,25	477,10
	Media	10,70	1973,67	8,16	11,62	29,06	2,14	2,54	53,24	50,69	1,75	6,84	627,25	218,19	0,00	7,38	0,00	229,78	0,35	366,16	388,20
	DS	4,64	441,18	0,15	1,56	34,79	0,40	1,15	14,35	14,65	0,50	2,61	124,37	56,96	0,00	3,31	0,00	52,60	0,77	84,67	81,52
MSPF0304010	Min	4,63	824,67	8,04	9,47	3,10	1,70	1,20	25,65	22,58	1,00	4,00	277,43	105,67	0,00	2,06	0,00	65,45	0,00	161,89	113,12
	Max	19,90	1319,67	8,70	13,58	66,40	2,85	3,17	53,62	50,45	3,00	10,10	553,29	225,33	0,00	11,33	0,00	128,00	0,00	310,44	221,29
	Media	12,07	1092,13	8,41	11,74	24,42	2,31	2,50	41,52	39,02	1,75	6,40	455,03	167,66	0,00	7,54	0,00	91,52	0,00	260,01	157,32
	DS	5,94	210,33	0,25	1,66	25,55	0,50	0,79	12,02	12,12	0,95	2,54	116,90	49,46	0,00	3,39	0,00	23,25	0,00	58,54	40,95
MSPF0303010	Min	4,53	936,33	7,96	8,09	4,91	1,70	1,07	32,28	29,74	1,00	4,10	354,19	130,00	0,00	5,16	0,00	61,42	0,00	184,32	105,63
	Max	18,27	1352,00	8,55	15,08	68,50	2,91	3,86	63,83	59,98	3,00	16,90	590,39	253,31	0,76	14,46	0,32	126,44	2,01	275,94	237,50
	Media	11,67	1133,03	8,19	10,65	37,58	2,32	2,69	45,49	42,80	1,71	7,33	466,73	185,73	0,08	9,79	0,07	82,98	0,43	249,34	148,44
	DS	5,36	161,39	0,20	2,15	25,13	0,47	1,01	12,72	12,39	0,75	4,34	89,79	50,09	0,25	2,92	0,14	19,09	0,73	35,71	38,86
MSPF0302010	Min	6,53	998,33	7,81	7,97	4,21	2,76	1,75	45,70	40,07	0,00	6,60	364,50	177,63	0,00	9,56	0,00	62,20	1,11	178,82	97,59
	Max	20,50	1328,00	8,16	11,27	56,60	5,34	6,40	73,48	71,05	6,00	23,50	528,73	301,38	1,05	21,38	1,11	142,09	3,26	245,75	198,56
	Media	13,98	1143,13	8,00	9,29	26,78	3,45	3,54	55,01	51,47	2,57	10,76	428,90	224,55	0,23	14,84	0,19	95,73	2,50	216,35	140,69
	DS	6,02	132,72	0,12	1,24	23,09	1,00	1,85	9,76	10,60	2,14	5,51	64,87	42,80	0,38	3,60	0,38	23,38	0,83	26,39	29,89
MSPF0301010	Min	6,33	956,33	7,53	5,12	5,30	3,04	2,39	41,98	36,09	2,00	7,40	344,10	166,75	0,00	10,39	0,00	79,68	1,32	171,25	110,92
	Max	21,27	1327,00	8,07	9,44	55,80	4,90	5,89	67,24	62,52	5,00	20,40	504,23	267,14	1,44	29,86	5,22	124,93	3,42	243,42	193,65
	Media	13,95	1102,53	7,84	7,20	31,26	3,70	4,40	53,46	49,07	2,71	11,77	417,37	213,40	0,36	20,72	1,25	93,69	2,02	216,13	136,08
	DS	6,17	146,48	0,17	1,31	20,57	0,60	1,25	9,19	9,30	1,25	4,05	68,13	35,81	0,54	6,89	1,98	14,03	0,75	23,34	25,53

Abreviaturas: Min = valor mínimo puntual (excepto en valores medios); Max = valor máximo puntual (excepto en valores medios); DS = desviación estándar; Dure. = dureza; Alca. = alcalinidad. Clave: **parámetro** = valor medio máximo por MSPF y puntual máximo respecto al periodo estudiado.

Las características de las aguas hiporreicas del río Henares

Las aguas hiporreicas del Henares pueden clasificarse como aguas de facies químicas mixtas (Ca-Mg-Na-SO₄-HCO₃-Cl y Ca-Na-Mg-SO₄-Cl-HCO₃), a excepción de las de la MSPF0308010 (Punto H2: Jadraque, Guadalajara), clasificadas como Na-Ca-Cl-SO₄-HCO₃.

Espacialmente se observa un gradiente creciente a lo largo del perfil longitudinal de la ZH asociada al río Henares respecto a la temperatura, aquellos parámetros relacionados con la carga orgánica en las aguas (DQO y NPOC, DBO₅ y COT) y nutrientes (NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺ y PO₄³⁻); mientras que en el caso de la CE, dicho gradiente es decreciente. En el caso del OD, pH y SO₄²⁻ estos gradientes no se detectan. Debido a la variación longitudinal observada, se detecta una diferenciación respecto a las características físico-químicas asociadas a las aguas hiporreicas de las diferentes MSPFs en las que se divide el cauce del Henares (*Pseudo-F*_{5,37} = 4,50; *p-valor* = 0,0001; *perms* = 9.904); al igual que por tramos (*Pseudo-F*_{2,40} = 7,27; *p-valor* = 0,0001; *perms* = 9.919); permitiendo una correcta clasificación de las muestras a partir de los análisis CAP realizados (67,44% de acierto en la clasificación por MSPF; Figura 3. 7). Por tramos, este porcentaje asciende hasta el 88,37% (*AD_ gráficos*).

A partir del análisis CAP se observa que, en el tramo alto, el ion K⁺ y los SST junto a la alcalinidad parecen caracterizar las muestras asociadas a la MSPF0310010; mientras que la otra MSPF asociada al tramo alto del Henares (MSPF0308010) se caracteriza por elevadas concentraciones de CE, el Cl⁻ y el SO₄²⁻, junto a las de la dureza y Na⁺ (*t-test / U-test y LSD; p-valor* < 0,05). Las MSPFs asociadas al tramo medio (HMSPF0304010 y MSPF0303010) se agrupan conjuntamente en relación a las elevadas concentraciones de OD, NO₃⁻ y valores de pH. Las MSPFs asociadas al tramo bajo del Henares vienen caracterizadas por las elevadas concentraciones de NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻, NPOC, DQO y por su elevada temperatura y concentración de NO₂⁻ (*t-test / U-test y LSD; p-valor* < 0,05, para el caso del NO₂⁻, NPOC y PO₄³⁻). En el caso de los NO₃⁻, NH₄⁺ y PO₄³⁻, NPOC y DQO, sus concentraciones máximas medias se registran sobre la MSPF0301010; mientras que las temperaturas son máximas en la MSPF0302010 (Tabla 3. 2).

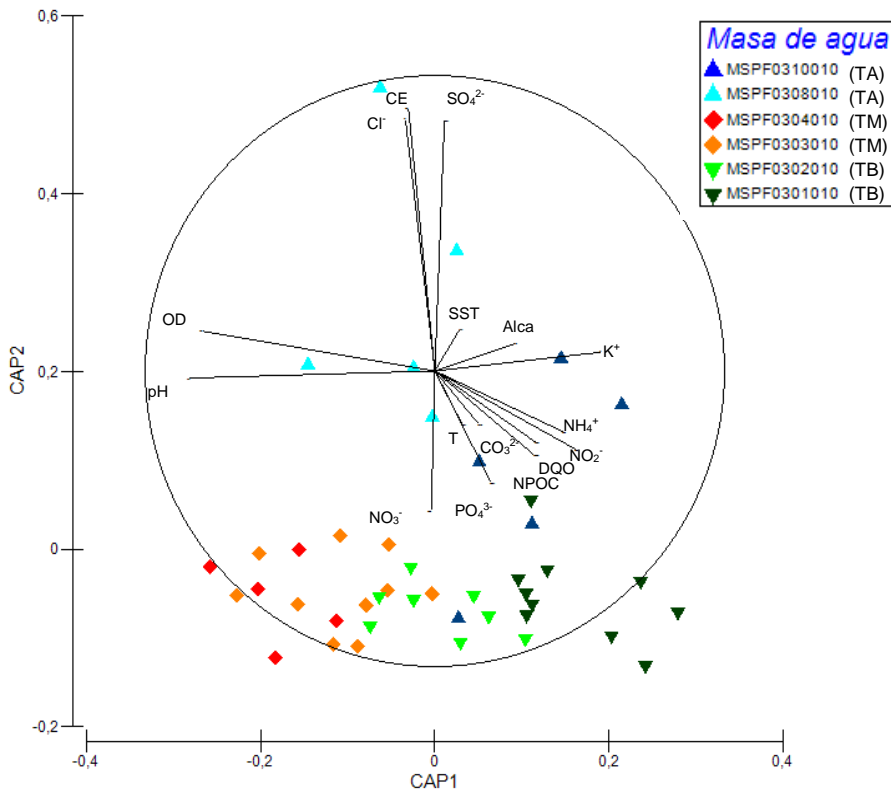


Figura 3. 7. Análisis CAP (distancia Euclídea) mostrando la distribución de los puntos de muestro asociados al río Henares en función a las variables físico-químicas del agua hiporreica agrupados por masa de agua superficial (MSPF). Los vectores indican aquellos parámetros correlacionados con los puntos de muestreo ($R > 0,4$). Clave: TA =tramo alto; TM = tramo medio; TB = tramo bajo.

A escala temporal, los resultados también muestran una variabilidad estacional respecto a las condiciones físico-químicas de las aguas hiporreicas del río Henares, que permite una distinción entre las diferentes campañas de muestreo ($Pseudo-F_{4,38} = 4,53$; $p\text{-valor} = 0,0001$; $pems = 9.899$); al igual que respecto a la combinación de los factores espaciales y temporales ($Pseudo-F_{20,13} = 1,55$; $p\text{-valor} = 0,02$; $perms = 9.853$). El análisis CAP muestra una clasificación temporal de las muestras (83,72% de acierto en la clasificación; Figura 3. 8), indicando que las muestras de invierno (febrero de 2012 y 2013), se relacionan con elevadas concentraciones de OD y valores de CE y pH, y de NH_4^+ y SST. Las muestras de la campaña de primavera (mayo de 2012) se diferencian del resto por las elevadas concentraciones de la DQO, y de PO_4^{3-} , NPOC y NO_2^- . La campaña de septiembre de 2012 se caracteriza por su elevada alcalinidad, temperatura y mayores concentraciones de Cl. La campaña de diciembre se caracteriza por presentar elevadas concentraciones de SO_4^{2-} , NO_3^- y CO_3^{2-} .

Tabla 3. 2.- Valores mínimos, máximos, medios y desviación estandar para el periodo Febrero 2012- 2013 relativos a 23 de los 27 parámetros fisico-químicos analizados en las aguas hiporreicas del río Henares (totalidad del cauce y por MSPF muestreada).

Zona Hiporreica	Temp	CE	pH	OD	TSS	NPOC	TOC	TC	IC	DBO ₅	DQO	Dure.	Alca.	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	
Henares (valores medios)	Min.	6,08	1.101,96	7,86	5,61	1.564,99	2,34	1,83	42,58	37,86	1,00	5,63	394,31	166,55	0,00	7,76	0,00	90,35	0,23	216,98	146,07
	Max.	18,53	1.450,52	8,18	9,59	2.907,75	3,78	4,54	63,23	61,24	2,67	16,26	576,10	256,56	0,86	12,44	3,55	152,43	1,02	310,70	249,84
	Media	12,52	1.241,87	7,99	7,60	2.072,65	2,98	3,20	49,47	46,34	2,01	9,14	476,18	196,96	0,11	10,29	0,29	113,83	0,55	271,31	184,88
	DS	5,70	146,14	0,13	1,61	531,38	0,60	1,26	8,39	9,25	0,70	4,27	70,50	37,30	0,15	1,97	0,39	25,03	0,35	35,77	41,80
MSPF0310010	Min	5,33	1.038,50	7,31	3,24	737,11	1,01	0,28	44,41	41,78	1,00	4,00	435,15	178,77	0,00	0,82	0,00	63,41	0,00	231,55	98,72
	Max	15,35	1.857,67	7,85	8,87	4.580,07	3,21	4,83	70,66	70,38	2,00	10,55	690,80	294,49	0,00	5,78	0,29	164,59	0,00	500,67	268,91
	Media	10,44	1.338,57	7,63	5,69	2.239,02	1,93	2,11	53,87	51,76	1,33	7,32	581,98	215,88	0,00	2,90	0,10	103,55	0,00	355,14	173,07
	DS	4,63	312,88	0,22	2,04	1.513,19	0,79	1,74	10,04	11,16	0,58	3,11	95,04	45,54	0,00	2,22	0,14	39,81	0,00	98,29	67,67
MSPF0308010	Min	5,77	1.477,33	7,86	7,41	1.324,77	1,71	1,04	39,31	36,12	1,00	4,00	477,79	155,08	0,00	2,68	0,00	177,64	0,00	302,17	302,58
	Max	16,23	2.656,67	8,33	11,27	3.066,40	3,50	3,68	63,62	61,87	3,00	15,05	821,33	261,18	0,00	10,86	0,00	371,81	0,00	473,30	623,35
	Media	10,89	1.981,73	8,07	9,23	2.296,57	2,64	2,59	50,73	48,15	2,00	7,23	616,24	203,89	0,00	7,13	0,00	243,21	0,00	370,85	414,21
	DS	4,45	427,82	0,17	1,45	706,60	0,77	1,13	10,69	11,62	1,41	4,44	138,71	45,59	0,00	3,19	0,00	83,14	0,00	85,74	138,86
MSPF0304010	Min	4,95	823,33	8,07	6,93	768,40	1,74	1,28	28,84	25,95	1,00	4,00	282,32	112,75	0,00	2,03	0,00	65,16	0,00	156,81	110,86
	Max	19,70	1.312,67	8,57	13,39	3.375,20	3,55	4,32	51,57	51,86	2,00	13,40	553,25	215,55	0,00	13,26	0,35	129,61	0,00	308,05	222,62
	Media	12,00	1.096,20	8,35	10,11	2.096,21	2,60	2,81	40,36	38,47	1,33	7,23	430,50	163,30	0,00	8,57	0,07	90,17	0,00	254,21	153,51
	DS	5,88	211,86	0,21	2,66	1.196,77	0,77	1,50	9,87	11,20	0,58	4,24	100,68	45,02	0,00	4,15	0,16	24,63	0,00	58,28	43,17
MSPF0303010	Min	4,77	933,00	7,92	6,49	498,21	1,68	1,32	31,87	29,18	1,00	4,50	331,90	127,07	0,00	4,93	0,00	60,67	0,00	183,22	105,10
	Max	18,27	1.348,33	8,53	14,11	5.546,40	4,91	5,51	61,53	60,14	6,00	21,35	596,30	250,86	0,58	15,21	0,23	136,91	2,03	293,60	250,28
	Media	11,74	1.134,73	8,16	9,77	1.981,40	2,87	3,20	45,55	42,35	1,87	8,05	457,70	182,21	0,06	10,27	0,06	89,80	0,26	251,99	157,79
	DS	5,29	163,70	0,21	2,32	1.496,18	0,90	1,60	11,24	11,68	1,73	5,23	89,06	49,23	0,18	3,16	0,09	24,59	0,65	39,13	49,49
MSPF0302010	Min	6,53	996,67	7,77	2,91	925,90	2,13	1,51	47,56	42,12	1,00	5,40	396,90	181,77	0,00	10,71	0,00	75,48	0,00	187,97	118,32
	Max	21,53	1.321,67	8,13	10,23	2.683,30	4,76	6,44	72,16	69,57	3,00	14,20	521,32	298,62	0,51	22,89	1,44	142,45	3,04	278,24	203,83
	Media	14,12	1.143,19	7,96	7,47	1.658,27	2,95	2,99	56,79	53,80	1,86	9,76	456,21	227,56	0,06	15,41	0,18	105,45	1,70	233,05	156,97
	DS	6,24	134,62	0,12	2,60	606,49	0,81	1,54	10,00	10,41	0,90	3,49	53,76	45,41	0,18	3,83	0,51	24,56	1,11	31,23	30,83
MSPF0301010	Min	6,40	932,00	7,56	2,57	696,77	2,73	2,10	38,97	34,66	1,00	7,73	324,27	160,02	0,00	0,81	0,00	81,53	0,00	167,56	117,55
	Max	21,27	1.323,67	8,04	8,17	3.704,80	7,38	7,40	62,97	59,68	6,00	26,10	485,71	250,65	1,84	17,49	3,55	124,73	3,03	342,51	192,04
	Media	13,98	1.092,40	7,78	4,43	2.288,49	4,02	4,42	49,27	44,71	2,79	12,56	410,56	191,17	0,37	11,02	0,95	96,83	0,76	238,08	141,26
	DS	6,14	156,57	0,13	1,88	1.023,10	1,43	1,58	7,00	7,73	1,62	6,22	57,85	29,94	0,57	5,24	1,29	15,97	1,06	46,86	25,89

Abreviaturas: Min = valor mínimo puntual (excepto en valores medios); Max = valor máximo puntual (excepto en valores medios); DS = desviación estándar; Dure. = dureza; Alca. = alcalinidad. Clave: **parámetro** = valor medio máximo por MSPF y puntual máximo respecto al periodo estudiado.

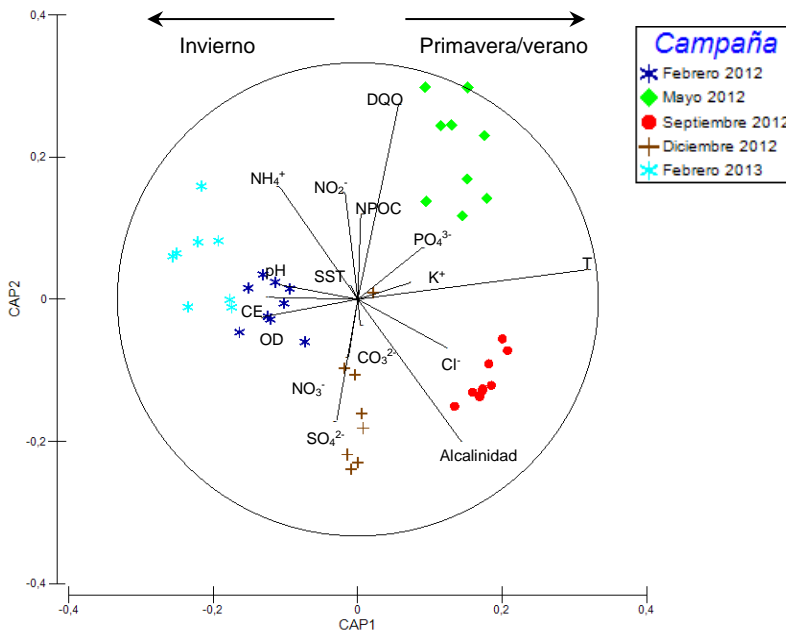


Figura 3. 8. Análisis CAP (distancia Euclídea) mostrando la distribución de los puntos de muestro asociados al río Henares en función a las variables físico-químicas estudiadas en las aguas hiporreicas y agrupados por campaña de muestreo. Los vectores indican aquellos parámetros correlacionados con los puntos de muestreo.

Las aguas superficiales e hiporreicas asociadas al cauce del río Henares presenta unas condiciones físico-químicas muy similares. Los análisis de correlación indican una correspondencia significativa ($R_s > 0,5$, $p\text{-valor} < 0,05$) entre la mayoría de los parámetros analizados sobre las aguas hiporreicas y su correspondiente homónimo en el ambiente superficial, a excepción de los SST, DBO₅, PO₄³⁻ y CO₃²⁻. Esta similitud entre ambos ambientes también se refleja a partir de los análisis bivariantes de comparación, que indican una semejanza entre ambos ambientes, respecto a todos los parámetros físico-químicos estudiados; excepto para el caso del OD ($t = 0,98$; $p\text{-valor} < 0,05$) y el PO₄³⁻ ($U = -83$; $p\text{-valor} < 0,05$), que presentan mayor concentración en el ambiente superficial; así como los SST ($U = 881,5$; $p\text{-valor} < 0,05$), con mayor concentración en las aguas hiporreicas.

La comparación de ambos ambientes, por MSPF, indican que en las MSPFs asociadas al tramo alto (MSPF0310010 y MSPF0308010), las diferencias significativas se corresponden con el OD, superior en el ambiente superficial ($t\text{-test} = 4,24$ y $t\text{-test} = 2,5$; $p\text{-valor} < 0,05$, respectivamente), y los SST, superiores en el ambiente hiporreico ($t\text{-test} = -3,21$ y $t\text{-test} = -7,16$; $p\text{-valor} < 0,05$, respectivamente). En las MSPFs del tramo medio y bajo (MSPF0304010, MSPF0303010 y MSPF0302010), únicamente difieren los SST que son superiores en el punto H8 (Alcalá) ($t\text{-test} = -3,87$, $t = -3,88$, $t\text{-test} = -7,60$; $p\text{-valor} < 0,05$, respectivamente);

mientras que en la MSPF más distal (MSPF0301010) los ambientes estudiados pueden diferenciarse respecto a las concentraciones de SST (t -test = -6,59; p -valor < 0,05), de OD (U -test = -35,0; p -valor < 0,05), NO_3^- (t -test = 3,11; p -valor < 0,05) y el PO_4^{3-} (U -test = -32,5; p -valor < 0,05), superiores en el ambiente superficial; y la concentración de K^+ (t -test = -2,61; p -valor < 0,05), superior en el ambiente hiporreico. Temporalmente, la mayor diferencia entre el ambiente superficial e hiporreico asociado al río Henares se detecta durante la campaña de diciembre de 2012, cuando se observan diferencias respecto al OD (t -test = 2,1; p -valor < 0,05), Cl (U -test = -24,0; p -valor < 0,05), HCO_3^- (U -test = -23,0; p -valor < 0,05) y la alcalinidad (U -test = -23,0; p -valor < 0,05), mayores en el ambiente superficial; y los SST (U -test = 32,0; p -valor < 0,05), dureza (U -test = -20,0; p -valor < 0,05), CT (U -test = -23,0; p -valor < 0,05) y Ca^{2+} (U -test = -20,0; p -valor < 0,05) mayores en el ambiente hiporreico.

La relación entre los diferentes parámetros relacionados con el sedimento y las características físico-químicas de las aguas hiporreicas del río Henares presentan unos coeficientes de correlación (R_s) débiles entre Las arenas muy finas correlacionan positivamente con la dureza ($R_s = 0,52$; p -valor < 0,05); y negativas entre las arenas finas y el OD ($R_s = -0,49$; p -valor < 0,05).

3.2.2. La zona hiporreica asociada al río Tajuña

Para la caracterización de la zona hiporreica del Tajuña se analizaron un total de 106 muestras de sedimentos y 103 muestras (53 hiporreicas y 50 superficiales).

La composición granulométrica y contenido de materia orgánica en los sedimentos

Los análisis granulométricos y de contenido de MOFP en los sedimentos hiporreicos del río Tajuña, indican una gran heterogeneidad, tanto espacial como temporal. **Espacialmente**, los sedimentos del Tajuña se encuentran caracterizados, por un mayor contenido de arenas muy gruesas (> 1mm) y gruesas (0,5-1 mm), que suponen hasta el 50% de media del peso seco, incrementándose hasta el 65% en las MSPFs asociadas al tramo bajo del río (Figura 3. 9). Las fracciones granulométricas de las arenas finas (0,125-0,25 mm) y muy finas (0,063-0,125 mm) presentan una tendencia decreciente respecto a sus porcentajes a lo largo de la MSPF asociada al tramo alto (MSPF0204010), observándose una reducción del 50% a lo largo de ella. A partir del punto T5: Masegoso de Tajuña, Guadalajara,

estas fracciones se sitúan en torno al 20% de media, si bien, en la parte final de la MSPF más distal (MSPF0201010, puntos T8: Loranca de Tajuña, T9: Orusco de Tajuña y T10: Chinchón), su proporción se incrementa hasta alcanzar casi el 30% del peso seco medio. Esta tendencia creciente se ve interrumpida en el punto más distal (T11: Titulcia).

En relación al contenido de MOFP, el contenido medio en peso seco es de 4,34%, con una tendencia creciente a lo largo del cauce del Tajuña (Figura 3. 10). Los valores medios mínimos de MOFP se registran sobre la MSPF0202011 (3,20%) y el punto T3: Luzaga (1,67%); mientras que los máximos aparecen sobre la MSPF0201010 (5,02%) y los puntos en T4: Abanades (6,62%) y en T9 (5,94%). El análisis *PERMANOVA* indica diferencias significativas respecto a las características sedimentológicas estudiadas, entre las diferentes MSPFs (*Pseudo-F*_{2,50} = 2,23; *p-valor* = 0,0492; *perms* = 9.939); aunque no existen en función a los tramos (*Pseudo-F*_{2,50} = 1,60; *p-valor* = 0,1482; *perms* = 9.940); lo que se traduce en un mal resultado de los análisis CAP respecto a la clasificación de los sitios de muestreo considerando las MSPFs como factor de agrupamiento (58,49% de acierto; Figura 3. 11), así como por tramos (58,49%; *AD_gráficos*). Estos análisis muestran que la MSPF mejor diferenciada corresponde a la MSPF0202011 (tramo medio) por presentar mayor proporción de la fracción de arenas gruesas en la composición de sus sedimentos hiporreicos; así como de algunos puntos asociados a la MSPF0201010 asociada al tramo bajo del Tajuña.

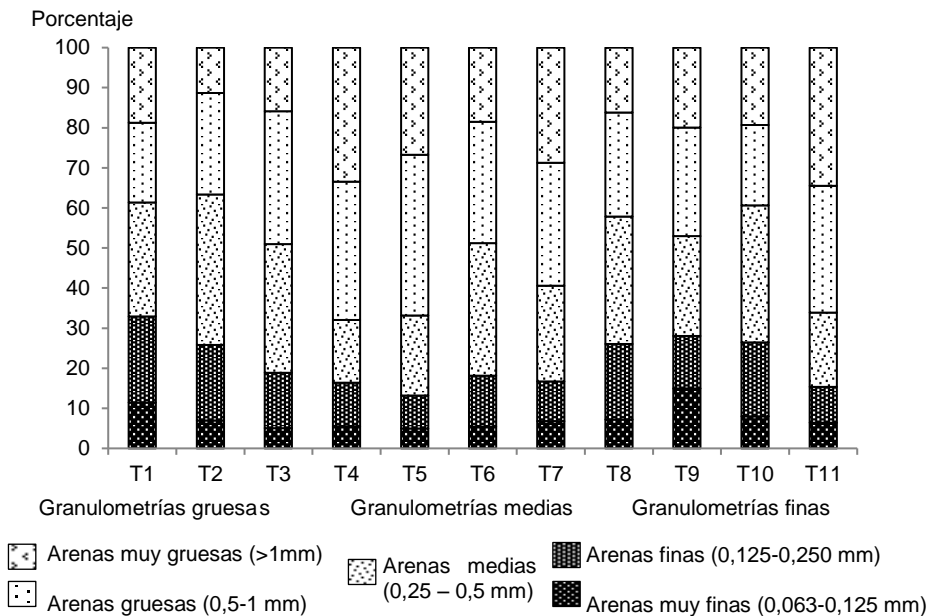


Figura 3. 9. Composición granulométrica media (valores porcentuales medios en peso seco) de los puntos de muestreo relacionados con el ecotono hiporreico del río Tajuña (febrero 2012 – febrero 2013).

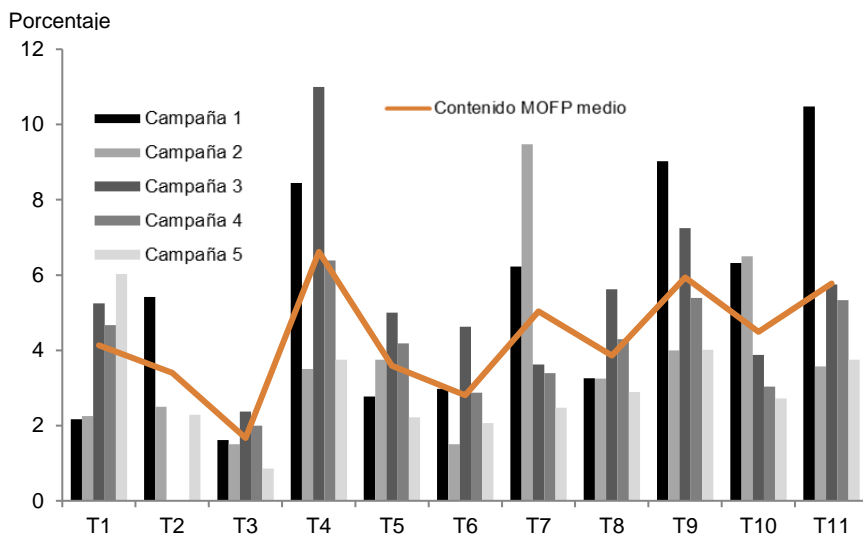


Figura 3. 10. Contenido de materia orgánica (MOFP) de los sedimentos hiporreicos en cada uno de los puntos asociados al río Henares, por campaña (barras; punto H6-4, no muestreado) y valores medios puntuales (línea).

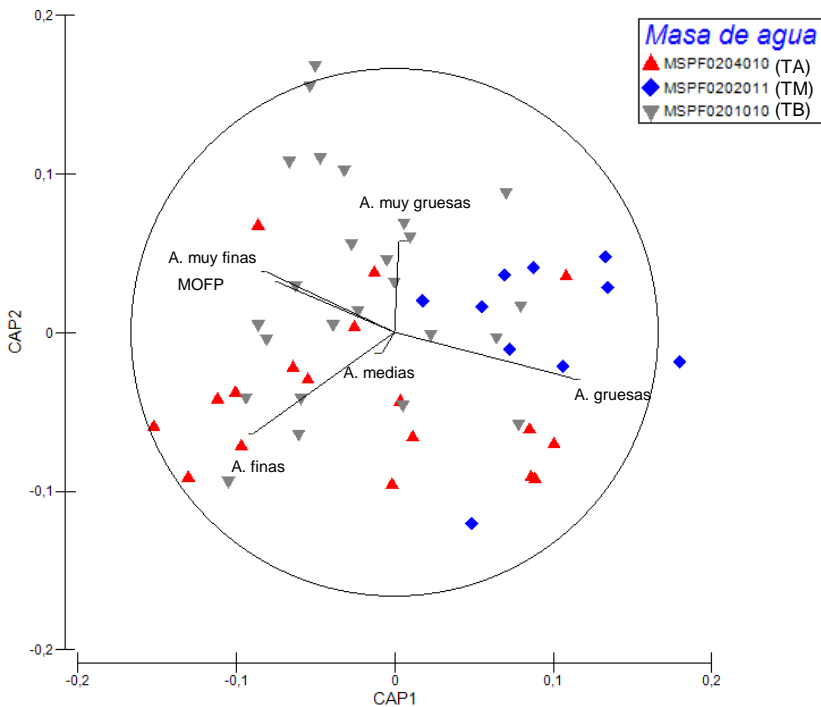


Figura 3. 11. Análisis CAP(distancia Euclídea) mostrando la distribución de los puntos de muestro asociados al río Tajuña en función a las variables sedimentológicas estudiadas y agrupados por masa de agua superficial (MSPF). Los vectores indican aquellos parámetros correlacionados con los puntos de muestro. Clave: A. = Arenas; TA = tramo alto; TM = tramo medio; TB = tramo bajo.

A escala temporal en el río Tajuña no se observan diferencias significativas respecto a las características del sedimento hiporreico entre las diferentes campañas estudiadas ($Pseudo-F_{4,48} = 1,46$; $p\text{-valor} = 0,1451$; $perms = 9.927$). A pesar de ello, los análisis por pares si indican diferenciación entre la campaña de mayo de 2012 y febrero de 2013 ($t\text{-test} = 1,75$; $p\text{-valor} = 0,0379$; $perms = 9.827$). El análisis CAP (35,84% de acierto en la clasificación temporal de las muestras; *AD_ gráficos*) permite determinar que los sedimentos hiporreicos durante la campaña de mayo de 2012 presentan mayores contenidos de las fracciones gruesas en la composición granulométrica de los sedimentos hiporreicos, especialmente en el tramo medio (MSPF0202011) (*AD_ granulometría*).

Por puntos de muestro, el mínimo contenido de MOFP corresponde a T3 (Luzaga, Guadalajara) para todas las campañas estudiadas (febrero 2012 = 1,61%; mayo 2012 = 1,50%; septiembre 2012 = 2,38%; diciembre 2012 = 2%; y febrero 2013 = 0,86%); mientras que los máximos se registran en T11 (Titulcia, Madrid) (10,48%) durante febrero de 2012; en T7 (Armuña de Tajuña, Guadalajara)

(9,47%) durante la de mayo de 2012; en T4 (Abanades, Guadalajara) (11%) durante la de septiembre de 2012 y diciembre de 2012 (6,39%); y en T1 (Luzón Guadalajara; 6,32%) durante la febrero de 2013.

Las fracciones granulométricas y el contenido de MOFP presentan unas correlaciones débiles entre sí, no alcanzándose coeficientes de correlación R_s superiores a 0,5 en ningún caso.

Las características de las aguas superficiales del río Tajuña

Los diagramas de Piper-Hill-Langelier (Figura 3. 12) clasifican las aguas superficiales del río Tajuña en las facies químicas mezcla entre Ca-Mg-SO₄-HCO₃ / Ca-Mg-HCO₃-SO₄; observándose una diferenciación por MSPF, al clasificarse las aguas asociadas a la MSPF0204010 (tramo alto) como Ca-Mg-HCO₃-SO₄, mezcladas con Ca-Mg-Na-HCO₃-Cl-SO₄ / Ca-Mg-HCO₃; las de la MSPF0202011 (tramo medio) como Ca-Mg-HCO₃-SO₄; y las de la MSPF0201010 (tramo bajo) como Ca-Mg-SO₄-HCO₃.

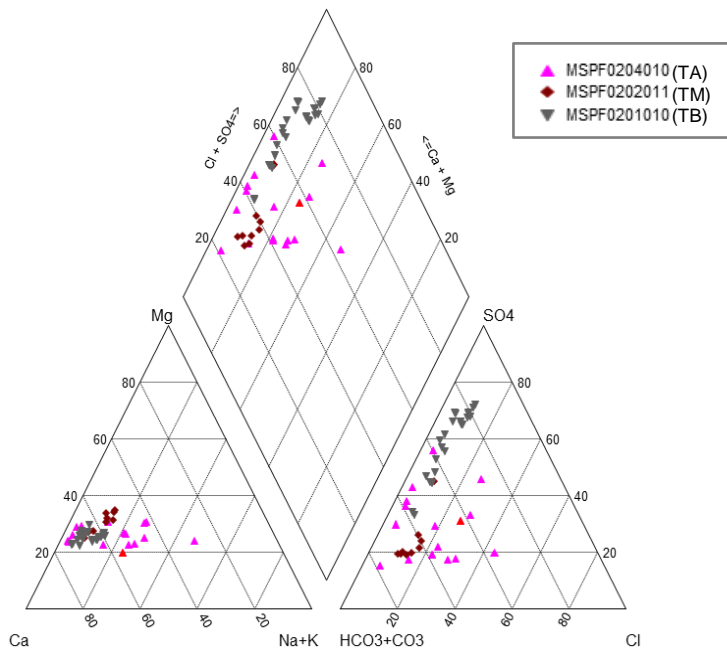


Figura 3. 12. Diagrama de Piper-Hill-Langelier mostrando la clasificación hidrogeoquímica respecto a las aguas superficiales (diferenciadas por MSPF) asociadas al río Tajuña. Clave: TA = tramo alto; TM = tramo medio; TB = tramo bajo.

Espacialmente, se observa un gradiente creciente de temperatura a lo largo del perfil longitudinal del cauce del río; sin que el resto de parámetros estudiados presenten tendencias similares (Tabla 3. 4). La mayoría de los parámetros relacionados con la carga orgánica presenta sus máximas concentraciones medias (DBO₅ y DQO) en la MSPF0204010; mientras que el NPOC lo presenta en la MSPF correspondiente al tramo bajo. En el caso de los nutrientes, presentan sus máximos en la MSPF más distal, excepto el nitrógeno en forma de NH₄⁺ que lo registra en la MSPF0204010. Los análisis *PERMANOVA* indican diferencias entre la composición físico-química de las aguas superficiales de las diferentes MSPFs (*Pseudo-F*_{2,46} = 5,37; *p-valor* = 0,0001; *perms* = 9.918), así como por tramos (*Pseudo-F*_{2,46} = 8,59; *p-valor* = 0,0001; *perms* = 9.928); permitiendo una correcta clasificación de las muestras a partir de los análisis CAP realizados (72,92% de acierto en la clasificación por MSPF; *AD_ gráficos*). Por tramos, este porcentaje asciende hasta el 83,33% (*AD_ gráficos*). A partir de estos análisis se determina que las MSPFs asociadas al tramo alto del río Tajuña se caracteriza, principalmente, por su contenido elevado contenido en CO₃²⁻; así como por la alcalinidad y DQO. La MSPF0202011, asociada al tramo medio, se caracteriza por los altos valores de pH y también por las elevadas concentraciones de CO₃²⁻ y OD. La MSPF0201010, asociada con el tramo bajo, se caracteriza por sus elevados contenidos de SO₄²⁻ y NO₃⁻, además de mayor temperatura, alcalinidad, CE SST, NPOC, NO₂⁻, PO₄³⁻, K⁺ y Cl⁻ (*t-test / U-test, LSD; p-valor* < 0,05; para el caso de la CE, dureza, NO₃⁻, SO₄²⁻, Mg²⁺ y Ca²⁺).

De forma temporal, los análisis *PERMANOVA* indican una distinción en la composición físico-químicas de las aguas superficiales (*Pseudo-F*_{4,44} = 3,57; *p-valor* = 0,0001; *pems* = 9.911); El análisis CAP (85,42% de acierto en la clasificación de las muestras; *AD_ gráficos*) presenta un agrupamiento de las muestras obtenidas en invierno (febrero de 2012 y 2013 y diciembre de 2012) que se caracterizan por presentar mayores concentraciones de OD, SST, NPOC, pH, NO₃⁻, CO₃²⁻ y K⁺; mientras que las de primavera (mayo 2012), se caracterizan por mayores contenidos de DQO, NO₂⁻. La temperatura junto a contenidos superiores de SO₄²⁻, PO₄³⁻ y alcalinidad suponen los parámetros característicos la campaña de septiembre de 2012.

Tabla 3. 3 Valores mínimos, máximos, medios y desviación típica para el periodo Febrero 2012- 2013 relativos a 23 de los 27 parámetros físico-químicos analizados en las aguas superficiales del río Tajuña (totalidad del cauce y por MSPF muestreada).

Rio	Temp	CE	pH	OD	TSS	NPOC	TC	IC	DBO ₅	DQO	Dure.	Alca.	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	
Tajuña (Valores medios)	Min.	5,93	741,57	7,98	9,46	8,32	1,60	38,07	36,30	1,20	4,30	447,90	161,73	0,00	12,83	0,00	25,66	0,00	210,23	41,38
	Max.	16,89	1.442,24	8,57	12,02	96,08	2,10	56,46	56,50	4,25	10,35	575,12	236,41	0,05	15,17	0,04	34,08	0,72	322,58	53,26
	Media	10,47	986,43	8,14	10,78	50,03	1,74	1,15	49,55	1,95	6,34	486,32	209,56	0,03	14,03	0,01	30,41	0,21	267,52	47,89
	DS	5,17	278,93	0,16	1,07	34,75	0,21	7,87	8,38	1,31	2,37	51,53	2,37	0,02	0,93	0,02	3,70	0,29	41,87	5,68
MSPF0204010	Min	0,43	441,67	7,35	6,86	0,79	0,88	30,89	29,28	0,50	4,00	256,82	130,05	0,00	1,87	0,00	4,45	0,00	50,39	10,52
	Max	19,13	1.833,67	8,74	13,67	606,70	3,69	63,38	63,88	5,67	13,30	393,48	269,86	0,07	16,31	0,16	99,57	1,21	204,64	168,05
	Media	9,36	790,86	8,05	10,64	75,78	1,76	52,01	50,78	2,30	6,85	340,05	216,26	0,00	9,74	0,03	33,83	0,20	117,26	58,90
	DS	5,49	343,77	0,39	1,89	146,33	0,67	10,08	10,65	2,48	3,27	35,46	40,61	0,02	3,74	0,05	39,26	0,45	44,89	44,83
MSPF0202011	Min	6,27	378,00	8,05	8,69	0,10	1,20	35,65	34,00	0,00	3,90	217,30	141,36	0,00	4,99	0,00	11,41	0,00	58,23	22,64
	Max	16,70	974,00	8,50	12,87	87,89	2,01	54,65	52,40	3,00	11,90	340,33	229,69	0,10	16,14	0,16	18,52	0,00	153,24	36,25
	Media	10,94	577,28	8,26	10,90	28,77	1,63	45,21	43,95	1,30	5,88	275,51	189,58	0,01	10,26	0,02	14,54	0,00	78,95	28,46
	DS	4,72	220,62	0,16	1,21	36,99	0,25	6,79	7,01	0,88	2,82	38,03	31,39	0,03	3,59	0,05	2,50	0,00	31,00	4,82
MSPF0201010	Min	4,67	444,33	7,66	8,27	1,43	1,38	34,95	33,70	0,00	4,00	314,68	143,05	0,00	12,30	0,00	10,07	0,00	124,32	21,04
	Max	19,10	2.363,33	8,51	13,31	200,93	2,10	65,06	64,53	5,00	10,80	1.091,27	271,71	0,28	36,18	0,06	83,22	5,97	814,70	101,27
	Media	10,89	1.274,85	8,15	10,74	48,59	1,79	50,66	49,54	1,89	5,97	667,84	208,23	0,04	18,69	0,00	33,70	0,30	447,25	46,87
	DS	5,08	518,92	0,20	1,44	50,53	0,19	9,05	9,31	1,49	2,40	250,07	34,50	0,08	6,28	0,01	25,42	1,23	237,45	27,25

Abreviaturas: Min = valor mínimo puntual (excepto en valores medios); Max = valor máximo puntual (excepto en valores medios); DS = desviación estándar; Dure. = dureza; Alca. = alcalinidad. Clave: **parámetro** = valor medio máximo por MSPF y puntual máximo respecto al periodo estudiado.

Las características de las aguas hiporreicas del río Tajuña

El diagrama de Piper-Hill-Langelier indica una clasificación de las aguas hiporreicas del Tajuña en la facies química mezcla Ca-Mg-SO₄-HCO₃ / Ca-Mg-HCO₃-SO₄. No obstante se observa una diferenciación por MSPF, clasificándose las aguas asociadas al tramo alto (MSPF0204010) como Ca-Mg-HCO₃-SO₄, mezcladas con Ca-Mg-Na-HCO₃-Cl-SO₄ / Ca-Mg-HCO₃; las del tramo medio (MSPF0202011) como Ca-Mg-HCO₃-SO₄; y las del tramo bajo (MSPF0201010) como Ca-Mg-SO₄-HCO₃.

Espacialmente, se observa un gradiente longitudinal creciente a lo largo del perfil longitudinal hiporreico respecto a los valores de la temperatura, al igual que respecto a los parámetros relacionados con la carga orgánica (DBO₅, DQO y NPOC). La CE y el OD presentan sus máximas concentraciones medias en la MSPF asociada al tramo bajo; mientras que el pH presenta su máximo valor en la masa intermedia. Los nutrientes (NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻ y NH₄⁺) no presentan una tendencia tan clara; si bien sus máximas concentraciones medias se encuentran asociadas al tramo bajo (MSPF0201010).

Los análisis PERMANOVA indican una distinción entre los puntos de muestreo agrupados por MSPF respecto a las características físico-químicas medidas en el ambiente hiporreico del río Tajuña (*Pseudo-F*_{2,48} = 7,30; *p-valor* = 0,0001; *perms* = 9.928), así como por tramos (*Pseudo-F*_{2,48} = 6,67; *p-valor* = 0,0001; *perms* = 9.922). Por ello, los análisis CAP muestran una correcta clasificación de las muestras respecto a la composición de las aguas hiporreicas agrupadas por MSPF (82,35% de acierto; Figura 3. 13); así como por tramos (70,58% de acierto; *AD_ gráficos*). Así pues, se observa como la MSPF0204010, asociada al tramo alto, se caracteriza por su elevada alcalinidad y concentración de HCO₃⁻, así como por el contenido en CO₃²⁻ y SST. La asociada al tramo medio (MSPF0202011) se caracteriza por un elevado pH y altas concentraciones de CO₃²⁻, SST y NH₄⁺; mientras que la MSPF0201010, relacionada con el tramo bajo, se caracteriza por sus elevados contenidos de SO₄²⁻, NO₃⁻ y K⁺, NPOC, DQO, PO₄³⁻, Cl⁻ y OD, además de por una mayor temperatura (*t-test* / *U-test*; *p-valor* < 0,05, en el caso de la CE, dureza, y la concentración de NO₃⁻, SO₄²⁻, Mg²⁺ y Ca²⁺).

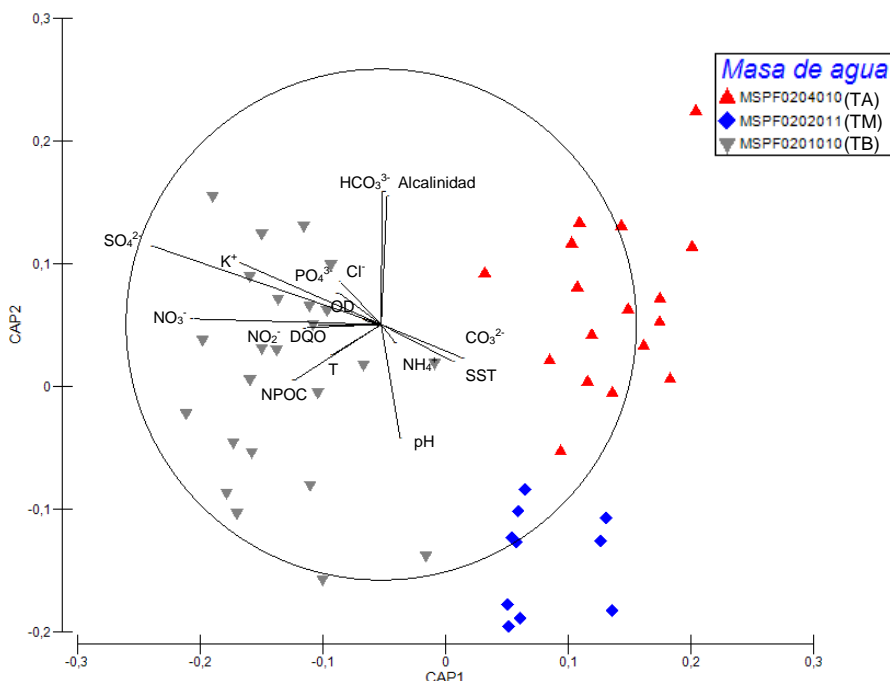


Figura 3. 13. Análisis CAP (distancia Euclídea) mostrando la distribución de los puntos de muestro asociados al río Tajuña en función a las variables físico-químicas de las aguas hiporreicas estudiadas y agrupados por masa de agua superficial (MSPF). Los vectores indican aquellos parámetros correlacionados con los puntos de muestro. Clave: TA = tramo alto; TM = tramo medio; TB = tramo bajo.

De forma temporal, las características físico-químicas asociadas a las aguas hiporreicas presentan diferencias significativas entre las campañas realizadas ($Pseudo-F_{4,46} = 3,04$; $p\text{-valor} = 0,0001$; $perms = 9.890$); permitiéndose una distinción a partir del análisis CAP (72,55% de acierto en la clasificación de las muestras agrupadas por campañas de muestro; Figura 3. 14) de las muestras obtenidas en invierno (febrero 2012 y 2013), caracterizadas por un mayor contenido de SST, OD, NH_4^+ y valores de pH. Las muestras correspondientes a las campañas realizadas en primavera y verano (mayo y septiembre de 2012) se agrupan conjuntamente por su correlación con una elevada temperatura, alcalinidad y contenido en HCO_3^- , DQO, NO_2^- , NO_3^- y PO_4^{3-} . Las muestras de diciembre de 2012, las más diferenciadas del resto, se caracterizan por registrar mayores concentraciones de NPOC, CO_3^{2-} , K^+ , Cl^- y SO_4^{2-} .

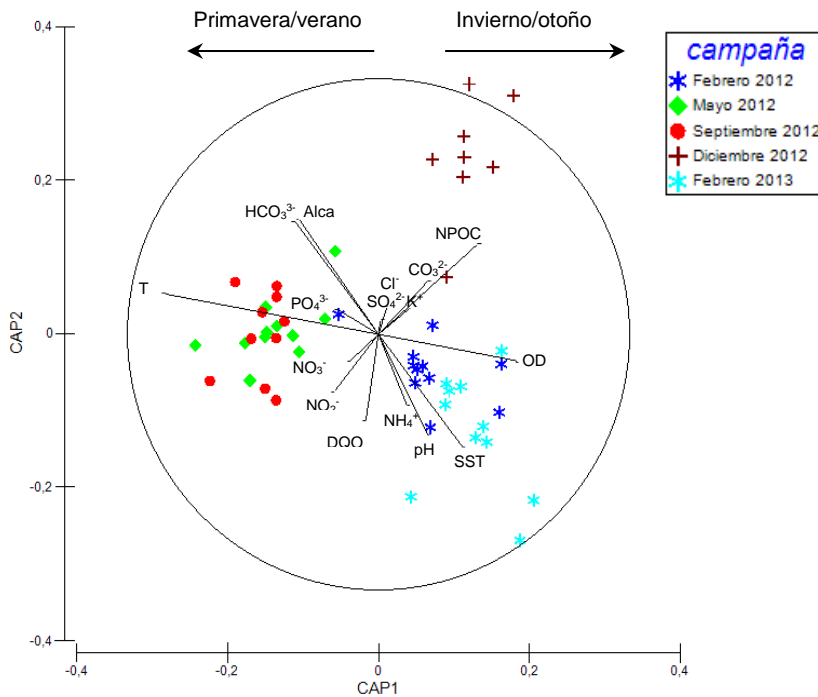


Figura 3. 14. Análisis CAP (distancia Euclídea) mostrando la distribución de los puntos de muestro asociados al río Tajuña en función a las variables físico-químicas estudiadas sobre las aguas hiporreicas agrupados por campaña de muestreo. Los vectores indican aquellos parámetros correlacionados con los puntos de muestro.

Los ambientes superficiales e hiporreicos del Tajuña presentan unas condiciones físico-químicas muy similares entre sí. Los análisis de correlación indican una correspondencia significativa ($R_s > 0,5$, p -valor $< 0,05$) entre la mayoría de los parámetros analizados sobre las aguas hiporreicas y su correspondiente homónimo en el ambiente superficial, a excepción del NPOC, DBO₅, DQO, NH₄⁺ y PO₄³⁻ (Tabla 3. 4) Esta similitud también se refleja a partir de los análisis comparativos bivariantes realizados, que indican una semejanza entre ambos ambientes, respecto a todos los parámetros estudiados, excepto para el caso del pH (U -test = -503; p -valor $< 0,05$), OD (t -test = 5,23; p -valor $< 0,05$) y DQO (U -test = -344,0; p -valor $< 0,05$), con mayor concentración en las aguas superficiales; y los SST (U -test = 1.319; p -valor $< 0,05$) y la DBO₅ (U -test = 393,5; p -valor $< 0,05$), con concentraciones superiores en las aguas hiporreicas.

Tabla 3. 4.- Valores mínimos, máximos, medios y desviación típica para el periodo Febrero 2012- 2013 relativos a 23 de los 27 parámetros físico-químicos analizados en las aguas hiporreicas del río Tajuña (totalidad del cauce y por MSPF muestreada).

Zona hiporreica		Temp	CE	pH	OD	TSS	NPOC	TC	IC	DBO ₅	DQO	Dure.	Alca.	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻
Tajuña (valores medios)	Min.	6,08	774,52	7,83	7,25	1.217,90	1,32	39,24	36,69	1	4,07	492,18	168,48	0,00	11,26	0,00	21,85	0,07	290,33	35,79
	Max.	16,60	1.521,24	8,14	10,02	4.456,43	3,01	56,05	55,53	15,00	7,06	573,72	231,37	0,06	15,59	0,07	33,93	0,65	324,55	52,91
	Media	10,73	1.057,74	7,96	8,86	2.032,21	2,04	50,34	48,80	3,01	5,42	519,72	206,21	0,03	13,25	0,02	27,17	0,35	301,42	42,61
	DS	4,95	639,88	0,31	2,18	2.145,14	1,03	9,09	9,67	0,90	2,88	301,91	36,18	0,07	7,42	0,07	23,78	1,03	289,56	32,15
MSPF0204010	Min.	0,70	412,33	7,34	4,99	559,20	0,81	29,90	27,35	1,00	4,00	223,14	125,89	0,00	0,53	0,00	3,18	0,00	52,85	8,33
	Max.	17,97	1.195,00	8,61	13,67	5.097,10	3,24	68,97	68,73	6,00	11,20	392,30	279,87	0,07	16,37	0,18	104,49	1,21	207,59	180,01
	Media	9,79	711,64	7,90	8,83	2.163,85	1,64	53,17	52,00	2,42	4,77	324,28	219,78	0,01	8,50	0,02	25,84	0,20	97,44	46,25
	DS	5,21	245,79	0,32	2,53	1.372,15	0,76	10,49	10,81	1,09	1,86	41,30	39,43	0,02	3,96	0,05	26,91	0,41	40,50	44,60
MSPF0202011	Min.	6,37	377,00	8,06	3,98	587,65	1,08	32,40	30,46	1,00	4,00	199,73	128,76	0,00	5,65	0,00	11,32	0,00	60,31	23,84
	Max.	17,40	949,67	8,35	10,76	3.260,20	4,15	51,72	51,86	4,00	9,20	293,41	220,47	0,10	13,95	0,22	19,84	0,42	79,05	38,31
	Media	10,90	569,02	8,17	8,75	3.019,91	2,11	43,34	41,56	2,80	5,00	248,82	180,61	0,02	9,09	0,03	15,56	0,04	63,96	29,63
	DS	4,84	214,06	0,11	2,00	3.777,18	0,98	8,04	8,47	2,02	1,60	32,43	33,51	0,04	2,82	0,07	2,50	0,13	5,71	4,50
MSPF0201010	Min.	4,00	452,33	7,20	5,46	432,90	1,21	38,74	36,71	1,00	4,00	323,25	152,72	0,00	5,97	0,00	9,96	0,00	123,95	15,57
	Max.	19,73	3.163,33	8,39	12,27	8.430,50	6,11	61,81	61,74	15,00	20,50	1.413,60	258,32	0,40	36,98	0,42	79,36	5,92	1.157,52	98,87
	Media	11,33	1.502,43	7,93	8,93	1.542,35	2,31	51,10	49,40	3,56	6,07	768,80	206,69	0,05	18,34	0,02	32,78	0,58	543,27	45,19
	DS	4,89	657,12	0,34	2,07	1.617,70	1,17	7,06	7,94	0,80	3,70	268,39	30,06	0,09	7,36	0,08	24,90	1,43	254,69	27,13

Abreviaturas: Min = valor mínimo puntual (excepto en valores medios); Max = valor máximo puntual (excepto en valores medios); DS = desviación estándar; Dure. = dureza; Alca. = alcalinidad. Clave: **parámetro** = valor medio máximo por MSPF y puntual máximo respecto al periodo estudiado.

La comparación de ambos ambientes, por MSPF indican que, en aquellas masas correspondientes al tramo alto y medio (MSPF0204010 y la MSPF0202011), las diferencias entre el ambiente superficial e hiporreico responden principalmente a las concentraciones de OD ($t\text{-test} = 2,62$ y $t = 2,91$; $p\text{-valor} < 0,05$, respectivamente) y la DQO ($U\text{-test} = -70,0$; $p\text{-valor} < 0,05$, sólo en la MSPF0204010) con concentraciones superiores en las aguas superficiales; así como respecto a los SST ($U\text{-test} = 151,0$ y $U = 45,0$; $p\text{-valor} < 0,05$, respectivamente), con mayores concentraciones registradas en el ambiente hiporreico. En la MSPF relacionada con el tramo bajo del Tajuña (MSPF0201010), las diferencias entre las aguas superficiales e hiporreicas se observan también respecto al OD ($t\text{-test} = 3,57$; $p\text{-valor} < 0,05$) y pH ($t\text{-test} = 2,18$; $p\text{-valor} < 0,05$), superiores en el ambiente superficial; y respecto a los SST ($U\text{-test} = 300,0$; $p\text{-valor} < 0,05$), DBO₅ ($U\text{-test} = 103,5$; $p\text{-valor} < 0,05$) y NPOC ($U\text{-test} = -2,16$; $p\text{-valor} < 0,05$), mayores en el ambiente hiporreico (AD_{foq}). Temporalmente, la campaña de diciembre de 2012 es la que presenta un mayor número de parámetros diferentes entre el ambiente superficial e hiporreico del Tajuña; mientras que el resto de campañas presentan una mayor similitud. Durante esta campaña de diciembre la distinción se detecta respecto a los siguientes parámetros: DBO₅ ($U\text{-test} = 40$; $p\text{-valor} < 0,05$), OD ($t\text{-test} = 2,66$; $p\text{-valor} < 0,05$), con mayor concentración en las aguas superficiales; y respecto a los SST ($U\text{-test} = 46,0$; $p\text{-valor} < 0,05$), NPOC ($U\text{-test} = 46,5$; $p\text{-valor} < 0,05$) y Mg²⁺ ($U\text{-test} = 46,0$; $p\text{-valor} < 0,05$), con concentraciones superiores registradas en las aguas hiporreicas.

La relación entre los diferentes parámetros relacionados con el sedimento y las características físico-químicas de las aguas hiporreicas del río Tajuña presentan unos coeficientes de correlación (R_s) débiles, que en ningún caso alcanzan el valor de significación establecido ($R_s > 0,5$).

3.2.3. Comparación entre las condiciones abióticas registradas sobre el ambiente hiporreico del Henares y Tajuña

Atendiendo a la composición granulométrica y contenido de MOFP de los sedimentos, el análisis PERMANOVA indica que no existe diferenciación entre ambos cauces ($Pseudo-F_{1,95} = 0,46$; $p\text{-valor} = 0,731$; $perms = 9.948$). Únicamente existe una diferenciación respecto al comportamiento opuesto observado en relación a la distribución espacial del contenido de materia orgánica, MOFP a lo largo del perfil longitudinal de los cauces (Figura 3. 4 y Figura 3. 10).

Respecto a las condiciones físico-químicas determinadas en las aguas superficiales asociadas a los ríos Henares y Tajuña, se observa una diferenciación significativa entre ambos ($Pseudo-F_{1,86} = 10,35$; $p\text{-valor} = 0,0001$; $perms = 9.930$; $t\text{-test} = 3,22$; $p\text{-valor} = 0,0001$; $perms = 9.945$). A partir de los análisis de comparación bivariantes ($U\text{-test} / t\text{-test}$; $p\text{-valor} < 0,05$) se observa que las aguas superficiales del Henares presentan mayores valores de CE, así como de mayores concentraciones de NPOC, DQO, PO_4^{3-} , Cl⁻, Na⁺ y K⁺; mientras que en el Tajuña, las aguas presentan una mayor dureza, valores superiores de pH y mayores concentraciones de OD, Mg^{2+} y SO_4^{2-} . **En relación a las condiciones físico-químicas de las aguas hiporreicas**, también se detecta una diferenciación respecto a los cauces estudiados ($Pseudo-F_{1,92} = 11,06$; $p\text{-valor} = 0,0001$; $perms = 9.947$); determinándose que las aguas hiporreicas del Henares presentan una mayor temperatura y CE, así como concentraciones superiores de Cl⁻, NPOC, DQO, DBO_5 , NO_2^- , PO_4^{3-} , NH_4^+ y otros iones minoritarios; mientras que las del Tajuña se caracterizan por presentar mayores concentraciones OD, SO_4^{2-} , CO_3^{2-} y valores de pH ($U\text{-test} / t\text{-test}$; $p\text{-valor} < 0,05$).

Los análisis multivariados realizados indican que los ambientes hiporreicos de los cauces estudiados son diferentes entre sí ($Pseudo-F_{1,94} = 9,02$; $p\text{-valor} = 0,0001$; $perms = 9.933$); permitiéndose una distinción de los mismos a partir del análisis *db-RDA* realizado (38,28% de la variación representada a partir de sus dos primeros ejes; Figura 3. 15). Este análisis muestra una diferenciación de parte de las muestras del Tajuña (especialmente de aquellas relacionadas con las MSPF0204010 y MSPF0202011 (tramos alto y medio del Tajuña), caracterizadas por mayores concentraciones de CO_3^{2-} y OD; mientras que la MSPF0201010 (tramo bajo) se agrupa junto a algunas MSPFs del río Henares (MSPF0310010 y MSPF0302010) caracterizadas por elevados concentraciones de HCO_3^- , CT, Cl⁻, dureza, SO_4^{2-} en sus aguas hiporreicas, y presentar sedimentos con fracciones granulométricas finas y medias. También se observa que algunos puntos del Henares, especialmente aquellos relacionados con la MSPF más distal (MSPF0301010), asociados al tramo bajo, se caracterizan por un mayor contenido de aquellos parámetros relacionados con la carga orgánica en el agua (NPOC y DQO), así como por mayor concentración de NO_2^- , pH, SST y por presentar sedimentos con una composición granulométrica con contenidos más finos.

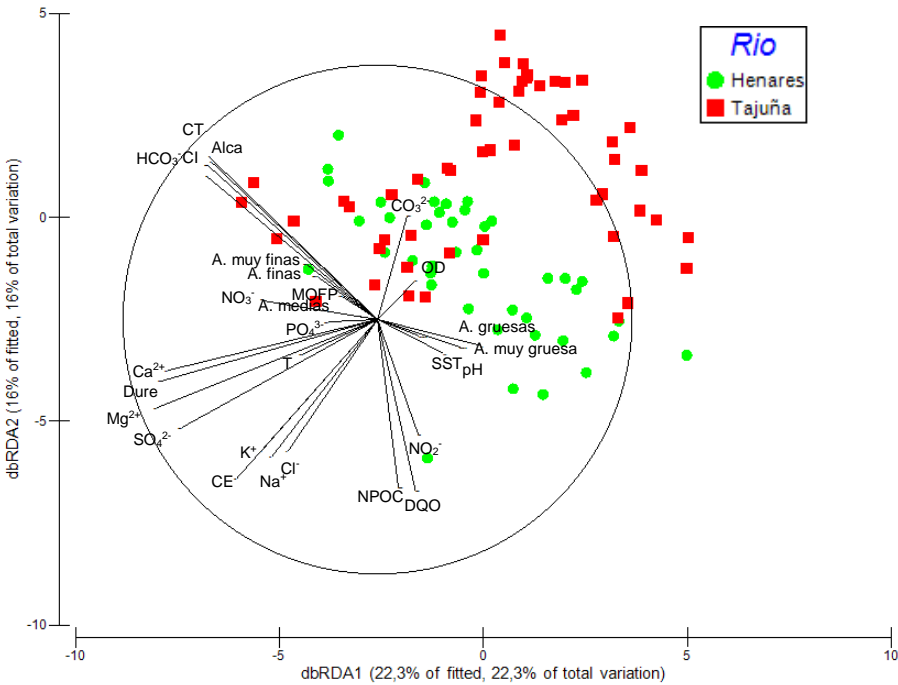


Figura 3. 15. Análisis db-RDA basado en la distancia Euclídea y vectores con los parámetros introducidos (correlación de Pearson) representando la distribución de los puntos de muestreo en función a las variables abióticas del ambiente hiporreico asociado al Henares y Tajuña para determinar su diferenciación por cauces. Clave: A. = arenas.

3.3. Discusión de los resultados

La caracterización de las condiciones abióticas asociadas al ambiente hiporreico de los ríos Henares y Tajuña supone uno de los aspectos clave para mejorar el conocimiento sobre la zona hiporreica, como hábitat para la fauna, así así como para determinar aquellos factores ambientales que influyen en dichas condiciones y que afectan a la presencia, distribución y riqueza de los organismos vivos en dicho ecotono, así como a la funcionalidad ecosistémica del mismo (Marmonier et al., 2012; Ward, 2016). A lo largo de las investigaciones realizadas en esta *Tesis*, se han determinado diferentes características relacionadas con el sistema físico hiporreico de los ríos Henares y Tajuña, que vienen definidas a partir de la geología predominante en la cuenca del Jarama; y suponen la matriz en la que se producen diferentes procesos ecológicos relacionados con los flujos de intercambio de agua, solutos y energía desde y hacia la zona hiporreica; así como con el sistema químico del mismo, que incluye las reacciones químicas y las transformaciones químicas en el agua que ocurren en la zona hiporreica (Zlotnik et al., 2016). Así pues, el sistema físico (hábitat) se ha

caracterizado a partir de la composición granulométrica y el contenido de materia orgánica de los sedimentos; mientras que el sistema químico se ha caracterizado a partir de la composición físico-química de las aguas hiporreicas. Ambos sistemas se encuentran relacionados entre sí e influyen significativamente en el establecimiento de las comunidades bióticas en el ambiente hiporreico (Ward, 1989; Dole-Olivier, 1998; Boulton, 2000; Hof et al., 2008; Noack y Wieprecht, 2010; Schmidt et al., 2017).

El hábitat hiporreico de los ríos Henares y Tajuña

Los resultados muestran una heterogeneidad espacial y temporal respecto a las características abióticas determinadas a lo largo del ecotono hiporreico asociado a los cauces de los ríos Henares y Tajuña durante el periodo estudiado (febrero 2012-febrero 2013). Estos resultados confirman la heterogeneidad y dinamismo asociado a la zona hiporreica descrita en diversos trabajos realizados, tanto en la zona de estudio (Iepure et al., 2013, 2014; Rasines-Ladero e Iepure, 2016), como en otros cursos fluviales pertenecientes a otras regiones (Gibert et al., 1990; Brunke y Gonser, 1997; Tonina y Buffington, 2009).

El ambiente hiporreico del Henares se caracteriza por presentar una proporción elevada de las fracciones medias y finas de las arenas en la composición granulométrica de sus sedimentos, sobre todo en su tramo medio-bajo, generando una disminución en el tamaño de los poros, además de provocar un menor intercambio hidrológico entre el ambiente superficial y la zona hiporreica (Arribas et al., 2000; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). Como consecuencia, las características físico-químicas del agua hiporreica se ven alteradas, al igual que ocurre con las dinámicas asociadas a la materia orgánica contenida en los sedimentos (Iepure et al., 2014; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). Estas alteraciones en la composición físico-química de las aguas y/o en las dinámicas de la materia orgánica, no solo se ven afectadas por la estructura y la composición granulométrica de los sedimentos, sino también por los factores que éstos determinan, como por ejemplo, los intercambios hidrológicos entre los ambientes superficiales y la zona hiporreica - zonas de *upwelling/downwelling*; además de por aquellos factores que les afectan, como los impactos antrópicos (Boulton et al., 2008; Buss et al., 2009; Franken et al., 2001; Hancock, 2002; Ward et al., 1998; Winter et al., 1998).

En el cauce del Henares se observa unas tendencias respecto a los contenidos de materia orgánica en los sedimentos y a la composición físico-química de las aguas acorde a las hipótesis de partida. En este sentido, la materia orgánica presenta una tendencia decreciente a lo largo del cauce en consonancia a las teorías

de la espiral de nutrientes (Webster y Patten, 1979) y del modelo del ecosistema telescópico (Fisher et al., 1998), favorecidas por la presencia de una vegetación de ribera bien conservada en los tramos altos (de la Cruz Rot y Peinado, 1996; Martínez, 2000; Franken et al., 2001; Bartolomé et al., 2006; Martínez- Rasines-Ladero e Iepure, 2016); así como una composición de los sedimentos con una granulométrica más gruesa, que favorece un mayor intercambio entre el ambiente superficial e hiporreico, así como una mayor capacidad de almacenamiento de materia orgánica en la zona hiporreica, donde ésta es transformada en sus fracciones más pequeñas y formas disueltas y transportada aguas abajo, mediante las dinámicas descritas por las teorías comentadas (Pozo et al., 2009; Gómez Cerezo, 2016). Esta incorporación de la materia orgánica se produce principalmente los periodos de mayo, septiembre y diciembre de 2012, en los que la conectividad entre el ambiente superficial e hiporreico es más intenso, como consecuencia de un incremento en el caudal circulante ($2,77 \text{ m}^3/\text{s}$ en mayo) y/o con una mayor productividad primaria del ecosistema fluvial debido al aporte de hojarasca desde las zonas de ribera (Buss et al., 2009; Pozo et al., 2009; SAIH-Tajo, 2014; MAGRAMA, 2015). Respecto a la composición físico-química de las aguas hiporreicas las dinámicas que se observan son también acordes a las descritas por autores como Boulton et al. (2008) y Ward (2016), a excepción de los nitratos y los fosfatos, que aparecen con una concentración elevada en los tramos bajos, posiblemente debido a la intensa actividad agrícola y vertidos de depuradora que se concentran en este sector y que suelen favorecer su mayor concentración en el medio acuático. (EPA, 2001; Howden y Burt, 2009; Pacioglu y Moldovan, 2016). Temporalmente, se observa que durante los meses de invierno (febrero 2012 y 2013) las aguas hiporreicas se caracterizan por mayores concentraciones de OD, CE, SST y valores de pH, como consecuencia de un mayor caudal circulante ($2,56 \text{ m}^3/\text{s}$ y $2,65 \text{ m}^3/\text{s}$ en febrero de 2012 y febrero de 2013, respectivamente) que favorece la interacción entre el ambiente superficial e hiporreico, que además, en el caso del oxígeno, puede estar relacionado con la menor temperatura registrada durante dichas campañas, ya que estos parámetros correlacionan negativamente entre sí (EPA, 2001; Buss et al., 2009; SAIH-Tajo, 2014; MAGRAMA, 2015).

A pesar de que las dinámicas se adaptan a nuestra hipótesis de partida a lo largo del cauce aparecen una serie de factores que modifican esas tendencias, provocando variaciones significativas en las condiciones abióticas del medio hiporreico en determinados puntos. En este sentido, Jadraque (H2) y Heras de Ayuso (H3), asociados al tramo alto del Henares, representan aquellos puntos en los que las dinámicas y tendencias generales comentadas respecto a las características abióticas, se ven alteradas.

En Jadraque, se detectan los valores máximos de conductividad eléctrica y dureza, así como las máximas concentraciones de sulfatos e iones sodio cloruro. Estas características parecen relacionarse con una posible situación de *upwelling*, ya que autores como Bencala et al. (1984), Wondzell y Swanson (1996), Dole-Olivier (1998), Sophocleous (2002), Iepure et al. (2014) y Luo et al. (2016), indican que las aguas subterráneas, y por tanto, en las zonas de *upwelling*, suele detectarse una mayor concentración de sales disueltas y una mayor conductividad en las aguas, como consecuencia de un mayor tiempo de residencia y de una mayor interacción con los materiales litológicos; que en este punto corresponden a materiales carbonatados con afloramientos de yesíferos. Precisamente estas características litológicas condicionan también la clasificación de estos primeros tramos del Henares en el ecotipo *R-T12: ríos de montaña mediterránea calcárea* (Silva et al., 1988; Alvargonzález et al., 1993; CHT, 2005a; Navarro Martín-Loeches y Rebollo, 2008; Corral Hernán y Orío Hernández, 2012; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). Algunos estudios como el de la EPA (2001), suelen relacionar los contenidos de SO_4^{2-} con las actividades agrícolas; sin embargo, tras la representación del gráfico $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} / \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ se confirma el origen litológico del mismo. Además, su mayor concentración durante la campaña de Septiembre en este punto, parece indicar una mayor relación entre el ambiente superficial y subterráneo (*upwelling*) durante este periodo, y confirmando las observaciones de otros autores que indican que el Henares presenta aportes subterráneos (CHT, 2005b; Iepure et al., 2014; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). El contenido de materia orgánica en el sedimento de este punto se ve disminuido, posiblemente al efecto del *upwelling*, que suele aumentar la removilización y el lavado de los sedimentos finos y de la materia orgánica acumulados en el sedimento hiporreico, haciendo que ésta sea transportada aguas abajo (Buss et al., 2009). Además, la presencia de un bajo contenido de materia orgánica durante todo el año en los sedimentos hiporreicos asociados a este punto parece indicar un aporte subterráneo continuo durante todo el periodo estudiado.

En Heras de Ayuso, la alteración respecto a las dinámicas generales del Henares se produce en relación a la composición granulométrica de los sedimentos. En este punto se detectan unos sedimentos con una representación que alcanza hasta el 70% del peso seco de las fracciones gruesas de las arenas en su composición, relacionado con la combinación del efecto de varios factores. El primero de ellos corresponde al caudal circulante que, en este punto, se ve incrementado como consecuencia de la descarga procedente de los afluentes Sorbe y Bornova, situados aguas arriba, pasando de un caudal medio de $0,63 \text{ m}^3/\text{s}$ en el tramo alto a un caudal medio de $1,83 \text{ m}^3/\text{s}$ en las proximidades de este punto (SAIH-Tajo, 2014; MAGRAMA,

2015). Este aumento de caudal produce una removilización de los sedimentos hiporreicos aumentando la capacidad de transporte de los materiales más finos aguas abajo (Bravard et al., 1997; Montgomery y Buffington, 1998; Pozo et al., 2009; Vidal-Abarca Gutiérrez y Suárez Alonso, 2011). El segundo tiene que ver con el aporte de sedimentos desde estos cauces, los cuales presentan una composición de conglomerados y granitoides de origen silíceo con una composición granulométrica más gruesa, y que se acumulan en este sector (Arribas et al., 2000). No obstante, el principal factor que parece explicar la composición del sedimento hiporreico en Heras de Ayuso se relaciona con la presencia de una gravera que modifica las dinámicas hidromorfológicas del cauce, favoreciendo la eliminación del material fino tal y como han demostrado las investigaciones de Kondolf (1997) y Mori (2008, 2011). El aumento de los caudales y el mayor tamaño de los poros en el sedimento hiporreico también genera una mayor conectividad hidrológica entre la superficie y la zona hiporreica, favoreciéndose la introducción y el almacenamiento de la materia orgánica procedente de la vegetación de ribera (Gómez Cerezo, 2003, 2016; Buss et al., 2009; Pozo et al., 2009). Además, como consecuencia de esta mayor interacción con el ambiente superficial, las aguas presentan una composición físico-química con una mayor concentración de oxígeno, sobre todo en invierno, coincidiendo con las épocas con mayores caudales (Boulton et al., 2008; Buss et al., 2009; MAGRAMA, 2015; SAIH-Tajo, 2014).

A medida que descendemos a lo largo del cauce del Henares, los sedimentos van adquiriendo una composición con una mayor proporción de arenas finas y medias que parece responder a una disminución en la pendiente del cauce (CHT, 2005), en su capacidad de transporte (Montgomery y Buffington, 1998; Bonada et al., 2007; Pozo et al., 2009). Esta dinámica está en consonancia con lo establecido por la teoría del río continuo de Vannote et al. (1980) y otros estudios realizados por Sear et al. (1999) y Gómez Cerezo (2016). No obstante, la aparición de una composición granulométrica con materiales más finos puede también verse favorecida por los aportes de agua procedentes de depuradora y de los diferentes campos de cultivo que aparecen en mayor número a partir del tramo medio y que contribuyen, no solo a la introducción de materiales finos a los cauces y al ecotono hiporreico; sino también a una mayor concentración de nutrientes y de los parámetros relacionados con la carga orgánica en las aguas, tal y como indican EPA (2001), Hancock (2002), Fernández Cirelli y Di Risio (2005), Schuartz Pacheco Mestrinho et al. (2005), De la Puentes y Camargo (2006), Martínez-Bastida et al. (2006), Moreno et al. (2006), Samboni Ruiz et al. (2007), Arauzo et al. (2008) y Martínez-Bastida (2009) en sus trabajos. Diferentes autores han puesto de relieve la contribución de material fino a los

cauces causadas por las actividades agrícolas y su contribución al *efecto clogging* que evita la conexión con el medio acuático subterráneo y la renovación de las aguas en el ecotono hiporreico (Boulton y Foster, 1998; Harding et al., 1999; Hancock, 2002; Gerta Von Bertrab et al., 2013; Leigh et al., 2013).

Este *efecto clogging*, entre otros, provoca una disminución en la concentración de oxígeno en el medio hiporreico, favoreciendo las condiciones reductoras y la aparición de las formas reducidas de los nutrientes, como es el amonio (Rosenfeld, 1979; Martí y Sabater, 1996), que aparece en elevadas concentraciones en estos tramos finales del río. Como consecuencia de esto se detecta una mayor concentración y mineralización de las aguas en estos tramos, que además supone la clasificación de éstos en el ecotipo *R-T16: Ejes mediterráneos continentales mineralizados* (CHT, 2005a). Este taponamiento de los sedimento por materiales finos también afecta a la dinámica de la materia orgánica debido a que las condiciones anaerobias generadas provocan su descomposición en sus fracciones más pequeñas mediante un metabolismo anaerobio, mucho más lento; y que es liberada a las aguas hiporreicas y superficiales cuando se produce una removilización de los sedimentos por un aumento del caudal circulante, que además, incrementa la concentraciones de los parámetros relacionados con la carga orgánica en las aguas hiporreicas y superficiales (demanda química y biológica de oxígeno y carbono orgánico total y no purgable) (Baldwin y Mitchell, 2000; Fischer et al., 2005; Gabrielsen, 2012; Olsen y Townsend, 2005; Pusch, 1996). Precisamente, estos aumentos de caudal, que pasan de un caudal medio de 3,54 m³/s en zonas situadas aguas arriba, a uno de 4,08 m³/s en este punto, se producen en el punto H8, situado en la localidad de Alcalá de Henares, como consecuencia de la confluencia de los ríos Camarmilla y Torote; sirviendo además para explicar la alteración detectada respecto a la composición granulométrica de los sedimentos en este punto, donde se observa un incremento respecto a la proporción de las fracciones más gruesas de las arenas. Además, la presencia de descargas procedentes de una depuradora próxima podría también explicar la mayor concentración de los parámetros relacionados con la carga orgánica detectada en las aguas hiporreicas de este punto.

El ambiente hiporreico del Tajuña, se caracteriza por presentar unos sedimentos conformados por las fracciones más gruesas y medias las arenas, lo que favorece un mayor intercambio hidrológico entre el ambiente superficial y subterráneo, sobre todo en el mes de diciembre y el tramo bajo del río, tal y como se determina a partir de los análisis de comparación entre las características físico-químicas de las aguas superficiales e hiporreicas; que además, favorece una mayor mineralización de

las aguas (Franken et al., 2001; Worrall y Burt, 2004; Bencala, 2005; Ran et al., 2013; Rasines-Ladero e Iepure, 2016).

Las características abióticas determinadas en el ambiente hiporreico del Tajuña parecen relacionarse con las características litológicas y la hidrología asociada a su cuenca; así como por la fuerte regulación hídrica y la intensa actividad agrícola a la que ésta se encuentra sometida (Ramos, 1947; Martínez-Bastida et al., 2006; Lozano Gutierrez-Ravé et al., 2009; Gortazar et al., 2011; SAIH-Tajo, 2014; MAGRAMA, 2015). En este sentido, la clara distinción litológica entre el tramo alto y bajo de los materiales que atraviesa el río (prácticamente la totalidad del cauce se desarrolla sobre material calcáreo, excepto en su tramo bajo donde presenta afloramientos yesíferos, siendo clasificado como un *río de montaña mediterránea calcárea*, ecotipo R-T12) (CHT, 2005) parecen condicionar las características físico-químicas de las aguas hiporreicas, detectándose una clara distinción entre los tramos altos y medios, caracterizados por elevadas concentraciones de carbonatos y bicarbonatos, relacionados con las litologías carbonatadas de estos sectores (Camargo y Gonzalo, 2007; Rasines-Ladero e Iepure, 2016); mientras que los tramos bajos, donde aparecen materiales evaporíticos (yesos), se detectan las máximas concentraciones de sulfatos en el agua, al igual que sucedía en el Henares, de la disolución de los yesos tal y como se determina a partir de la representación gráfica de $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} / \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ y no de fuentes agrícolas como cabría pensar por la zona en la que se registran estas máximas concentraciones. No obstante, en este tramo, la actividad agrícola también determina las propiedades físico-químicas de las aguas hiporreicas, tal y como parecen indicar las mayores concentraciones de los nutrientes (fosfatos y nitratos, principalmente) que suelen presentar un origen agrario (EPA, 2001; Howden y Burt, 2009; Pacioglu y Moldovan, 2016).

Además de la litología, la presencia de dos represamientos en el cauce principal (embalse de la Tajera entre los puntos T4, Abanades y T5, Masegoso de Tajuña; y otro de menor entidad en Chinchón, T10), generan una distinción clara entre los tramos, coincidentes con aquellos delimitados por las litologías, aunque afectando sobre todo a las dinámicas de las variables sedimentológicas estudiadas (composición granulométrica y contenido de materia orgánica en los mismos). En este sentido, y como consecuencia de la alteración producida por la presencia de estas estructuras y los caudales circulantes que condiciona, entre otras cosas, la capacidad de transporte y la conectividad hidráulica entre el ambiente superficial e hiporreico (Buss et al., 2009; Caschetto et al., 2014; SAIH-Tajo, 2014; MAGRAMA, 2015); se observa un comportamiento opuesto al descrito en el ambiente hiporreico del Henares y, por tanto,

a las hipótesis de partida, respecto a la dinámica de la materia orgánica, que presenta una tendencia fluctuante y creciente en relación a su contenido tanto espacial como temporalmente. No obstante y a pesar de ello, su dinámica responde a lo establecido por la teoría de la espiral de nutrientes (Webster y Patten, 1979) y el modelo de ecosistema telescópico, MET (Fisher et al., 1998) ya que la estructura de los sedimentos asociados al ambiente hiporreico del Tajuña favorecen una mayor retención de las aguas y una disminución de la distancia o longitud de la espiral que, además, se ve interrumpida por la presencia de las presas (Martí y Sabater, 1996; Martí y Sabater, 2009) y que puede ser la causa de las fluctuaciones observadas a lo largo del perfil longitudinal del río. En este sentido, se observa un mayor contenido de materia orgánica en aquellos puntos situados inmediatamente anteriores a dichas estructuras (Abanades y Orusco de Tajuña), que junto a los puntos situados aguas abajo de las mismas (Masegoso de Tajuña y Titulcia) suponen los puntos más alterados respecto a la composición granulométrica de los sedimentos por estar más expuestos a las variaciones de caudal. Aguas abajo de la presa de la Tajera, los caudales medios varían entre 0,91 m³/s, en diciembre de 2012 y 1,55 m³/s en mayo de 2012; mientras que en tramo bajo, varían entre 1,51 m³/s en septiembre de 2012 y los 2,24 m³/s en febrero y mayo de 2012 (SAIH-Tajo, 2014; MAGRAMA, 2015). Estas observaciones parecen estar en conformidad con las realizadas en otros lugares, por otros autores como Kondolf (1997), Brunke (1998), Hernández Fernández (2002), Lautz et al. (2006) y Castañeda-Buendía (2011) que indican los efectos que las presas tienen sobre las dinámicas fluviales. .

A escala temporal, los parámetros abióticos que caracterizan las diferentes campañas de muestreo son prácticamente coincidentes con los comentados en el ambiente hiporreico asociado al Henares, poniendo de manifiesto una fuerte similitud respecto a los factores que influyen en las condiciones ambientales abióticas asociadas a ambos cauces. No obstante, estas características sí presentan **diferencias entre los ambientes hiporreicos de ambos cauces** detectándose una mayor heterogeneidad espacial y temporal asociada al ambiente hiporreico del Tajuña debido a la disrupción en las condiciones sedimentológicas y las tendencias naturales respecto a la materia orgánica provocada por la presencia de dos presas y a la variación en la composición litológica entre el tramo alto y bajo del mismo. En este sentido las dinámicas respecto a la materia orgánica acumulada en los sedimentos presentan un comportamiento opuesto en cada uno de los cauces estudiados. Hidrológicamente hablando también se observan diferencias, no solo por la mayor regulación asociada al cauce del Tajuña; sino también por una mayor interacción entre las aguas subterráneas e hiporreicas en el mismo, que favorece una mayor mineralización de sus aguas; mientras que en el

Henares esta interacción es menor. No obstante, en ambos cauces, la interacción entre el ambiente superficial e hiporreico es muy elevada, como consecuencia de una buena permeabilidad y conductividad hidráulica asociada a los sedimentos (Navarro Alvargonzález et al., 1993; CHT, 2005b; Martín-Loeches y Rebollo, 2008; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). De hecho, no existe diferenciación respecto a las características físico-químicas asociadas a las aguas superficiales e hiporreicas de ambos cauces, exceptuando parámetros como las concentraciones de oxígeno disuelto (superiores en el ambiente superficial) y de los sólidos en suspensión (concentraciones superiores en el ambiente hiporreico), en consonancia a los resultados mostrados por Valett et al. (1990), Findlay (1995), Hancock et al. (2005), Schmidt et al. (2007) y Schmidt y Hahn (2012), que indican que el ambiente hiporreico presenta una menor concentración de oxígeno, por su similitud con el ambiente subterráneo y como consecuencia de una menor interacción con la atmósfera y por ser consumido por los organismos vivos aerobios que habitan en él.

Además también existen diferencias respecto a la composición físico-química de sus aguas posiblemente causada por las diferencias en las litologías, ecotipos a los que pertenecen los cauces y la intensidad y tipología de las actividades antrópicas que se realizan en sus cuencas asociadas. En este sentido se determina que las aguas del Henares se caracterizan por una mayor conductividad eléctrica, y concentraciones de los parámetros relacionados con la carga orgánica en las aguas, relacionadas con vertidos procedentes de depuradora y por las dinámicas naturales de la materia orgánica, así como de fosfatos y de iones sodio, cloruro y potasio. En el caso del Tajuña, sus aguas se caracterizan por mayores concentraciones de oxígeno disuelto, magnesio, sulfatos y carbonatos, además de elevados valores de pH y dureza como consecuencia, principalmente, de las litologías presentes a lo largo de su cauce.

Las actividades antrópicas que condicionan las características sedimentológicas son diferentes en cada uno de los cauces, determinándose que las actividades extractivas (gravera), derivaciones de agua (canal del Henares) y las actividades agrícolas que introducen materiales finos a los cursos fluviales parecen ser las más relevantes en el caso del Henares; mientras que los embalses junto a una intensa actividad agrícola condicionan las características sedimentológicas del ecotono hiporreico asociado al cauce del Tajuña.

Las masas de agua superficial como unidad de estudio de las características del ambiente hiporreico

Tradicionalmente, para los estudios de caracterización respecto al funcionamiento de los ecosistemas fluviales se recurría a la división del cauce en tramos o cursos, alto, medio y bajo; cada uno con unas condiciones ambientales (tanto abióticas como bióticas) y procesos específicos que les diferenciaba del resto (Vannote et al., 1980; Gómez Cerezo, 2003, 2016). Sin embargo, la aprobación de la DMA ha supuesto la utilización de las masas de agua superficial como unidades de gestión hidrológica. Estas masas vienen definidas como *una parte significativa y diferenciada de agua superficial* (DOCE, 2000; Sánchez-Martínez et al., 2011). Su designación se realiza siguiendo unos criterios básicos recogidos en la Orden ARM/1195/2011 de instrucción de planificación hidrológica (BOE, 2011). En el caso del Henares, las masas superficiales no se corresponden con los tramos del río tradicionales; mientras que en cauce del Tajuña, sí son prácticamente coincidentes. A partir de la comparación de los resultados obtenidos en los análisis multivariantes realizados (porcentaje de acierto en su clasificación) se observa que, en el Henares, las características sedimentológicas del ambiente hiporreico se agrupan de mejor manera mediante el uso de las masas de agua como unidad de estudio (79,54%) frente a la división tradicional (77,27%). Respecto a las características físico-químicas de las aguas hiporreicas; así como de las características abióticas en su conjunto, la división tradicional (88,37%, en ambos casos) presenta mejores resultados que mediante la división por masas (67,44% y 79,08%, respectivamente). No obstante, y a pesar de las diferencias observadas, es necesario considerar que, en varias masas, la caracterización de las mismas puede considerarse incompleta como consecuencia de haberse seleccionado un único punto de muestreo para su caracterización.

En el caso del Tajuña, la división por masas de agua presenta mejores o idénticos resultados respecto a las características sedimentológicas, físico-químicas y globales (58,49%, 82,35% y 83,02%, respectivamente), que a partir de la división por tramos (58,49%, 70,58% y 71,70%). Los mejores resultados en el cauce del Tajuña parecen responder, no solo a una mayor coincidencia entre la división tradicional y la basada en las masas de agua; sino por las discontinuidades tan marcadas respecto a la litología (carbonatadas en la MSPF03204010 y MSPF0202011; frente a sulfatadas en la MSPF0201010); así como por la presencia de la presa de la Tajera que supone el punto divisorio entre el la MSPF0204010 (tramo alto) y la MSPF0202011 (tramo bajo).

Así pues, a partir de los resultados obtenidos mediante los análisis multivariantes de clasificación realizados, a partir de las características abióticas relacionadas a las diferentes masas de agua estudiadas, indican la posibilidad del uso de éstas como unidad de estudio para la caracterización del ambiente hiporreico. Ello permitiría además la integración de la zona hiporreica en los procesos relacionados con la gestión y el manejo de los recursos hídricos en los ecosistemas fluviales. No obstante, deberían llevarse a cabo estudios de caracterización de las condiciones ambientales asociadas a las diferentes masas, considerando un mayor número de puntos representativos en aquellas descritas a partir de un único punto, de modo que se logre disminuir la incertidumbre de estos resultados.

3.4. Observaciones destacables

A partir de las investigaciones realizadas para la caracterización de los ambientes hiporreicos del río Henares y Tajuña se desprenden las siguientes observaciones destacadas o conclusiones generales:

- **Las condiciones abióticas del ambiente hiporreico** asociado a los ríos Henares y Tajuña son muy variables y heterogéneas tanto espacial como temporalmente.
- **La composición granulométrica** del ambiente hiporreico del Henares presenta una mayor homogeneidad y se caracteriza por una mayor proporción de las fracciones medias y finas de las arenas en la composición de sus sedimentos; si bien sus dinámicas se ven alteradas, principalmente por las variaciones de caudal (aportes de sus afluentes), así como por actividades antrópicas como la extracción de áridos (graveras) y agrícolas. La composición granulométrica del Tajuña se caracterizan por una mayor heterogeneidad y mayor proporción de las fracciones medias y gruesas de las arenas en la composición de sus sedimentos, con sus dinámicas alteradas por la presencia de presas (embalses) en su cauce principal, y también por una intensidad elevada de las actividades agrícolas.
- **El contenido de materia orgánica, MOFP** en los sedimentos del Henares es superior a la del Tajuña, y presenta una tendencia decreciente a lo largo del continuo hiporreico, de conformidad con las hipótesis de partida y a lo establecido por la teoría de la espiral de nutrientes y el modelo del ecosistema telescópico. En el Tajuña, la tendencia es opuesta como consecuencia de la interrupción de las dinámicas fluviales naturales debido,

principalmente, a la presencia de la presa de la Tajera y otros represamientos presentes en su cauce principal.

- **Las características físico-químicas de las aguas hiporreicas** del Henares presentan una mayor homogeneidad y se ven condicionadas por las características litológicas, la mayor mineralización de los tramos bajos del río y las actividades antrópicas (presencia de descarga de depuradoras que incrementan la concentración de los parámetros relacionados con la carga orgánica en las aguas). Las aguas hiporreicas del Tajuña presentan una mayor heterogeneidad y están condicionadas por las características litológicas y las actividades agrícolas, principalmente.
- **Las composición físico-química de las aguas superficiales e hiporreicas son prácticamente muy similares entre sí**, pudiendo ser diferenciadas principalmente respecto a la concentración de oxígeno disuelto (superior en las aguas superficiales) y la concentración de sólidos en suspensión (superior en el ambiente hiporreico).
- **La interconexión río-acuífero-ambiente hiporreico** es más intensa a lo largo del cauce del río Tajuña que del Henares, por presentar un ecotono hiporreico de mayor permeabilidad y porosidad asociado a una composición granulométrica más heterogénea con elevados contenidos de las fracciones gruesas y medias de las arenas en sus sedimentos.
- La utilización de las masas de agua superficial como unidad de estudio permite abordar de forma correcta la caracterización de las condiciones abióticas asociadas a los ecotonos hiporreicos de los ríos estudiados.

3.5. Bibliografía

- Anibas, C., Buis, K., Verhoeven, R., Meire, P. y Batelaan, O. (2011). "A simple thermal mapping method for seasonal spatial patterns of groundwater-surface water interaction". *Journal of Hydrology*. 397(1-2): 93-104.
- Arauzo, M., Martínez-Bastida, J.J., y Valladolid, M. (2008). "Contaminación por nitrógeno en el sistema «rio-acuífero aluvial» de la cuenca del Jarama (Comunidad de Madrid, España) ¿Origen agrícola o urbano?". *Limnetica*. 27(2): 195-210.
- Argerich, A., Martí, E., Sabater, F., Ribot, M., von Schiller, D. y Riera, J.L. (2008). "Combined effects of leaf litter inputs and a flood on nutrient retention in a Mediterranean mountain stream during fall". *Limnology and Oceanography*. 53(2): 631-641.
- Arribas, J., Critelli, S., Le Pera, E. y Tortosa, A. (2000). "Composition of modern stream sand derived from a mixture of sedimentary and metamorphic source rocks (Henares River, Central Spain)". *Sedimentary Geology*. 133: 27-48.
- Arumí, J.L., Rivera, D., Muñoz, E. y Billib, M. (2012). "Interacciones entre el agua superficial y subterránea en la región del Bío Bío de Chile". *Obras y proyectos*. 12: 4-13.
- Baldwin, D.S. y Mitchell, A.M. (2000). "The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: A synthesis". *Regulated Rivers-Research & Management*. 16(5): 457-467.
- Bartolomé, C., Álvarez, J., Rejos, F.J. y Díaz, G. (2006). "III. La vegetación ribereña" en *Ecología y conservación del Río Henares y sus tributarios*, J. Camargo. Departamento de ecología-UAH (Madrid, España). 35-64.
- Bencala, K.E. 2005. "Hyporheic exchange flows" en *Encyclopedia of Hydrological Sciences*, M.G. Anderson y J.J. McDonnell. Nueva Jersey (EE.UU). 733-740.
- Bencala, K.E., Kennedy, V.C., Zellweger, G.W., Jackman, A.P. y Avanzino, R.J. (1984). "Interactions of solutes and streambed sediment: 1. An experimental analysis of cation and anion transport in a mountain stream". *Water Resources Research*. 20(12): 1797-1803.
- Boano, F., Poggi, D., Revelli, R. y Ridolfi, L. (2013). "Gravity-driven water exchange between streams and hyporheic zones". *Geophysical Research Letters*. 36: 9.
- Boano, F., Harvey, J.W., Marion, A., Packman, A.I., Revelli, R., Ridolfi, L. y Wörman, A. (2014). "Hyporheic flow and transport processes: Mechanisms, models, and biogeochemical implications". *American Geophysical Union*. 52(4): 603-679.
- BOE. (2011). Orden ARM/1195/2011, de 11 de mayo, por la que se modifica la Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. Boletín Oficial del Estado (BOE). 48584-48585.
- Bonada, N., Rieradevall, M. y Prat, N. (2007). "Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network". *Hydrobiologia*. 589(1): 91-106.
- Boulton, A.J. (2000). "River ecosystem health down under: Assessing ecological condition in riverine groundwater zones in Australia". *Ecosystem Health*. 6(2): 108-118.
- Boulton, A.J. y Foster, J.G. (1998). "Effects of buried leaf litter and vertical hydrologic exchange on hyporheic water chemistry and fauna in a gravel-bed river in northern New South Wales, Australia". *Freshwater Biology*. 40(2): 229-243.
- Boulton, A.J., Fenwick, G.D., Hancock, P.J. y Harvey, M.S. (2008). "Biodiversity, functional roles and ecosystem services of groundwater invertebrates". *Invertebrate Systematics*. 22: 103-116.
- Bravard, J.-P., Amoros, C., Pautou, G., Bornette, G., Bournaud, M., Creuzé des Châtelliers, M., Gibert, J., Peiry, J.-L., Perrin, J.-F. y Tachet, H. (1997). "Stream incision in Southeast France: Morphological phenomena and impacts upon biocenoses". *Regulated Rivers: Research & Management*. 13: 75-90.
- Brunke, M. (1998). *The Influence of Hydrological Exchange Patterns on Environmental Gradients and Community Ecology in Hyporheic Interstices of a Prealpine River*. Tesis. Suiza: Swiss Federal Institute of Technology Zurich.
- Brunke, M. y Gonsler, T. (1997). "The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater". *Freshwater Biology*. 37: 1-33.
- Buss, S.R., Cai, Z., Cardenas, B., Fleckenstein, J., Hannah, D.M., Hepell, K., Hulme, P.J., Ibrahim, T.G., Kaeser, D.H., Krause, S., Lawler, D.M., Lerner, D., Mant, J., Malcolm, I., Old, G.,

- Parkin, G., Pickup, R., Pinay, G., Porter, J., Rhodes, G., Ritchie, A., Riley, J., Robertson, A., Sear, D., Shileds, B., Smith, J., Tellam, J. y Wood, P. (2009). "The Hyporheic Handbook. A handbook on the groundwater – surface water interface and hyporheic zone for environment managers", Environment Agency- Science report: SC050070. Bristol (Reino Unido). 280.
- Butturini, A. y Sabater, F. (2000). "Seasonal variability of dissolved organic carbon in a Mediterranean stream". *Biogeochemistry*. 51: 303-321.
- Butturini, A. y Sabater, F. (2002). "Nitrogen concentrations in a small Mediterranean stream: 1. Nitrate 2. Ammonium". *Hydrology and Earth System Sciences*. 6(3): 539-550.
- Butturini, A., Battin, T.J. y Sabater, F. (2000). "Nitrification in Stream Sediment Biofilms: the Role of Ammonium Concentration and DOC Quality". *Water Research*. 34(2): 629-639.
- Camacho, A.I. y Valdecasas, A.G. (2006). "Lista de estigofauna conocida en la Comunidad de Madrid". *Graellsia*. 62: 105-108.
- Camargo, J.A. y Gonzalo, C. (2007). "Physicochemical and biological changes downstream from a trout farm outlet: Comparing 1986 and 2006 sampling surveys". *Limnetica*. 26(2): 195-204.
- Caschetto, M., Barbieri, M., Galassi, D.M.P., Mastrorillo, L., Rusi, S., Stoch, F., Di Cioccio, A. y Petitta, M. (2014). "Human alteration of groundwater-surface water interactions (Sagittario River, Central Italy): Implication for flow regime, contaminant fate and invertebrate response". *Environmental Earth Sciences*. 71: 1791-1807.
- Castañeda-Buendía, D. (2011). *Reobservación de la red geodésica de control de la presa de La Tajuña*. Tesis. Madrid: Universidad Politécnica de Madrid.
- CHT. (2005a). "Ficha SWB2. Caracterización de masas de agua superficial tipo río" en *Informe de los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua*, Confederación Hidrográfica del Tajo. Madrid (España). 1-223.
- CHT. (2005b). "Ficha GWB1. Caracterización de masas de agua subterránea" en *Informe de los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua*, Confederación Hidrográfica del Tajo. Madrid (España). 1-27.
- Cornut, J., Elger, A., Greugny, A., Bonnet, M. y Chauvet, E. (2012). "Coarse particulate organic matter in the interstitial zone of three French headwater streams". *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 48(3): 303-313.
- Corral Hernán, M.V. y Orío Hernández, A. (2012). *Red de control de calidad de las aguas subterráneas en la cuenca hidrográfica del Tajo (2009-2010)*. Madrid (España): Confederación Hidrográfica del Tajo.
- Danielopol, D.L. y Griebler, C. (2008). "Changing paradigms in groundwater ecology - From the "living fossils" tradition to the "new groundwater ecology"". *International Review of Hydrobiology*. 93(1907): 565-577.
- De la Cruz Rot, M. y Peinado, M. (1996). "El paisaje vegetal de la cuenca del río Henares (I): comunidades arbóreas y arbustivas". *Wad-al-Hayara*. 23: 335-396.
- De la Puentes, M. y Camargo, J.A. (2006). "El hábitat fluvial: factores ambientales y humanización" en *Ecología y conservación del Río Henares y sus tributarios*, J. Camargo. Departamento de ecología-UAH (Madrid, España). 81-108.
- Di Lorenzo, T., Stoch, F. y Galassi, D.M.P. (2013). "Incorporating the hyporheic zone within the river discontinuum: Longitudinal patterns of subsurface copepod assemblages in an Alpine stream". *Limnologica*. 43(4): 288-296.
- DOCE. 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 la Comunidad Europea (DOCE). L 327/1-L 327/73.
- Dole-Olivier, M.-J. (1983). "Le domaine aquatique souterrain de la plaine alluviale du RhSne h l'est de Lyon. 1. Diversité hydrologique et biocénotique de trois stations représentatives de la dynamique fluviale". *Vie et milieu*. 33: 219-229.
- Dole-Olivier, M.-J. (1998). "Surface water – groundwater exchanges in three dimensions on a backwater the Rhone River". *Freshwater Biology*. 40: 93-109.
- Edwardson, K.J., Bowden, W.B., Dahm, C. y Morrice, J. (2003). "The hydraulic characteristics and geochemistry of hyporheic and parafluvial zones in Arctic tundra streams, north slope, Alaska". *Advances in Water Resources*. 26(9): 907-923.
- EPA. (2001). *Parameters of Water Quality - Interpretation and Standards*. Dublin (Irlanda): Environmental Protection Agency, EPA.

- Fernández Cirelli, A. y Di Risio, C.D. (2005). "Química del agua: reacciones y procesos" en *Recursos Hídricos. Conceptos básicos y estudio de caso en iberoamerica*, C. Díaz, M. Esteller y F. Lopez-Vera. Uruguay. IV-9-IV-32.
- Findlay, S. (1995). "Importance of surface-subsurface exchange in stream ecosystems: The hyporheic zone". *Limnology and Oceanography*. 40(1): 159-164.
- Findlay, S., Strayer, D., Goumbala, C. y Gould, K. (1993). "Metabolism of streamwater dissolved organic carbon in the shallow hyporheic zone". *Limnology and Oceanography*. 38(7): 1493-1499.
- Fischer, H., Kloep, F., Wilzcek, S. y Pusch, M.T. (2005). "A river's liver - Microbial processes within the hyporheic zone of a large lowland river". *Biogeochemistry*. 76(2): 349-371.
- Fisher, S.G., Grimm, N.B., Martí, E., Holmes, R.M. y Jones, J.B. (1998). "Material Spiraling in Stream Corridors: A Telescoping Ecosystem Model". *Ecosystems*. 1: 19-34.
- Fowler, R.T. y Scarsbrook, M.R. (2002). "Influence of hydrologic exchange patterns on water chemistry and hyporheic invertebrate communities in three gravelbed rivers". *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 36(3): 471-482.
- Franken, R.J.M., Storey, R.G. y Williams, D.D. (2001). "Biological, chemical and physical characteristics of downwelling and upwelling zones in the hyporheic zone of a north-temperate stream". *Hydrobiologia*. 444: 183-195.
- Fraser, B.G., Williams, D.D. y Howard, K.W.F. (1996). "Monitoring Biotic And Abiotic Processes Across The Hyporheic/Groundwater Interface". *Hydrogeology Journal*. 4(2): 36-50.
- Gabrielsen, P.J. (2012). *Hyporheic zone process controls on Dissolved Organic Carbon Quality*. Tesis. New Mexico (EE.UU): New Mexico Institute of Mining and Technology.
- Gerta Von Bertrab, M., Krein, A., Stendera, S., Thielen, F. y Hering, D. (2013). "Is fine sediment deposition a main driver for the composition of benthic macroinvertebrate assemblages?". *Ecological Indicators*. 24: 589-598.
- Gibert, J., Dole-Olivier, M.-J., Marmonier, P. y Vervier, P. (1990). "Surface water-groundwater ecotones" en *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*, R.J. Naiman y H. Décamps. Reino Unido. 199-226.
- Gómez Cerezo, R. (2003). *Modelos conceptuales de funcionamiento de ríos y arroyos*. <<http://ocw.um.es/ciencias/ecologia/lectura-obligatoria-1/gomez-03.pdf>> [Consulta: 20 de febrero de 2011]: 1-26.
- Gómez Cerezo, R. (2016). "Estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos continentales: un análisis comparativo. Escalas y procesos" en *Avances ecológicos para la sostenibilidad de los ecosistemas acuáticos continentales (Universidad de Murcia)*. <<http://docplayer.es/11955590-Leccion-1-estructura-y-funcionamiento-de-los-ecosistemas-acuaticos-continentales-un-analisis-comparativo-escalas-y-procesos.html>> [Consulta: 24 de julio de 2016].
- Gortazar, J., Parasiewicz, P., Alonso-Gonzalez, C. y Garcia de Jalon, D. (2011). "Physical habitat assessment in the Tajuna river (Spain) by means of Physical habitat assessment in the Taju na the MesoHABSIM approach". *Limnetica*. 30(2): 379-392.
- Graillot, D., Paran, F., Bornette, G., Marmonier, ., Piscart, C. y Cadilhac, L. (2014). "Coupling groundwater modeling and biological indicators for identifying river / aquifer exchanges". *SpringerPlus*. 3(68): 1-14.
- Greenwald, M.J., Bowden, W.B., Gooseff, M.N., Zametske, J.P., McNamara, J.P., Bradford, J.H. y Brosten, T.R. (2008). "Hyporheic exchange and water chemistry of two arctic tundra streams of contrasting geomorphology". *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*. 113(2): G02029.
- Griebler, C. y Avramov, M. (2015). "Groundwater ecosystem services: a review". *Freshwater Science*. 34(1): 355-367.
- Hancock, P.J. (2002). "Human impacts on the stream-groundwater exchange zone". *Environmental Management*. 29(6): 763-781.
- Hancock, P.J., Boulton, A.J. y Humphreys, W.F. (2005). "Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater". *Hydrogeology Journal*. 13: 98-111.
- Hancock, P.J., Boulton, Andrew J.; y Humphreys, William F. (2005). "Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater". *Hydrogeology Journal*. 13(1): 98-111.
- Harding, J.S., Young, R.G., Hayes, J.W., Shearer, K.A. y Stark, J.D. (1999). "Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum". *Freshwater Biology*. 42(2):

345-357.

- Hernández Fernández, S. (2002). "Interferencia de los embalses, y su régimen de explotación, con algunos procesos y especies relacionados con la fauna" en *Congreso Internacional de Conservación y Rehabilitación de Presas (11-13 de Noviembre de 2002, Madrid)*. 1-8.
- Hof, C., Brändle, M. y Brandl, R. (2008). "Latitudinal variation of diversity in European freshwater animals is not concordant across habitat types". *Global Ecology and Biogeography*. 17(4): 539-546.
- Howden, N.J.K. y Burt, T.P. (2009). "Statistical analysis of nitrate concentrations from the Rivers Frome and Piddle (Dorset, UK) for the period 1965-2007". *Ecohydrology*. 2(1): 55-65.
- Hyun, Y., Kim, H., Lee, S.S. y Lee, K.K. (2011). "Characterizing streambed water fluxes using temperature and head data on multiple spatial scales in Munsan stream, South Korea". *Journal of Hydrology*. 402(3-4): 377-387.
- Iepure, S., Martínez-Hernández, V., Herrera, S., **Rasines-Ladero, R.** y de Bustamante, I. (2013). "Response of microcrustacean communities from the surface-groundwater interface to water contamination in urban river system of the Jarama basin (central Spain)". *Environmental Science and Pollution Research*. 20(8): 5813-5826.
- Iepure, S., Meffe, R., Carreño, F., **Rasines-Ladero, R.** y de Bustamante, I. (2014). "Geochemical, geological and hydrological influence on ostracod assemblages distribution in the hyporheic zone of two Mediterranean rivers in central Spain". *International Review of Hydrobiology*. 99(6): 435-449.
- Kim, H., Lee, K.K. y Lee, J.Y. (2014). "Numerical verification of hyporheic zone depth estimation using streambed temperature". *Journal of Hydrology*. 511: 861-869.
- Kondolf, G.M. (1997). "Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels". *Environmental Management*. 21(4): 533-551.
- Krause, S., Blume, T. y Cassidy, N.J. (2012). "Investigating patterns and controls of groundwater up-welling in a lowland river by combining Fibre-optic Distributed Temperature Sensing with observations of vertical hydraulic gradients". *Hydrology and Earth System Sciences*. 16(6): 1775-1792.
- Lapworth, D.J., Goody, D.C., Allen, D. y Old, G.H. (2009). "Understanding groundwater, surface water, and hyporheic zone biogeochemical processes in a Chalk catchment using fluorescence properties of dissolved and colloidal organic matter". *Journal of Geophysical Research*. 114: G00F02.
- Lautz, L.K., Siegel, D.I. y Bauer, R.L. (2006). "Impact of debris dams on hyporheic interaction along a semi-arid stream". *Hydrological Processes*. 20(1): 183-196.
- Lee, J.Y., Lim, H.S., Yoon, H.I. y Park, Y. (2013). "Stream water and groundwater interaction revealed by temperature monitoring in agricultural areas". *Water (Switzerland)*. 5(4): 1677-1698.
- Leigh, C., Stubbington, R., Sheldon, F. y Boulton, A.J. (2013). "Hyporheic invertebrates as bioindicators of ecological health in temporary rivers: A meta-analysis". *Ecological Indicators*. 32: 62-73.
- Lenting, N., Williams, D.D. y Fraser, B.G. (1997). "Qualitative differences in interstitial organic matter and their effect on hyporheic colonisation". *Hydrobiologia*. 344: 19-26.
- Lozano Gutiérrez-Ravé, E., López Martín, M., Ruiz Herrero, L., Castro Quiles, A. y Ruiz Hernández, J.M. (2009). "Apoyo a la caracterización adicional de las masas de agua subterránea en riesgo de no cumplir los objetivos medioambientales en 2015 (Demarcación Hidrográfica del Tajo)" en *Encomienda de gestión para la realización de trabajos científico-técnicos de apoyo a la sostenibilidad y protección de las aguas subterráneas. (Actividad 2)*, M. Varela Sánchez, J.M. Murillo Díaz, J.C. Rubio Campos, M. Gómez Sánchez, A. Battle Gargallo, S. Casas Ruíz, E.I. Castillo Pérez, A. Padilla Benítez, J.A. Navarro, J.M. Esnaola Navarro. Madrid (España). 1-42.
- Luo, M., Chen, Z., Criss, R.E., Zhou, H., Huang, H., Han, Z. y Shi, T. (2016). "Dynamics and anthropogenic impacts of multiple karst flow systems in a mountainous area of South China". *Hydrogeology Journal*. 24(8): 1993-2002.
- Mace, G.M., Norris, K. y Fitter, A.H. (2012). "Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship". *Trends in ecology & evolution*. 27(1): 19-26.
- MAGRAMA. 2015. *Sistema Integrado de Información del Agua (SIA)*. <<http://servicios2.marm.es/sia/visualizacion/descargas/mapas.jsp>> [Consulta: 10 de mayo de 2015].

- Maltchik, L. y Mollá, S. (1994). "Nutrient dynamics in hyporheic zone in a Mediterranean stream in Sierra Morena (SW Spain)". *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 1434-1437.
- Maltchik, L., Molla, S., Montes, C. y Casado, C. (1996). "Measurement of nutrient spiralling during a period of continuous surface flow in a Mediterranean temporary stream (Arroyo de La Montesina, Spain)". *Hydrobiologia.* 335(2): 133-139.
- Marmonier, P., Archambaud, G., Belaidi, N., Bougon, N., Breil, P., Chauvet, E., Claret, C., Cornut, J., Detry, T., Dole-Olivier, M.-J., Dumont, B., Flipo, N., Foulquier, A., Gérino, M., Guilpart, A., Julien, F., Maazouzi, C., Martin, D., Mermillod-Blondin, F., Montuelle, B., Namour, Ph., Navel, S., Ombredane, D., Pelte, T., Piscart, C., Pusch, M., Stroffek, S., Robertson, A., Sanchez-Pérez, J.-M., Sauvage, S., Taleb, A., Wantzen, M. y Vervier, Ph. (2012). "The role of organisms in hyporheic processes: gaps in current knowledge, needs for future research and applications". *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology.* 48: 253-266.
- Martí, E. y Sabater, F. (1996). "High variability in temporal and spatial nutrient retention in mediterranean streams". *Ecology.* 77(3): 854-869.
- Martí, E. y Sabater, F. (2009). "Retención de nutrientes en ecosistemas fluviales". *Conceptos y técnicas en ecología fluvial.* 115-132.
- Martín-Loeches, M. y Rebollo, L.F. (2008). "Hidrogeología de la provincia de Guadalajara" en *Geología de Guadalajara*, A. Calonge, M. Rodríguez. Madrid (España). 293-306.
- Martínez-Bastida, J.J. (2009). *El nitrógeno en las aguas subterráneas de la Comunidad de Madrid: Descripción de los procesos de contaminación y desarrollo de herramientas para la designación de zonas vulnerables.* Tesis. Madrid: Universidad de Alcalá.
- Martínez-Bastida, J.J., Arauzo, M. y Valladolid, M. (2006). "Contaminación por nitrato del acuífero aluvial" en *Ecología y conservación del Río Henares y sus tributarios*, J. Camargo. Departamento de ecología-UAH (Madrid, España). 23-34.
- Martínez-Martínez, T. (2000). *Vegetación de Ribera del Río Henares en la Comunidad de Madrid.* Madrid: Consejería de Medio Ambiente, Dirección General de Educación y Promoción Ambiental.
- Mollá, S., Maltchik, L. y Casado, C. (1994). "Primeros datos sobre el metabolismo de un arroyo temporal mediterráneo en Sierra Morena (Córdoba)". *Limnetica.* 10: 59-67.
- Montgomery, D.R. y Buffington, J.M. (1998). "Channel Processes, Classification, and Response" en *River Ecology and Management*, R. Naiman y R. Bilby. Nueva York (EE.UU). 13-42.
- Moreno, J.L., Navarro, C. y De Las Heras, J. (2006). "Abiotic ecotypes in south-central Spanish rivers: reference conditions and pollution.". *Environmental pollution.* 143(3): 388-396.
- Mori, N. 2008. *The impact of gravel extraction on hyporheic ecology: a case study of the Bača river (W Slovenia).* Tesis. Eslovenia: University of Nova Gorica.
- Mori, N., Simčič, T., Lukančič, S. y Brancelj, A. (2011). "The effect of in-stream gravel extraction in a pre-alpine gravel-bed river on hyporheic invertebrate community". *Hydrobiologia.* 667(1): 15-30.
- Navarro Alvargonzález, A., Gernández Uría, A. y Doblas Domínguez, J.G. (1993). "Cuenca del Tajo" en *Las aguas subterráneas en España*, IGME. Madrid (España). 216-230.
- Noack, M. y Wieprecht, S. (2010). "The Quality of the Hyporheic Interstitial: A Challenge for Morphology and Biology" en *The quality of the hyporheic interstitial: a challenge for morphology and biology - IAHR First European Congress (Edimburgo)*, M. Burr y A.K. Camper (eds.). 54: 276-289.
- Olsen, D.A. y Townsend, C.R. (2005). "Flood effects on invertebrates, sediments and particulate organic matter in the hyporheic zone of a gravel-bed stream". *Freshwater Biology.* 50(5): 839-853.
- Pacioglu, Octavian y Moldovan, Oana Teodora. 2016. "Response of invertebrates from the hyporheic zone of chalk rivers to eutrophication and land use". *Environmental Science and Pollution Research.* 23(November): 4729.
- Palmer, M.A., Covich, A.P., Lake, S., Biro, P., Brooks, J.J., Cole, J., Dahm, C., Gibert, J., Goedkoop, W., Martens, K., Verhoeven, J. y Van De Bund, W.J. (2000). "Linkages between aquatic sediment biota and life above sediments as potential drivers of biodiversity and ecological processes". *BioScience.* 50(12): 1062-1075.
- Pidre, J.R., Salas, J.J. y Quiroga, J.M. (2011). "Study of the influence of substrate granulometry on the behavior of wetlands". *3rd International Congress Smallwat (Sevilla).*
- Pozo, J. y Elosegi, A. (2009). "El marco físico: la cuenca" en *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*, A. Elosegi y S. Sabater. Bilbao (España). 39-49.

- Pozo, J., Elosegui, A., Díez, J. y Molinero, J. (2009). "Dinámica y relevancia de la materia orgánica" en *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*, A. Elosegui y S. Sabater. Bilbao (España). 139-167.
- Pusch, M. (1996). "The metabolism of organic matter in the hyporheic zone of a mountain stream, and its spatial distribution". *Hydrobiologia*. 323(2): 107-118.
- Ramos, D. (1947). "Notas sobre la geografía del bajo Tajuña". *Estudios Geográficos*. 8(26): 41-163.
- Ran, L., Lu, X.X., Sun, H., Han, J., Li, R. y Zhang, J. (2013). "Spatial and seasonal variability of organic carbon transport in the Yellow River, China". *Journal of Hydrology*. 498: 76-88.
- Rasines-Ladero, R.** (2016). "La zona hiporreica en la región mediterránea (Península Ibérica): importancia ecológica y su integración en la gestión hídrica" en *REMTAVARES*, 10, Octubre de 2016. <<http://www.madrimasd.org/blogs/remtavares/2016/10/10/132822>> [Consulta: 20 de noviembre de 2016].
- Rasines-Ladero, R.** y Iepure, S. (2016). "Parent lithology and organic matter influence the hyporheic biota of two Mediterranean rivers in central Spain". *Limnetica*. 35(1): 19-36.
- Reyes Matamoros, J.M. (2001). *Diccionario de Biología*. Mexico: Benemérita Universidad Autónoma de Puebla - Dirección General de Fomento.
- Rosenfeld, J.K. (1979). "Ammonium adsorption in nearshore anoxic sediments". *Limnology and Oceanography*. 24(2): 356-364.
- Sabater, F. y Vila, P.B. (1991). "The hyporheic zone considered as an ecotone". *Oecologia aquatica*. 10: 35-43.
- SAIH-Tajo. 2014. *Sistema Automático de Información Hidrológica – Confederación Hidrográfica del Tajo*. <<http://saihtajo.chtajo.es>>. [Consulta: 11 de Enero de 2014].
- Samboni R., Natalia E., Carvajal Escobar, Y. y Escobar, J.C. (2007). "Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua". *Ingeniería e Investigación*. 27(3): 172-181.
- Sánchez-Martínez, M^ªT., Rodríguez-Ferrero, N. y Salas-Velasco, M. (2011). "La gestión del agua en España. La unidad de Cuenca.pdf". *Revista de Estudios Regionales*. 92: 199-220.
- Schmidt, S.I.; Cuthbert, M.O. y Schwientek, M. (2017). "Towards an integrated understanding of how micro scale processes shape groundwater ecosystem functions". *Science of the Total Environment*. 592(March): 215-227.
- Schmidt, S.I. y Hahn, H.J. (2012). "What is groundwater and what does this mean to fauna? - An opinion". *Limnologica*. 42(1): 1-6.
- Schmidt, S.I., Hahn, H.J., Hatton, T.J. y Humphreys, W.F. (2007). "Do faunal assemblages reflect the exchange intensity in groundwater zones?". *Hydrobiologia*. 583: 1-19.
- Schuartz Pacheco Mestrinho, Suely; Fernández Cirelli, Alicia; Di Risio, Cecilia D.; y Esteller, María Vicenta. 2005. "Criterios e índices de calidad del agua". *Recursos Hídricos. Conceptos básicos y estudio de caso en iberoamerica*. : IV-47-IV-56.
- Sear, D.A., Armitage, P.D. y Dawson, F.H. (1999). "Groundwater dominated rivers". *Hydrological Processes*. 13(3): 255-276.
- Seydell, I., Wawra, B.E. y Zanke, U.C.E. (2007). "5 Evaluating vertical velocities between the stream and the hyporheic zone from temperature data". *Developments in Earth Surface Processes*. 11: 109-127.
- Silva, P., Goy, J.L. y Zazo, C. (1988). "Evolución Geomorfológica de la confluencia de los ríos Jarama y Tajuña durante el cuaternario (Cuenca de Madrid, España)". *Cuaternario y Geomorfología*. 2(1-4): 125-133.
- Sophocleous, M. (2002). "Interactions between groundwater and surface water: The state of the science". *Hydrogeology Journal*. 10(1): 52-67.
- Stewardson, M.J., Datry, T., Lamouroux, N., Pella, H., Thommeret, N., Valette, L. y Grant, S.B. (2016). "Variation in reach-scale hydraulic conductivity of streambeds". *Geomorphology*. 259: 70-80.
- Stofleth, J.M., Douglas Shields, F. Jr. y Fox, G.A. (2004). "Organic carbon concentrations in hyporheic zone sediments: a tool for measuring stream integrity" en *Critical Transitions in Water and Environmental Resources Management (Salt Lake City, Utah, United States of America)*, G. Sehlke, D.F. Hayes y D.K. Stevens (eds.). American Society of Civil Engineers. 1-10.

- Strayer, D.L., May, S.E., Nielsen, P., Wollheim, W. y Hausam, S. (1997). "Oxygen, organic matter, and sediment granulometry as controls on hyporheic animal communities". *Archiv für Hydrobiologie*. 140(1): 131-144.
- Tione, M.L., Bedano, J.C. y Blarasin, M.T. (2011). "Comunidades de invertebrados en aguas subterráneas y su relación con variables ambientales". *Ecología Austral*. 21(1): 87-100.
- Tomlinson, M. y Boulton, A. (2008). *Subsurface groundwater dependent ecosystems: a review of their biodiversity, ecological processes and ecosystem services*. Canberra (Australia): Waterlines Occasional Paper - the National Water Commission.
- Tonina, D. y Buffington, J.M. (2009). "Hyporheic exchange in mountain rivers I: mechanics and environmental effects". *Geography Compass*. 3(3): 1063-1086.
- Trimmer, M., Grey, J., Heppell, C.M., Hildrew, A.G., Lansdown, K., Stahl, H. y Yvon-Durocher, G. (2012). "River bed carbon and nitrogen cycling: state of play and some new directions". *The Science of the total environment*. 434: 143-58.
- Valett, H.M., Morrice, J.A., Dahm, C.N. y Campana, M.E. (1996). "Parent lithology, surface-groundwater exchange, and nitrate retention in headwater streams". *Limnology and Oceanography*. 41(2): 333-345.
- Valett, H.M., Fisher, S.G. y Stanley, E.H. (1990). "Physical and Chemical Characteristics of the Hyporheic Zone of a Sonoran Desert Stream Published by: The North American Benthological Society Sonoran Desert stream". *Journal of the North American Benthology Society*. 9(3): 201-215.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. y Cushing, C.E. (1980). "The River Continuum Concept". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37(1): 130-137.
- Vervier, P., Bonvallet-Garay, S., Sauvage, S., Valett, H.M. y Sanchez-Perez, J.M. (2009). "Influence of the hyporheic zone on the phosphorus dynamics of a large gravel-bed river, Garonne River, France". *Hydrological Processes*. 23(12): 1801-1812.
- Vidal-Abarca Gutiérrez, M.R. y Suárez Alonso, M.L. (2011). "Ríos y riberas" en *Evaluación de los ecosistemas del milenio de España - Ecosistemas y biodiversidad de España para el bienestar humano*, J. Navacerrada. Madrid. 461-544.
- Wallace, J.B., Hutchens, J.J. y Grubaugh, J.W. (1996). "Transport and storage of FPOM" en *Methods in stream ecology*, F.R. Hauer y G.A. Lamberti. San Diego (EE.UU). Academic Press (Elsevier). 249-271.
- Ward, A.S. (2016). "The evolution and state of interdisciplinary hyporheic research". *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*. 3(1): 83-103.
- Ward, J.V. (1989). "The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems". *Journal of the North American Benthological Society*. 8(1): 2-8.
- Ward, J.V., Bretschko, G., Brunke, M., Danielopol, D., Gibert, J., Gonser, T. y Hildrew, A.G. (1998). "The boundaries of river systems: the metazoan perspective". *Freshwater Biology*. 40: 531-569.
- Webster, J.R. y Patten, B.C. (1979). "Effects of watershed perturbation on stream Potassium and Calcium dynamics". *Ecological Monographs*. 49(1): 51-72.
- Winkelmann, C., Koop, J.H.E. y Benndorf, J. (2003). "Abiotic features and macroinvertebrate colonization of the hyporheic zones of two tributaries of the river Elbe (Germany)". *Limnologia*. 33: 112-121.
- Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L. y Alley, W.M. (1998). "Ground Water and Surface Water - A single Resource" en *U.S. Geological Survey Circular 1139 - USGS Publications*, U.S. Department of the Interior. Denver (Colorado, EE.UU). 79.
- Wondzell, S.M. y Swanson, F.J. (1996). "Seasonal and storm dynamics of the hyporheic zone of a 4th-order mountain stream. I: Hydrologic processes". *Journal of the North American Benthological Society*. 15(1): 3-19.
- Wong, J.C.Y. y Williams, D.D. (2010). "Sources and seasonal patterns of dissolved organic matter (DOM) in the hyporheic zone". *Hydrobiologia*. 647: 99-111.
- Worrall, F. y Burt, T. (2004). "Time series analysis of long-term river dissolved organic carbon records". *Hydrological Processes*. 18(5): 893-911.
- Ylla, I., Sanpera-Calbet, I., Vázquez, E., Romaní, A.M., Muñoz, I., Butturini, A. y Sabater, S. (2010). "Organic matter availability during pre- and post-drought periods in a Mediterranean stream". *Hydrobiologia*. 657(1): 217-232.
- Zibrat, U. (2012). *Development of a new Biotic Index based on hyporheic fauna for water quality*

determination in lotic ecosystems. Tesis. Eslovenia: Graduate School, Nova Gorica University. 1-83.

Zlotnik, V.A., Ward, A.S., Harvey, J.W., Lautz, L.K., Rosenberry, D.O. y Brunner, P. (2016). "Groundwater-Surface Water interactions" en *The handbook of Groundwater Engineering-Third Edition*, J.H. Cushman y D.M. Tartakovsky. EE.UU. 237-272.

CAPÍTULO 4

Los factores ambientales condicionantes de la distribución y diversidad de la fauna hiporreica



"Aquellos que llegan antes al río encuentran el agua más limpia"
(Proverbio africano)

4.1. Introducción y objetivos

La zona hiporreica (ZH) alberga una gran cantidad y variedad de organismos, especialmente invertebrados, procedentes tanto de los ambientes superficiales como subterráneos (Gibert et al., 2009). Dentro de este conjunto de organismos denominado *hiporreos*, los crustáceos; y dentro de éstos, la clase de los copépodos, presentan una amplia diversidad específica en las comunidades hiporreicas (Orghidan, 1959, 2010; Covich et al., 2010; Reid y Williamson, 2010; Smith y Delorme, 2010; Zibrat, 2012). No obstante, en el hiporreos también aparecen otro tipo de crustáceos como por ejemplo ostrácodos, cladóceros e isópodos; así como otro tipo de invertebrados como oligoquetos, nemátodos y tardígrados. Además, en el ambiente hiporreico se establecen organismos inferiores (virus, protozoos, bacterias y hongos) que suponen la base de las cadenas tróficas para los organismos superiores (Hendricks, 1993; Sola et al., 1996; Findlay y Sobczak, 2000).

La diversidad biológica asociada al medio hiporreico es superior a la registrada en los ecosistemas circundantes por tratarse de un ambiente ecotonal. En la zona hiporreica, la diversidad, distribución y composición de las comunidades bióticas presentan una gran heterogeneidad espacial y temporal, debido a diferentes factores tanto abióticos, como bióticos; así como por la actividad humana (Ward, 1989; Ward et al., 1998; Galassi, 2001; Hancock, 2002; Sophocleous, 2002; Bork y Hahn, 2008; Boulton et al., 2010; Leigh et al., 2013). Según la escala de estudio los factores que adquieren relevancia respecto a su influencia sobre las comunidades bióticas varían (Wiens et al., 1986; Wiens, 1989; Ward et al., 1998; Hunt y Stanley, 2003; Bae et al., 2011; Zibrat, 2012).

A **escala global**, los estudios de diversidad son útiles para la determinación y la comprensión respecto a la evolución histórica y distribución de las diferentes especies y linajes filogenéticos (Danielopol et al., 2000). Los factores climáticos como las glaciaciones ocurridas durante el Pleistoceno se reconocen, junto a la geología (zonas kársticas con mayor diversidad) y la latitud (mayor diversidad a menor latitud), como las principales factores que afectan a la distribución y composición del *hiporreos* (Dole-Olivier et al., 2009, 2014; Cornu et al., 2013; Eme et al., 2015; Korbel y Hose, 2015). A **escala regional**, el número de factores influyentes en la distribución y/o abundancia de los organismos en el ecotono hiporreico se ve incrementado (Zibrat, 2012). Entre ellos, aparecen los factores paleogeográficos e históricos, tolerancias, ecología y capacidad dispersiva de las especies, junto a las interacciones de competencia entre ellas (Strayer, 1994; Galassi, 2001; Dole-Olivier et al., 2009). A

escala local, los factores determinantes respecto a la distribución y presencia de determinados organismos en la zona hiporreica son aquellos relacionados con las características físicas del hábitat (composición litológica, permeabilidad y conectividad hidráulica de los sedimentos, entre otros); con la fisico-química de las aguas (temperatura, OD, CE y pH); con la variación de regímenes hídricos (fenómenos de avenida, sequía); con la dinámica de la materia orgánica (MO) y nutrientes; la alternancia respecto a las situaciones de *upwelling* y *downwelling* a lo largo del ambiente hiporreico; así como las relaciones intra- e interespecíficas, principalmente aquellas basadas en la depredación, parasitismo y competencia entre los organismos (Gibert et al., 1994; Mösslacher, 1998; Fowler y Scarsbrook, 2002; Hancock et al., 2005; Schmidt et al., 2007; Omesová y Helešić, 2010; Codron, 2011; Capderrey et al., 2013; Mugnai et al., 2015). Además, las actividades humanas, como elementos modificadores de todos los anteriores, también suponen un factor externo determinante en la distribución de las especies (Hancock, 2002; Hancock y Boulton, 2008; Pacioglu y Moldovan, 2016). En relación a la alternancia de zonas de *upwelling* y *downwelling* a lo largo del ecotono hiporreico, trabajos como los de Fernández (2004), Di Lorenzo et al. (2013) y Graillot et al. (2014) han puesto de manifiesto que en las zonas de *upwelling*, la diversidad es mayor, especialmente respecto al número de especies estigobiontes (especies adaptadas totalmente al ambiente subterráneo); mientras que en las de *downwelling*, la mayor diversidad corresponde a las especies estigófilas y estigógenas. Otros trabajos como los de Franken et al. (2001), Bork y Hahn (2008) y Bork et al. (2009) afirman que, en general, la diversidad y la abundancia de especies en la zona hiporreica decrecen al disminuir el contacto con las aguas superficiales, y al aumentar la profundidad en la vertical.

En la región mediterránea donde se enmarcan las investigaciones concernientes a esta Tesis, los factores que afectan a la distribución y diversidad de la fauna hiporreica adquieren una mayor relevancia por cuestiones históricas y climáticas asociadas a esta región. En el área de estudio el clima es mediterráneo semiárido con una gran heterogeneidad en la distribución espacial y temporal de las precipitaciones que genera escasez hídrica y/o fenómenos de avenida; siendo un área con mayor presencia e intensidad de las actividades antrópicas (agricultura, elevado manejo de los recursos hídricos, etc.) y suponer una de las zonas más vulnerables ante los efectos asociados al cambio climático (Argerich et al., 2008) (Mollá et al., 1994; Gasith y Resh, 1999; Argerich et al., 2008; Blondel et al., 2010; Ylla et al., 2010; Rasines-Ladero, 2016). Como consecuencia de ello, la mayor parte de los cursos fluviales de España presentan caudales elevados en otoño (septiembre-diciembre), asociados a fenómenos de avenida; y cauces con caudales bajos o de carácter temporal en verano (junio-

septiembre), que condiciona las características, tanto abióticas como bióticas y la funcionalidad ecosistémica de la zona hiporreica (Bonada et al., 2000; Butturini y Sabater, 2000; Hose et al., 2005; Mellado Díaz et al., 2008; Mugnai et al., 2015; Rasines-Ladero, 2016). Además, los ríos mediterráneos presentan intermitencia (cauces secos); si bien, algunos presentan un aporte subterráneo que contribuyen al mantenimiento de los caudales de base (Ibañez et al., 1994; CHT, 2005; Alvarez-Cobelas, 2006; Blondel et al., 2010). Cuando se producen fenómenos de avenida las condiciones de la zona hiporreica se ven alteradas, favoreciéndose una mayor interconexión entre el cauce y el ecotono hiporreico y la removilización de los sedimentos que modifica la estructura del hábitat hiporreico y aumenta la liberación de la materia orgánica hacia las aguas hiporreicas; además de homogeneizarse las condiciones físico-químicas de éstas. En los periodos de sequía se produce un descenso en los caudales circulantes que origina una disminución, o incluso la interrupción, en la conexión con el ecotono hiporreico que provoca cambios en la concentración de oxígeno, una menor capacidad de dilución y transporte de las aguas, mayor tiempo de residencia de las aguas en el sedimento (mayor interacción roca-agua); además de favorecerse la invasión de la vegetación al canal principal y la erosión de las riberas (Butturini y Sabater, 1999, 2000; Gasith y Resh, 1999). Estas variaciones también determinan los movimientos activos y pasivos de la fauna. Por ejemplo, los organismos bentónicos suelen utilizar la zona hiporreica como refugio en los periodos de sequía para sobrevivir a los periodos de desecación de cauce. Por estos motivos, la zona hiporreica adquiere una gran importancia ecológica para el mantenimiento de las comunidades bióticas presentes, por actuar como filtro y refugio (Sabater et al., 1992; Maltchik y Molla, 1994; Burrell, 2001; Hose et al., 2005; Dole-Olivier, 2011; Schmitt y Varga, 2012).

Esta variabilidad regional y local respecto a las condiciones ambientales que caracterizan la región mediterránea favorece, a su vez, que en el ecotono hiporreico se registre una gran diversidad de organismos, con un elevado grado de endemidad y presencia de especies relictas del Terciario, como consecuencia de haberse visto poco afectada por las glaciaciones (Botosaneanu, 1986; Sket, 1999; Danielopol et al., 2000; Danielopol et al., 2008; López López et al., 2011; Achurra et al., 2015; Rasines-Ladero, 2016). Entre los organismos que componen el hiporreico, los copépodos (crustáceos), y dentro de éstos, los ciclopoideos, suponen una de las clases más abundantes y representadas (Covich et al., 2010; Reid y Williamson, 2010; Smith y Delorme, 2010; Thorp y Covich, 2010; Zibrat, 2012). Los copépodos poseen una serie de adaptaciones morfológicas, fisiológicas, metabólicas y etológicas que les ha permitido colonizar y habitar el ambiente hiporreico (Danielopol et al., 1994; Gibert et al., 1994; Ward et al.,

1998; Tomlinson y Boulton, 2008; Maurice, 2009). Además, presentan una capacidad de responder ante situaciones de estrés a través de formas de resistencia y resiliencia por poseer unos rangos de tolerancia amplios y/o estadios de diapausa o dormancia, que favorecen el mantenimiento o recuperación de sus poblaciones ante variaciones ambientales en la zona hiporreica (Hershkovitz y Gasith, 2013; Nelson et al., 2010; Reid y Williamson, 2010; Robertson, 2000; Tomlinson y Boulton, 2008).

En general los organismos del hiporreos son organismos generalistas cuyas comunidades se ven afectadas por diferentes factores bióticos y abióticos característicos del ambiente hiporreico. Entre los factores bióticos que afectan su distribución destacan las relaciones entre los diferentes organismos que componen las comunidades bióticas a través de competencia por el espacio vital y los recursos; o depredación (Boxshall y Defaye, 2008; Mercado-Salas y Suárez-Morales, 2012; Reid y Williamson, 2010). Entre los factores abióticos destacan la luz (en el caso de organismos superficiales, estigoxenos), la temperatura y las variaciones físico-químicas respecto a la composición del agua; así como los intercambios hidrológicos entre las aguas superficiales y subterráneas. Los copépodos han demostrado ser sensibles a los cambios en las condiciones hidráulicas y geomorfológicas asociadas al ambiente hiporreico y fluvial en el que aparecen (Robertson, 2002; Galassi et al., 2009). El pH y la salinidad también parecen afectar al ciclo de vida de los copépodos (Dussart y Defaye, 2001; Dussart y Defaye, 2006). Estos organismos también presentan sensibilidad ante sustancias químicas orgánicas, pesticidas, metales pesados y/o compuestos clorados dependiendo de la especie; lo que les convierte en buenos indicadores de la calidad del agua y su posible uso como indicadores biológicos de calidad ecológica (Malard et al., 1996; Mösslacher, 1998; Iepure y Selescu, 2009; Moldovan et al., 2011; Zibrat, 2012; Iepure et al., 2013, 2014; Seminara et al., 2015). No obstante, para ello se requiere incrementar el conocimiento respecto al componente biológico hiporreico y su interacción con las características abióticas que caracterizan estos ambientes (Marmonier et al., 2012; Leigh et al., 2013; Ward, 2016). Por ello se han seleccionado dos cauces mediterráneos con aportes subterráneos, el Henares y el Tajuña, asociados a la cuenca del Jarama (parte noreste de la demarcación hidrográfica del Tajo), una de las cuencas más expuestas al efecto combinado de los impactos climáticos y a de la intensa actividad humana (actividad agrícola, urbana e industrial).

4.1.1. Objetivos e hipótesis de partida

El presente capítulo se centra en los aspectos bióticos relacionados con la diversidad, distribución y capacidad de resiliencia y resistencia de las comunidades faunísticas presentes en la zona hiporreica de los ríos Henares y Tajuña, atendiendo, principalmente, al grupo de los ciclopoideos (*Cyclopoida: Copepoda*).

El objetivo principal es el de caracterizar la dinámica espacio-temporal de las poblaciones de ciclopoideos respecto a su diversidad, composición, abundancias y funcionalidad ecológica a lo largo del ambiente hiporreico asociado a ambos ríos; así como establecer su relación con las condiciones ambientales abióticas descritas en el Capítulo 3, a escala local-regional.

Para ello, nos hemos planteado una serie de objetivos específicos o secundarios que se presentan a continuación:

- Caracterizar la distribución espacial y temporal de las comunidades de ciclopoideos asociadas al ecotono hiporreico a lo largo del perfil longitudinal de los ríos Henares y Tajuña.
- Establecer las diferencias entre los ríos estudiados respecto a la composición de las comunidades bióticas que aparecen en ellos.
- Determinar la interdependencia entre los diferentes parámetros abióticos que caracterizan el hábitat hiporreico y las comunidades bióticas presentes en la zona hiporreica de los ríos estudiados.
- Determinar la aplicabilidad de la división por masas de agua superficial (MSPF) establecida por la Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) en los estudios de caracterización de los aspectos bióticos del ambiente hiporreico.

Nuestra hipótesis de partida supone el contemplar si existe una heterogeneidad espacial y temporal respecto a la composición de las comunidades bióticas asociadas al cauce de los ríos, de modo que, permita diferenciar las comunidades asociadas a las diferentes masas de agua superficiales (MSPFs) en las que se dividen los cauces y, por tanto, establecer las MSPFs como unidades de estudio del ecotono hiporreico y lograr mejorar la integración de éste en la gestión y manejo del ecosistema fluvial y de los recursos hídricos de los ríos mediterráneos. Además, en relación a la teoría del continuo hiporreico (Stanford y Ward, 1993), y a la de la perturbación intermedia (Connell, 1978); se espera encontrar una mayor diversidad en

las MSPFs asociadas a los tramos altos y medios, por presentar unas mejores condiciones ambientales, así como perturbaciones de origen antrópico con intensidad media. También se espera que la abundancia de grupos estigoxenos (insectos/macroinvertebrados) sea superior en aquellas zonas y/o periodos con gran variación en los caudales circulantes, conforme a lo establecido en la teoría del refugio hiporreico (Williams y Hynes, 1974; Dole-Olivier, 2011).

4.2. Diversidad y distribución de la fauna hiporreica de los ríos Henares y Tajuña

A continuación se presentan los resultados describiendo la diversidad y la distribución espacial y temporal de los organismos identificados a lo largo del continuo hiporreico de los ríos Henares y Tajuña durante el periodo comprendido entre febrero de 2012 y febrero de 2013. Un total de más de 75.000 organismos fueron obtenidos en el ambiente hiporreico asociado a los ríos estudiados, de los cuales, 52.128 fueron identificados y clasificados en los diferentes grupos taxonómicos representados en el ambiente hiporreico. De ellos un total de 3.558 pertenecen al grupo de interés (ciclopoides). La totalidad de los datos respecto a los grupos y especies de ciclopoides identificadas en cada uno de los cauces estudiados se presentan en los Anexos digitales (*AD_fauna*).

4.2.1. Las comunidades hiporreicas asociadas al río Henares

Durante el periodo abarcado por el estudio, en el río Henares se han contabilizado un total de más de 25.500 individuos. En la Tabla 4. 1, se presentan las abundancias medias de cada uno de los **grupos del hiporreos identificados** durante el periodo estudiado, así como la diversidad, entendida como el número de grupos presentes a lo largo de la totalidad del cauce del Henares, por MSPF y por punto de muestreo. **En la zona hiporreica asociada al Henares se han identificado un total de 16 grupos taxonómicos** de invertebrados acuáticos, destacando, por sus valores medios, el de los gasterópodos, junto a los bivalvos, insectos y copépodos harpacticoides. Cabe destacar que únicamente se ha registrado la presencia de un individuo de la clase de los calanoides, Los Santos de la Humosa, Madrid (H7) durante la campaña de muestro de febrero de 2012.

La menor diversidad se registra en los puntos Alovera, Guadalajara (H6) y en Mejorada del Campo, Madrid (H9) con un total de 12 grupos taxonómicos presentes; mientras que los de mayor diversidad taxonómica corresponden a Sigüenza, Guadalajara (H1), Guadalajara (H5) y Los Santos de la Humosa, Madrid (H7) con 14 grupos identificados. Por masa de agua superficial, la MSPF0310010, situada en el tramo alto del río, registra un total de 14 grupos diferentes identificados a lo largo del periodo estudiado; siendo el de los gasterópodos y los insectos los de mayor abundancia media, seguido por los ostrácodos, ciclopoideos y harpacticoides. De forma similar, la MSPF0308010, también relacionada con el tramo alto, presenta una gran abundancia de estos grupos; habiéndose identificado un total de 13 taxones durante el periodo estudiado. En la comunidad asociada a la MSPF0304010 (tramo medio) se observa una mayor abundancia de insectos, seguido por los gasterópodos y los harpacticoides. En la MSPF0303010, también relacionada con el tramo medio del río Henares, los gasterópodos representan el grupo taxonómico más abundante de los 14 identificados, seguido por el de los bivalvos y anfípodos. En la MSPF0302010, relacionada con el tramo bajo del Henares, el número de grupos taxonómicos se mantienen en 14, destacando los bivalvos, ostrácodos y gasterópodos. En esta MSPF se registra un incremento respecto a la abundancia media de cladóceros. Por último, en la MSPF0301010 (tramo bajo del Henares), los bivalvos, seguido por los insectos, nematodos y ostrácodos corresponden con los grupos más abundantes de los 13 identificados (Tabla 4. 1).

Atendiendo a la **distribución espacial de los grupos que componen el hiporreos** (Tabla 4. 1) se observa una variación respecto a la composición de las comunidades asociadas a las diferentes MSPFs estudiadas ($Pseudo-F_{5,38}=4,48$; p -valor = 0,0001; $perms = 9.887$); así como a los diferentes tramos en los que se divide el cauce del Henares ($Pseudo-F_{2,41} = 5,57$; p -valor = 0,0001; $perms = 9.937$). A partir del análisis CAP (Figura 4. 1), se permite una correcta clasificación de los puntos de muestreos agrupados por MSPF, en relación a sus diferencias en la composición de las comunidades del hiporreos, del 70,45%. Las MSPFs más próximas al nacimiento (MSPF0310010 y MSPF0308010) aparecen agrupadas (t -test = 1,24; p -valor = 0,2084; $perms = 126$) y se correlacionan con las abundancias de los anfípodos y, en menor medida, con los sincáricos y colémbolos. Las masas asociadas al tramo intermedio (MSPF0304010 y MSPF0303010) se caracterizan por una mayor abundancia de ácaros, harpacticoides y gasterópodos; mientras que la MSPF0302010 se caracteriza por una mayor presencia de bivalvos. La MSPF0301010, la mejor diferenciada del resto, se caracteriza por sus elevadas abundancias de nemátodos y cladóceros; así como por ciclopoideos y ostrácodos. Considerando los tramos, el CAP indica una mejor

clasificación de los puntos (72,72% de acierto en la clasificación de las muestras; ver figura en *Anexos digitales: AD_gráficos*).

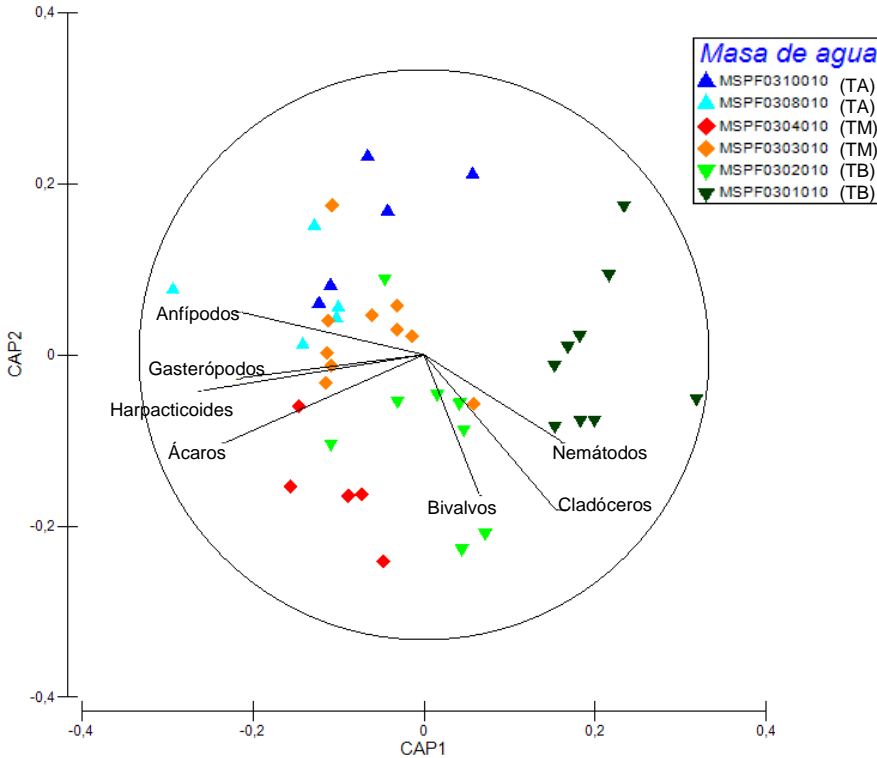


Figura 4. 1. Análisis CAP para la clasificación de los puntos de muestreo de acuerdo a la composición de las comunidades bióticas del ambiente hiporreico del río Henares, agrupadas por el factor "MSPF". Vectores indicando los grupos con una correlación $R > 0,5$. Clave: TA = tramo alto; TM = tramo medio; TB = tramo bajo.

Las comunidades del hiporreos presentes en el ambiente hiporreico del río Henares presentan una **variabilidad temporal** marcada ($Pseudo-F_{4,39} = 1,89$; $p\text{-valor} = 0,0088$; $perms = 9.904$). El análisis CAP (*Anexos digitales: AD_gráficas*) arroja buenos resultados respecto a la clasificación de los puntos por campaña de muestreo con un 52,27% de acierto. En este sentido, se observa como las muestras de mayo 2012 se caracterizan por una mayor abundancia de cladóceros y de ciclopidos; mientras que las de febrero 2013 presentan elevadas abundancias de tardígrados, insectos y ostrácodos. Las muestras de febrero 2012 se caracterizan por la presencia de calanoides y oligoquetos, mientras que el resto de campañas (septiembre y diciembre de 2012) no se pueden diferenciar unas de otras ($t\text{-test} = 0,84$; $p\text{-valor} = 0,659$; $perms = 8.160$). Éstas, presentan también mayores abundancias de oligoquetos y, así como de gasterópodos, colémbolos, nemátodos, sincáridos, ácaros, isópodos y anfípodos.

Tabla 4. 1. Abundancias medias (número total de individuos) y número de grupos taxonómicos identificados a lo largo del ecotono hiporreico asociado al río Henares, por masas de agua estudiadas (MSPF) y en cada punto de muestro (H1-H9) comprendiendo el periodo estudiado (febrero 2012- febrero 2013).

Grupo taxonómico		Cicl.	Harp.	Cala.	Ostr.	Clad.	Sinc.	Isop.	Anfi.	Nema.	Olig.	Gast.	Biva.	Tard.	Acar.	Cole.	Inse.	total	Nº grupos
Río	Henares	28,4	58,6	0,02	42,1	24,9	0,02	0,2	23,7	39,2	54,7	139,2	100,1	5,6	13,9	0,3	59,2	583,8	16
Masas	MSPF0310010	45,4	32,0	0,00	37,8	0,4	0,20	0,0	27,6	16,2	22,8	63,0	14,4	0,6	10,4	0,4	53,2	307,2	14
	MSPF0308010	38,2	165,0	0,00	24,2	0,0	0,00	0,4	10,8	24,6	55,0	158,8	30,8	0,8	16,8	0,2	24,6	544,2	13
	MSPF0304010	8,0	82,4	0,00	13,8	22,6	0,00	0,0	14,8	27,0	46,8	90,0	40,0	0,2	51,6	0,2	172,8	569,0	13
	MSPF0303010	18,6	64,3	0,00	7,7	4,7	0,00	0,9	73,8	25,3	63,9	356,0	75,9	2,1	12,9	0,5	29,1	729,3	14
	MSPF0302010	31,2	52,4	0,11	88,7	81,1	0,00	0,0	4,0	49,9	74,7	88,8	250,0	17,3	8,1	0,2	36,7	779,9	14
	MSPF0301010	32,7	6,6	0,00	59,7	18,6	0,00	0,0	0,2	68,2	47,1	20,7	96,9	6,1	1,5	0,1	73,2	427,2	13
Puntos	H1	45,4	32,0	0,00	37,8	0,4	0,20	0,0	27,6	16,2	22,8	63,0	14,4	0,6	10,4	0,4	53,2	307,2	14
	H2	38,2	165,0	0,00	24,2	0,0	0,00	0,4	10,8	24,6	55,0	158,8	30,8	0,8	16,8	0,2	24,6	544,2	13
	H3	8,0	82,4	0,00	13,8	22,6	0,00	0,0	14,8	27,0	46,8	90,0	40,0	0,2	51,6	0,2	172,8	569,0	13
	H4	19,8	45,0	0,00	12,2	5,2	0,00	0,0	130,8	28,0	47,0	618,6	122,4	2,0	8,8	0,8	23,4	1.057,0	13
	H5	17,4	83,6	0,00	3,2	4,0	0,00	1,8	16,8	22,6	80,8	93,4	29,4	2,2	17,0	0,2	34,8	401,6	14
	H6	27,2	49,2	0,00	6,7	41,5	0,00	0,0	4,2	75,5	111,0	108,2	355,2	26,5	12,2	0,0	46,2	861,5	12
	H7	34,4	55,0	0,20	154,2	112,8	0,00	0,0	3,8	29,4	45,6	73,2	165,8	10,0	4,8	0,4	29,0	714,6	14
	H8	28,0	10,2	0,00	9,4	26,0	0,00	0,0	0,2	103,6	69,6	32,0	93,2	1,4	1,0	0,2	74,8	446,0	13
	H9	37,4	3,0	0,00	110,0	11,2	0,00	0,0	0,2	32,8	24,6	9,4	100,6	10,8	2,0	0,0	71,6	408,4	12

Abreviaturas: Cicl. = ciclopoideos; Harp. = harpacticoides; Cala. = calanoides; Ostr. = ostrácodos; Clad. = cladóceros; Sinc. = Sincáridos; Isop. = isópodos; Anfi. = anfípodos; Nema. = nemátodos; Olig. = oligoquetos; Gast. = gasterópodos; Biva. = bivalvos; Tard. = tardígrados; Acar. = ácaros; Cole = colémbolos; Inse. = insectos. Clave: Fondo gris: grupo taxonómico perteneciente al subfilo *Crustacea*.

Respecto al **grupo de los ciclopoideos**, un total de 1.252 individuos fueron obtenidos en el ambiente hiporreico del Henares; identificándose un total de 18 especies clasificadas en siete géneros: *Paracyclops* (cuatro especies), *Eucyclops* (cuatro especies), *Microcyclops* (una especie), *Megacyclops* (una especie), *Acanthocyclops* (tres especies), *Diacyclops* (cuatro especies) y *Macrocyclops* (una especie). Las curvas de acumulación de especies alcanzan los valores óptimos, mediante la obtención de diferentes estimadores no paramétricos (Chao2 = 19,6; Chao 1 = 19,5 y Jackknife = 21,91), e indican la correcta representatividad de las muestras biológicas obtenidas a lo largo del continuo hiporreico asociado al río Henares ($S_{obs} = 18$) (Figura 4. 2). En la Tabla 4. 2 se presentan las abundancias medias, la diversidad (nº de especies presentes, S; e índice de Shannon-Wiener, H'), así como la relación entre especies estigobiontes y no estigobiontes (S_b/nS_b) considerando la totalidad del ambiente hiporreico asociado al cauce del Henares, por MSPF y por punto de muestreo. A partir de éstos se determina que los puntos con mayor diversidad de especies corresponden a los puntos (Fontanar, punto H4 y Guadalajara, punto H5); mientras que, desde el punto de vista del índice Shannon-Wiener, corresponden a los puntos situados en Mejorada del Campo, Madrid (H9), así como los de H4 y H5. Respecto a las abundancias totales, éstas son máximas en Jadraque, Guadalajara (H2) y H9; mientras que las mínimas se observan en Heras de Ayuso, Guadalajara (H3) (Tabla 4. 2). De las especies identificadas, las más abundantes corresponden a aquellas pertenecientes a la familia *Cyclopidae* (Rafinesque, 1815) y, concretamente, la subfamilia *Eucyclopinæ*, género *Paracyclops*. De todas las especies identificadas en el ambiente hiporreico del Henares, tres se clasifican como estigobiontes: *Eucyclops hadjebensis* (Kiefer, 1926), *Eucyclops* sp. 1 y *Acanthocyclops* n. sp 1.

Por campañas de muestreo, la diversidad es superior en la MSPF0303010 durante la campaña de febrero 2013 (ocho especies), coincidiendo con la del máximo valor del índice Shannon-Wiener ($H' = 1,23$). De forma puntual, se registran el número máximo de especies (cinco especies) en H4 (febrero 2012), en el punto situado en la localidad de Los Santos de la Humosa, Madrid (H7) durante mayo 2012; y H4, H5 y H7 (febrero 2013); mientras que el índice H' (1,35) es máximo en H4 (febrero 2013). Las abundancias máximas se registran en la MSPF0310010 (157 individuos) durante la campaña de diciembre 2012 en Sigüenza, Guadalajara (H1) (ver *AD_fauna*). Las abundancias mínimas (1 individuo) se detectan también en dicha masa y punto (H1) durante febrero de 2013; así como en la MSPF0304010, punto H3 en febrero de 2013 (*AD_fauna*).

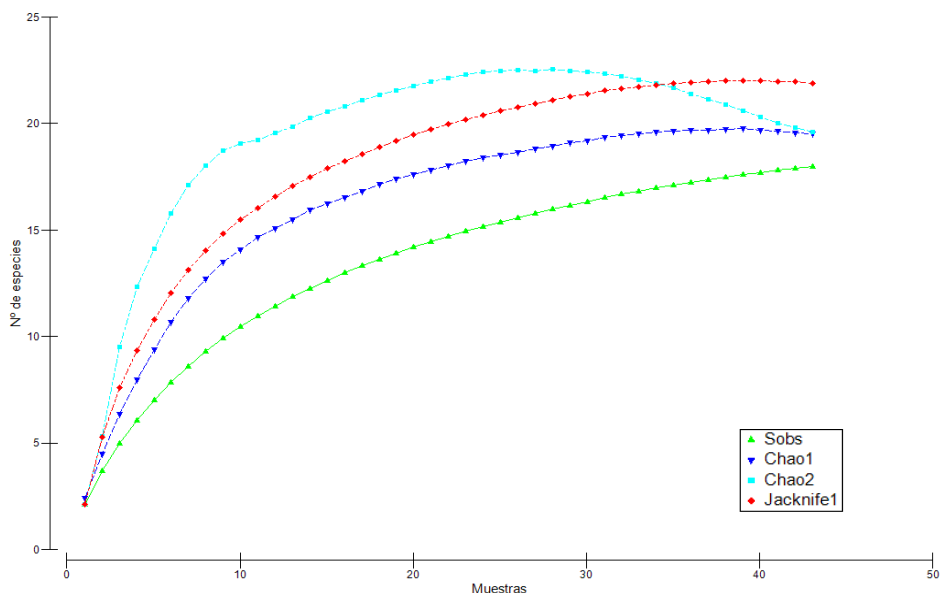


Figura 4. 2. Curvas de acumulación de especies para los valores calculados a partir de los estimadores no paramétricos Chao1, Chao2, Jackknife y de los valores observados (S_{obs}) en el ambiente hiporreico del Henares.

La distribución espacial de las especies de ciclopoideas y considerando la totalidad del ecotono hiporreico asociado al cauce del río Henares presenta una variación respecto a la composición de las comunidades de ciclopoideas asociadas a las diferentes MSPFs del río Henares ($Pseudo-F_{5,37} = 5,41$; p -valor = 0,001; $perms = 9.883$); así como a sus tramos ($Pseudo-F_{2,40} = 6,57$; p -valor = 0,0001; $perms = 9.904$); permitiendo una correcta clasificación de las muestras a partir del análisis CAP, por MSPFs (58,14%; Figura 4. 3) y por tramos (69,77%; ver *Anexos digitales: AD_gráficas*). La MSPF0308010, asociada al tramo alto, es la mejor diferenciadas del resto por una mayor abundancia de especies del género *Diacyclops* (*Diacyclops languidoides languidoides*, *Diacyclops languidus* y *Diacyclops* sp2) y *Eucyclops serrulatus*. En caso de la MSPF0310010, y algunos puntos asociados a la MSPF0304010 y MSPF0303010 (tramos alto y medio) aparecen agrupados y caracterizadas por presentar mayores abundancias de *Paracyclops fimbriatus*, *Acanthocyclops* n. sp 1 (especie estigobionte), *Microcyclops rubellus*, *Paracyclops imminutus* y *Paracyclops oligarthrus*. El resto de MSPFs aparecen agrupadas y caracterizadas por las abundancias de *Acanthocyclops robustus*, *Paracyclops chiltoni*, *Acanthocyclops vernalis*, *Eucyclops* n. sp., *Diacyclops* sp. 1., *Macrocyclops albidus*, y las especies estigobiontes *Eucyclops hadjebensis* y *Eucyclops* sp. 1. A partir del análisis SIMPER (*Similarity Percentages*), se determinan aquellas especies que mas influyen respecto a la diferenciación entre las masas de agua superficiales; así como entre las campañas de muestreo (Tabla 4. 3 y Tabla 4. 4).

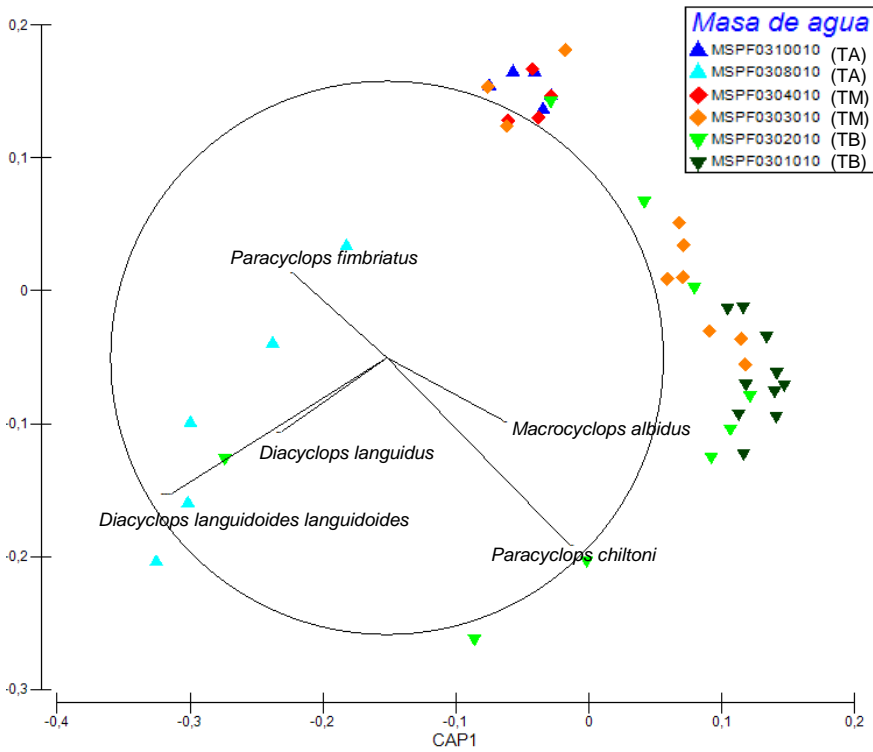


Figura 4. 3. Análisis CAP para la clasificación de los puntos de muestreo mediante el factor de agrupamiento "MSPF", de acuerdo a la composición de las comunidades de ciclopoideos identificadas en el ambiente hiporreico del río Henares. Vectores indicando las especies de ciclopoideos con correlación $R > 0,5$. Clave: * = especie estigobionte; TA = tramo alto; TM = tramo medio; TB = tramo bajo.

Tabla 4. 2. Abundancias medias (número total de individuos) y diversidad (número de especies presentes e índice de Shannon-Wiener), y ratio especies Sb/nSb de ciclopoideos identificados a lo largo del ecotono hiporreico asociado al río Henares a escala global (río completo), por MSPF estudiada y por punto de muestreo, comprendiendo el periodo entre febrero 2012 y febrero 2013.

Rio Henares	Ab. medias	Masa de agua superficial (MSPF)						Punto de muestreo								
		0310010	0308010	0304010	0303010	0302010	0301010	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9
<i>Eucyclops hadjebensis</i> * (Kiefer, 1926)	0,3	0,0	1,2	0,0	0,4	0,9	0,2	0,0	0,2	0,0	0,8	0,0	1,7	0,2	0,4	0,0
<i>Eucyclops</i> sp. 1*	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
<i>Eucyclops</i> n. sp.	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851)	0,1	0,0	0,0	0,5	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine, 1820)	2,7	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	11,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	7,0	15,8
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	1,2	8,6	0,0	0,2	0,6	0,0	0,0	8,6	0,0	0,2	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Paracyclops chitoni</i> (Thomson, 1882)	9,7	0,0	0,0	0,0	4,5	23,9	15,8	0,0	0,0	0,0	4,4	4,6	21,0	26,2	17,0	14,6
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	2,6	13,0	3,0	0,0	3,0	0,0	0,0	13,0	3,0	0,0	5,6	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Paracyclops oligarthrus</i> (Sars, 1909)	0,7	6,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars, 1863)	0,3	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	0,6	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,5	0,4	0,0	1,2
<i>Acanthocyclops</i> n. sp. 1*	0,3	0,0	0,0	0,0	0,7	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	1,0	0,0	0,0	0,0
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer, 1853)	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,2	0,0	0,0
<i>Diacyclops</i> sp. 1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0
<i>Diacyclops languidoides languidoides</i> (Lilljeborg, 1901)	3,2	0,0	26,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	26,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0
<i>Diacyclops languidus</i> (Sars, 1863)	0,3	0,0	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diacyclops</i> sp. 2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0
<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1921)	0,2	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Microcyclops rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	1,3	0,4	0,8	7,7	2,1	0,0	0,0	0,4	0,8	7,7	0,0	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0
Total	23,4	28,2	33,2	8,4	12,7	27,7	28,3	28,2	32,2	8,4	12,8	12,6	24,7	30,4	24,4	32,2
S	18	4	5	3	10	9	6	4	5	3	7	7	5	8	3	5
Especie(s) Sb	3	0	1	0	3	2	2	0	1	0	2	1	2	1	1	1
Sb/nSb	0,2	-	0,2	-	0,3	0,2	0,3	-	0,2	-	0,3	0,1	0,4	0,1	0,3	0,2
H'	0,4	0,2	0,5	0,2	0,6	0,3	0,5	0,2	0,5	0,2	0,6	0,5	0,2	0,4	0,3	0,6

Abreviaturas: Ab. = abundancias; Sb = estigobiontes; nSb = no estigobionte. Clave * = especie estigobionte.

Las comunidades de ciclopoideas presentan una **variabilidad temporal** moderada, observándose que durante la mayoría de las campañas, el género más abundante corresponde al de los *Paracyclops*; si bien, durante febrero de 2012, las máximas abundancias medias corresponden a la especie *Diacyclops languidoides languidoides*, seguido de *Paracyclops chiltoni* (ver *Anexos digitales: AD_fauna*). Durante la primavera (mayo de 2012) se registran las máximas abundancias medias que corresponden a *Paracyclops chiltoni*; mientras que en verano (septiembre de 2012) se registran las máximas abundancias medias de *Paracyclops fimbriatus* (*AD_fauna*). En la campaña de otoño (diciembre de 2012) destacan las abundancias medias de *Paracyclops imminutus* y *Paracyclops fimbriatus*; mientras que en la de invierno de 2013 (febrero de 2013), destaca las de *Paracyclops chiltoni* (*AD_fauna*). El análisis *SIMPER* indica qué especies sirven para diferenciar las campañas realizadas (Tabla 4. 3). No obstante, estadísticamente, no se detectan diferencias temporales respecto a la composición de las comunidades de ciclopoideas asociadas al cauce del río Henares ($Pseudo-F_{4,38} = 0,73$; $p\text{-valor} = 0,8191$; $perms = 9.904$). Tampoco el análisis CAP permite una correcta clasificación, por campañas de las muestras (25,58% de acierto; *AD_gráficas*).

Por MSPF, considerando la escala temporal, se determina que no existe una diferenciación significativa al combinar el factor espacial (MSPF) y temporal (campaña) respecto a la composición de las comunidades de ciclopoideas asociadas al Henares ($Pseudo-F_{19,14} = 1,20$; $p\text{-valor} = 0,1664$; $perms = 9.860$). No obstante, existe cierta variación temporal en cada una de las MSPFs estudiadas, que tiene especial relevancia al considerar la presencia de las especies estigobiontes. En este sentido, aparece la especie *Eucyclops hadjebensis* en la MSPF0308010 (tramo alto) únicamente durante la campaña de febrero 2012. En la MSPF0303010 (tramo medio) vuelve a registrarse la presencia de *Eucyclops hadjebensis* en invierno; además de *Eucyclops* sp. 1 y *Acanthocyclops* n. sp. 1 en otoño e invierno. En la MSPF0302010 (tramo bajo), también en invierno de 2012 aparecen la especie *Acanthocyclops* n. sp. 1; mientras que en primavera aparece *Eucyclops hadjebensis*. Por último, en la MSPF0301010 se registra la presencia de *Eucyclops* sp. 1 y *Eucyclops hadjebensis* en otoño e invierno (*AD_fauna*).

Los factores ambientales condicionantes de la distribución y diversidad de la fauna

Tabla 4. 3. Resultados SIMPER (*Similarity Percentajes*) obtenidos en PRIMER-E respecto a las masas superficiales (MSPFs) con mayor diferenciación respecto a la composición de las comunidades (especies de ciclopoideas) en el ecotono hiporreico del río Henares.

	MSPF0310010	MSPF0301010	(Av. Diss.= 100)			
Especies	Av. Abund.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	0,00	2,57	34,35	2,44	34,35	34,35
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820)	0,00	1,64	18,73	1,16	18,73	53,08
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	1,39	0,00	14,95	0,76	14,95	68,04
	MSPF0308010	MSPF0301010	(Av. Diss. = 99,78)			
Especies	Av. Abund.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	0,00	2,57	29,18	3,35	29,25	29,25
<i>Diacyclops languidooides languidooides</i> (Lilljeborg, 1901)	2,48	0,00	26,55	2,10	26,61	55,85
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820)	0,00	1,64	16,45	1,19	16,49	72,34
	MSPF0304010	MSPF0301010	(Av. Diss. = 100)			
Especies	Av. Abund.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	0,00	2,57	45,74	2,35	45,74	45,74
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820)	0,00	1,64	23,61	1,20	23,61	69,36
<i>Microcyclus rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	1,19	0,00	16,31	0,83	16,31	85,67
	MSPF0310010	MSPF0302010	(Av. Diss. = 100)			
Especies	Av. Abund.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	0,00	2,30	27,33	1,49	27,33	27,33
<i>Paracyclops oligarthrus</i> (Sars, 1909)	1,11	0,00	16,88	0,72	16,88	44,21
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	1,39	0,00	16,56	0,72	16,56	60,77
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	0,99	0,00	10,83	0,69	10,83	71,60

Abreviaturas: Av. Abund. = abundancia media; Av. Diss. = Disimilaridad media; Diss/SD = Disimilaridad/desviación estandar; Contrib% = contribución (en %) de disimilaridad; Cum. % = disimilaridad (en %) acumulada.

Capítulo 4

Tabla 4. 4. Resultados SIMPER (*Similarity Percentajes*) obtenidos en PRIMER-E respecto a las campañas con mayor diferenciación respecto a la composición de las comunidades (especies de ciclopoideos) en el ecotono hiporreico del río Henares.

	Febrero 2012	Septiembre 2012	(Av. Diss. = 85,49)			
Especies	Av. Abund.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	1,33	0,90	25,45	1,06	29,77	29,77
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	0,37	0,57	12,05	0,66	14,09	43,86
<i>Diacyclops languidoies languidoies</i> (Lilljeborg, 1901)	0,50	0,26	10,11	0,55	11,82	55,69
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820)	0,00	0,60	7,33	0,66	8,58	64,26
<i>Microcyclus rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	0,37	0,00	7,02	0,33	8,21	72,47
	Mayo 2012	Septiembre 2012	(Av. Diss.= 79,21)			
Especies	Av. Abund.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	1,86	0,90	22,46	1,27	28,36	28,36
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	0,74	0,57	16,03	0,75	20,23	48,59
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820)	0,91	0,60	14,61	0,79	18,44	67,03
<i>Diacyclops languidoies languidoies</i> (Lilljeborg, 1901)	0,48	0,26	8,85	0,61	11,17	78,20
	Septiembre 2012	Febrero 2013	(Av. Diss. = 85,04)			
Especies	Av. Abund.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	0,90	1,64	24,24	1,22	28,50	28,50
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	0,57	0,18	10,11	0,53	11,89	40,39
<i>Paracyclops imminitus</i> (Kiefer, 1929)	0,00	0,37	9,81	0,52	11,54	51,93
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820)	0,60	0,20	9,05	0,78	10,65	62,57
<i>Diacyclops languidoies languidoies</i> (Lilljeborg, 1901)	0,26	0,33	8,40	0,58	9,88	72,45

Abreviaturas : Av. Abund. = abundancia media; Av. Diss. = Disimilaridad media; Diss/SD = Disimilaridad/desviación estandar; Contrib% = contribución (en %) de disimilaridad; Cum. % = disimilaridad (en %) acumulada.

4.2.2. Las comunidades hiporreicas asociadas al río Tajuña

Durante el periodo estudiado, en el río Tajuña se han contabilizado un total de más de 26.400 individuos. En la Tabla 4. 5, se presentan las abundancias medias de cada uno de los **grupos del hiporreos identificados** durante el periodo estudiado, así como el número de especies identificadas en el ambiente hiporreico del Tajuña, por MSPF y por punto de muestreo. En el ambiente hiporreico asociado al cauce del Tajuña se han identificado un total de 15 grupos taxonómicos de invertebrados acuáticos, destacando, por sus abundancias medias, el de los gasterópodos, junto a los insectos y harpacticoides.

La menor diversidad se registra en el punto Titulcia, Madrid (T11) con 12 grupos taxonómicos y mayor representación de oligoquetos y gasterópodos; mientras que el de mayor diversidad corresponde a Luzón, Guadalajara (T1) con 15 grupos taxonómicos identificados entre los que destacan los gasterópodos y ciclopoideos. Por masa de agua superficial, la asociada al tramo alto (MSPF0204010) presenta un total de 15 grupos taxonómicos, siendo los gasterópodos e insectos los que presentan una mayor abundancia media, seguido por los ciclopoideos. En la MSPF0202011, asociada al tramo medio se reconoce la presencia de 14 grupos, de los cuales, los gasterópodos siguen siendo el más abundante, seguido por los harpacticoides y los insectos. En la masa de agua relacionada con el tramo bajo del Tajuña (MSPF0201010) se identifican un total de 15 grupos, durante el periodo estudiado, con una mayor abundancia media respecto a los harpacticoides, insectos y gasterópodos (Tabla 4. 5).

Atendiendo a la **distribución espacial de los grupos que componen el hiporreos** (Tabla 4. 5) se observa una variación respecto a la composición de las comunidades asociadas a las diferentes MSPFs estudiada ($Pseudo-F_{2,50}=4,33$; $p\text{-valor} = 0,0001$; $perms = 9.918$); así como a los diferentes tramos en los que se divide el curso del río Tajuña ($Pseudo-F_{2,50} = 5,27$; $p\text{-valor} = 0,0001$; $perms = 9.913$). El análisis CAP permite una clasificación de los puntos agrupados por MSPFs con un porcentaje de acierto del 81,13% (Figura 4. 4); mientras que por tramos el porcentaje de acierto es del 79,24% (*AD_gráficos*). La MSPF0204010, asociada al tramo alto se relaciona con elevadas abundancias de ciclopoideos, ostrácodos y cladóceros, además de con una mayor presencia de bivalvos y colémbolos. La MSPF0202011 (tramo medio) se correlaciona con una mayor presencia de tardigrados, harpacticoides, ácaros, insectos, gasterópodos y sincáridos; mientras que la MSPF0201010 lo hace con las abundancias de oligoquetos, así como con las de los nemátodos y anfípodos.

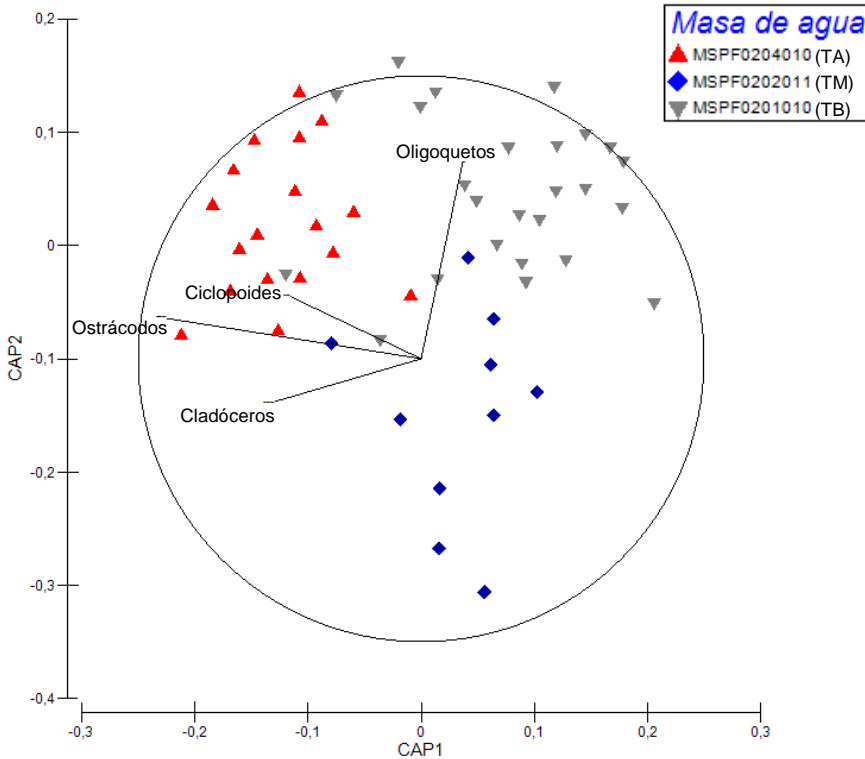


Figura 4. 4. Análisis CAP para la clasificación de los puntos de muestreo de acuerdo a la composición de las comunidades bióticas del ambiente hiporreico del río Tajuña, agrupadas por el factor "MSPF". Vectores indicando los grupos taxonómicos con una correlación $R > 0,5$. Clave: TA = tramo alto; TM = tramo medio; TB = tramo bajo.

Las comunidades del hiporreos presentes en el ambiente hiporreico del río Tajuña también presentan una **variabilidad temporal marcada**. El análisis *PERMANOVA* permite diferenciar las poblaciones del hiporreos agrupadas por campañas de muestreo ($Pseudo-F_{4,48} = 2,01$; $p\text{-valor} = 0,006$; $perms = 9.889$). No obstante, el análisis CAP (35,85% de acierto en la clasificación de las muestras; *AD_ gráficas*) no presenta una clara diferenciación de las muestras asociadas a las diferentes campañas en relación a la composición de las comunidades del hiporreos asociado al cauce del Tajuña.

Tabla 4. 5. Abundancias medias (número total de individuos) y diversidad (número de grupos presentes) a lo largo del ecotono hiporreico asociado al río Tajuña a escala global (río completo), por masas de agua estudiadas (MSPF) y en cada punto de muestro (T1-T11) comprendiendo el periodo estudiado (febrero 2012-febrero 2013).

Grupo taxonómico		Cicl.	Harp.	Ostr.	Clad.	Sinc.	Isop.	Anfi.	Nema.	Olig.	Gast.	Biva.	Tard.	Acar.	Cole.	Inse.	total	Nº grupos
Río	Tajuña	43,5	81,21	27,0	32,3	18,1	0,6	17,4	38,7	28,1	106,8	17,5	6,1	9,7	0,8	79,8	499,5	15
Masas de agua	MSPF0204010	82,6	54,8	71,6	79,9	12,4	0,3	24,9	33,5	28,0	128,8	33,8	2,1	10,1	2,2	92,1	639,1	15
	MSPF0202011	12,2	127,7	3,5	8,6	8,4	0,2	6,2	28,6	7,9	179,8	11,9	4,2	13,1	0,0	102,1	510,9	14
	MSPF0201010	27,8	81,6	4,2	7,5	26,0	0,8	16,4	46,4	36,2	61,7	8,1	9,8	7,9	0,1	62,0	394,4	15
Puntos de muestreo	T1	146,2	45,5	50,8	20,2	1,0	1,4	24,6	39,0	43,2	223,8	59,2	2,0	11,6	0,2	92,6	702,2	15
	T2	91,0	46,0	106,0	178,7	0,0	0,0	6,7	19,0	9,3	11,7	2,0	5,7	15,3	13,0	71,7	576,0	13
	T3	27,2	34,2	29,4	28,6	17,8	0,0	5,0	22,4	39,0	154,2	28,8	1,2	1,6	0,2	107,4	492,8	14
	T4	69,4	90,0	114,0	131,8	26,0	0,0	56,2	47,8	13,0	78,8	32,6	0,8	14,2	0,0	88,6	760,0	13
	T5	11,2	130,0	5,4	13,0	13,8	0,4	8,0	14,8	5,2	52,6	6,0	1,4	14,8	0,0	57,8	333,2	14
	T6	13,2	125,4	1,6	4,2	3,0	0,0	4,4	42,4	10,6	307,0	17,8	7,0	11,4	0,0	146,4	688,6	13
	T7	24,0	280,6	1,6	3,4	0,8	0,0	19,0	51,0	31,6	77,6	8,6	40,6	8,2	0,0	54,0	599,6	13
	T8	12,8	45,2	2,6	0,4	119,8	3,8	4,6	29,0	20,6	102,6	9,4	1,0	8,2	0,0	48,8	406,4	14
	T9	16,8	30,8	1,8	10,6	9,2	0,0	17,8	58,6	41,6	19,8	3,0	7,2	14,6	0,0	47,0	277,6	13
	T10	81,4	24,6	11,6	21,6	0,0	0,4	10,8	47,2	29,8	58,8	10,0	0,4	6,6	0,4	83,8	380,8	14
	T11	4,4	27,0	3,6	1,6	0,0	0,0	30,2	46,4	57,8	49,8	9,4	0,0	2,0	0,2	76,2	307,6	12

Abreviaturas: Cicl. = ciclopoideos; Harp. = harpacticoides; Cala. = calanoides; Ostr. = ostrácodos; Clad. = cladóceros; Sinc. = Sincáridos; Isop. = isópodos; Anfi. = anfípodos; Nema. = nemátodos; Olig. = oligoquetos; Gast. = gasterópodos; Biva. = bivalvos; Tard. = tardígrados; Acar. = ácaros; Cole = colémbolos; Inse. = insectos. Clave: Fondo gris: subfilo *Crustacea*.

Respecto al grupo de **los ciclopoideos**, un total de 2.306 individuos fueron capturados en el ambiente hiporreico del Tajuña; identificándose un total de 25 especies que se clasifican en siete géneros: *Paracyclops* (tres especies), *Eucyclops* (cinco especies), *Microcyclops* (cuatro especie), *Megacyclops* (una especie), *Acanthocyclops* (siete especies), *Diacyclops* (cuatro especies) y *Macrocyclops* (una especie). Las curvas de acumulación de especies alcanzan los valores óptimos, mediante la obtención de diferentes estimadores no paramétricos (Chao2 = 35,12; Chao 1 = 31,12 y Jacknife = 33,83), indicando una correcta representatividad de las muestras biológicas obtenidas en el continuo hiporreico asociado al río Tajuña ($S_{obs} = 25$) (Figura 4. 5). En la Tabla 4. 6, se presentan las abundancias y diversidad medias (S y H'), así como la relación S_b/nS_b , considerando la totalidad del ambiente hiporreico asociado al río Tajuña, las MSPFs y los puntos de muestreo estudiados. A partir de éstos se determina que los puntos con mayor diversidad de especies identificadas a lo largo del periodo estudiado corresponden a Chinchón, Madrid (T10) y Loranca de Tajuña, Guadalajara (T8); mientras que, la diversidad media es máxima en también en T10 y Luzaga, Guadalajara (T3). Por el contrario la diversidad es mínima en Armuña de Tajuña, Guadalajara (T7) conforme al número de especies y en Peña horadada, Luzón, Guadalajara (T2) y T7, respecto al valor del índice H' . De las especies identificadas, las más abundantes corresponden a aquellas pertenecientes a la familia *Cyclopidae* (Rafinesque, 1815) y, concretamente, la subfamilia *Eucyclopininae*, género *Paracyclops*. Entre todas las especies identificadas, cinco de ellas son estigobiontes: *Eucyclops hadjebensis*, *Eucyclops graeteri* (Chappuis, 1927), *Acanthocyclops* n. sp. 1 y *Acanthocyclops venustus* (Norman y Scott, 1906) y *Acanthocyclops agamus* (Kiefer, 1938).

Por campañas de muestreo, la mayor diversidad de especies se registra en la MSPF0201010 durante la campaña de diciembre (12 especies); mientras el índice Shannon-Wiener registra sus máximos valores en la MSPF0202011 de esa misma campaña ($H'=1,28$). De forma puntual, los valores máximos (seis especies y $H'= 1,48$) se registran en T10 (febrero 2013). Por el contrario, la menor diversidad (2 especies) se detecta en la MSPF0202011 durante la campaña de febrero de 2012; y de forma puntual en T2-1 ($H'= 0,03$) y en varios puntos con la presencia de una única especie en ellos, casi todos durante las campañas de febrero de 2012, febrero de 2013 y de mayo de 2012 (*AD_fauna*). Respecto a las abundancias totales de ciclopoideos, los valores máximos se reconocen en la MSPF0204010 durante la campaña de mayo de 2012 (116 individuos) y en el punto T10-2 (285 individuos). Las abundancias mínimas se registran en la MSPF0202011 durante febrero y diciembre de 2012 (seis y siete

individuos, respectivamente); así como en los puntos T5 (Masegoso de Tajuña, Guadalajara; febrero 2013) y T8 (febrero de 2013) con la presencia de un único organismo identificado (*AD_fauna*).

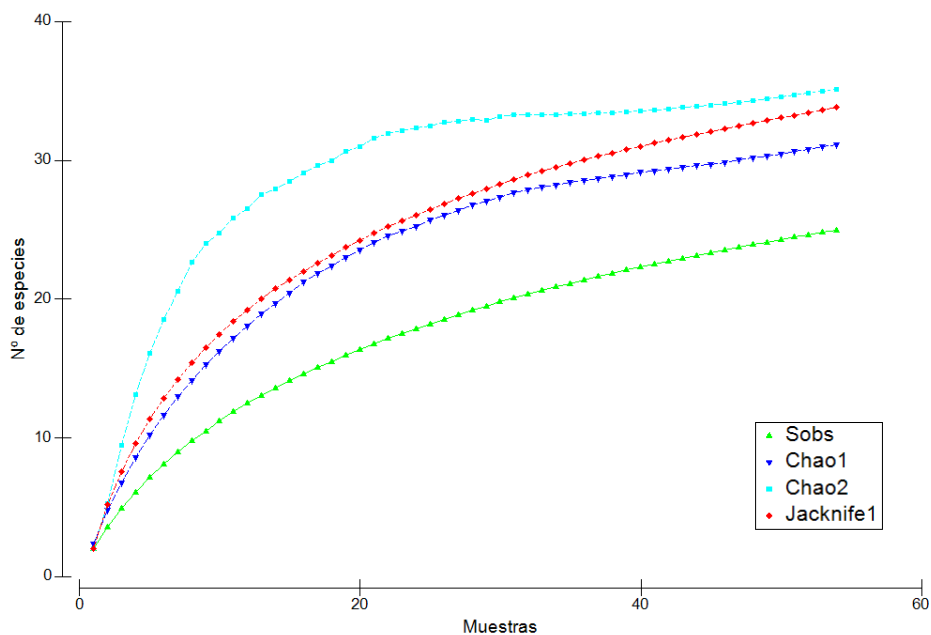


Figura 4. 5. Curvas de acumulación de especies para los valores calculados a partir de los estimadores no paramétricos Chao1, Chao2, Jackknife y de los valores observados (S_{obs}) en el ambiente hiporreico del Tajuña.

Atendiendo a la **distribución espacial** de las especies de ciclopoideas, **considerando la totalidad del ecotono hiporreico** asociado al cauce del río Tajuña, se observa una variación respecto a la composición de las comunidades de ciclopoideas. Los análisis *PERMANOVA* indican una diferenciación entre la composición de las comunidades de ciclopoideas asociadas a las MSPF estudiadas en el Tajuña (*Pseudo- $F_{2,51} = 2,42$; p-valor = 0,0056; perms = 9.906*); así como por tramos (*Pseudo- $F_{2,51} = 2,42$; p-valor = 0,0034; perms = 9.918*). Sin embargo, a partir del análisis CAP, la diferenciación no es tan clara, agrupándose de manera conjunta las MSPF asociadas a los tramos medio y bajo (MSPF0202011) y bajo (MSPF0201010) (*t-test = 1,71; p-valor = 0,221; perms = 9.929*). Este análisis presenta un porcentaje de acierto del 51,85% (Figura 4. 6) e indica que sólo algunos puntos de la MSPF0201010 se caracteriza por presentar mayores abundancias respecto *Paracyclops chiltoni*, *Eucyclops* sp. 2, *Acanthocyclops robustus* y *Microcyclops* sp. 2. Además, el análisis SIMPER (Tabla 4. 7) indica que esta MSPF se caracteriza por la presencia de otras especies como *Paracyclops imminutus*, *Diacyclops languidoides languidoides* y *Diacyclops crassicaudis crassicaudis*. Asimismo, indica que la MSPF0204010 se caracteriza por la

presencia de la especie estigobionte *Eucyclops hadjebensis*; mientras que la MSPF0202011 lo hace por las especies cosmopolitas *Macrocyclus albidus* y *Microcyclus* sp. 1.

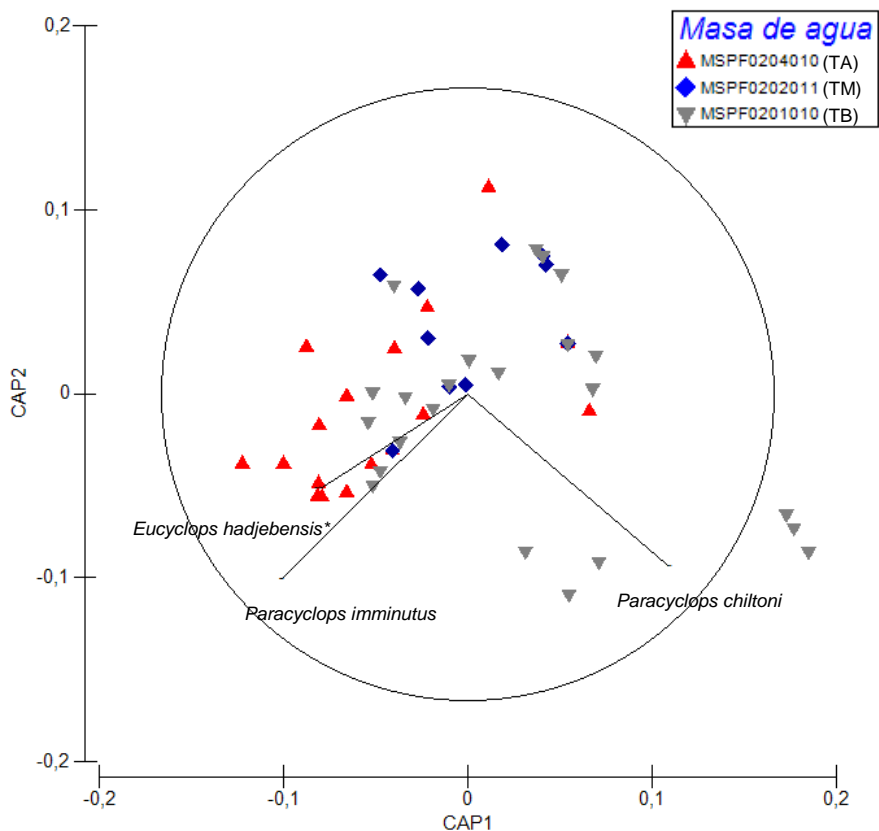


Figura 4. 6. Análisis CAP para la clasificación de los puntos de muestreo mediante el factor de agrupamiento "MSPF", de acuerdo a la composición de las comunidades de ciclopoideos identificadas en el ambiente hiporreico del río Tajuña. Vectores indicando las especies con una correlación $R > 0,5$. Clave: * = especie estigobionte; TA = tramo alto; TM = tramo medio; TB = tramo bajo.

Tabla 4. 6. Abundancias medias (número total de individuos) y diversidad (número de especies presentes e índice de Shannon-Wiener), y ratio especies Sb/nSb de copepoides identificados a lo largo del ecotono hiporreico asociado al río Tajuña a escala global (río completo), por MSPF estudiada y por punto de muestro, comprendiendo el periodo entre febrero 2012 y febrero 2013.

Río Tajuña	Ab. medias	Masa de agua (MSPF)			Punto de muestreo										
		0204010	0202011	0201010	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11
<i>Eucyclops hadjebensis</i> * (Kiefer, 1926)	5,1	14,6	0,0	0,1	48,2	0,2	2,8	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
<i>Eucyclops.n. sp.</i>	0,1	0,0	0,0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4
<i>Eucyclops graeteri</i> * (Chappuis, 1927)	0,1	0,0	0,0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0
<i>Eucyclops sp. 2</i>	0,1	0,0	0,0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0
<i>Eucyclops sp. 3</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820)	0,6	0,7	1,3	0,1	0,0	0,0	0,6	2,0	0,0	2,6	0,0	0,0	0,2	0,4	0,2
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	13,4	27,1	1,3	7,8	38,8	67,2	3,2	7,2	0,2	2,4	21,8	0,0	0,0	15,2	2,0
<i>Paracyclops chitoni</i> (Thomson, 1882)	0,7	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	3,4	1,0	2,8	0,0
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	5,2	13,6	1,2	0,4	0,0	0,0	0,0	51,6	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0
<i>Acanthocyclus sp. 1</i>	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
<i>Acanthocyclus robustus</i> (Sars, 1863)	0,1	0,0	0,0	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0,8	0,0
<i>Acanthocyclus venustus</i> * (Norman y Scott, 1906)	4,6	0,0	0,0	10,0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,8	47,2	0,0
<i>Acanthocyclus n. sp. 1*</i>	2,8	2,1	3,5	2,1	0,2	0,0	7,0	0,8	7,0	0,0	0,0	0,2	10,2	0,2	0,0
<i>Acanthocyclus n. sp. 2</i>	0,4	0,0	0,0	0,9	0	0	0	0	0	0	0	3,0	0,0	1,6	0,0
<i>Acanthocyclus agamus</i> * (Kiefer, 1938)	0,1	0,0	0,0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0,6	0,0	0,0	0,0
<i>Acanthocyclus sp. 2</i>	0,1	0,0	0,0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	1,2	0,0	0,0	0,0
<i>Diacyclops languidoides languidoides</i> (Lilljeborg, 1901)	1,0	2,1	0,4	0,4	0,0	0,0	7,8	0,2	0,2	0,6	0,0	1,4	0,4	0,0	0,0
<i>Diacyclos sp. 2</i>	0,1	0,0	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,2	0,0	0,0	0,4
<i>Diacyclops crassicaudis crassicaudis</i> (Sars, 1863)	0,2	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	2,6	0,0
<i>Diacyclops bisetosus</i> (Rehberg, 1880)	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1921)	0,2	0,5	0,0	0,0	0,0	0,7	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Microcyclus rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	0,1	0,0	0,0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0
<i>Microcyclus varicans</i> (Sars, 1863)	0,1	0,0	0,1	0,0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0
<i>Microcyclus sp. 1</i>	0,1	0,0	0,6	0,0	0	0	0	0	0	1,2	0	0	0	0	0
<i>Microcyclus sp. 2</i>	0,1	0,0	0,0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0
Total	35,6	60,9	8,7	25,5	87,2	68,1	23,0	66,2	10,0	7,4	22,2	10,4	15,6	74,8	3,4
S	25,0	9,0	8,0	21,0	3,0	3,0	7,0	7,0	5,0	5,0	2,0	8,0	6,0	13,0	6,0
Especie(s) Sb	4,0	2,0	1,0	4,0	2,0	1,0	2,0	2,0	1,0	0,0	0,0	1,0	2,0	3,0	1,0
Sb/nSb	0,2	0,2	0,1	0,2	0,6	0,3	0,3	0,3	0,2	-	-	0,1	0,3	0,2	0,2
H'	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,1	0,4	0,4	0,3	0,6	0,1	0,3	0,4	1,0	0,7

Abreviaturas: Ab. = abundancias; Sb = estigobionte; nSb = no estigobionte Clave * = especie estigobionte.

Capítulo 4

Tabla 4. 7. Resultados SIMPER (*Similarity Percentajes*) obtenidos en PRIMER-E respecto a las masas superficiales (MSPFs) con mayor diferenciación respecto a la composición de las comunidades (especies de ciclopoideas) en el ecotono hiporreico del río Tajuña.

	MSPF0204010	MSPF0202011	(Av. Diss.= 86,19)			
Especies	Av. Abund.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	1,99	0,50	1,14	31,50	31,50	31,50
<i>Eucyclops hadjebensis*</i> (Kiefer, 1926)	1,14	0,00	0,75	14,67	14,67	46,18
<i>Acanthocyclops n. sp. 1*</i>	0,44	0,51	0,62	13,94	13,94	60,12
	MSPF0204010	MSPF0201010	(Av. Diss. = 85,41)			
Especies	Av. Abund.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	1,99	0,99	26,13	1,11	30,59	30,59
<i>Eucyclops hadjebensis*</i> (Kiefer, 1926)	1,14	0,03	11,98	0,76	14,03	44,62
<i>Acanthocyclops n. sp. 1*</i>	0,44	0,27	8,21	0,56	9,61	54,23
<i>Paracyclops.chiltoni</i> (Thomson, 1882)	0,00	0,44	6,02	0,43	7,05	61,27
	MSPF0202011	MSPF0201010	(Av. Diss. = 90,07)			
Especies	Av. Abund.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	0,50	0,99	20,80	0,87	23,10	23,10
<i>Acanthocyclops n. sp. 1*</i>	0,51	0,27	10,81	0,56	12,01	35,10
<i>Diacyclops languidooides</i> <i>languidooides</i> (Lilljeborg, 1901)	0,25	0,15	10,23	0,50	11,36	46,46
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine, 1820)	0,45	0,10	7,94	0,62	8,82	55,28
<i>Paracyclops.chiltoni</i> (Thomson, 1882)	0,00	0,44	7,77	0,45	8,62	63,90

Abreviaturas : Av. Abund. = abundancia media; Av. Diss. = Disimilaridad media; Diss/SD = Disimilaridad/desviación estandar; Contrib% = contribución (en %) de disimilaridad; Cum. % = disimilaridad (en %) acumulada. Clave: * = especie estigobionte.

Las comunidades de ciclopoideas en el río Tajuña presentan una **variabilidad temporal** débil, observándose que durante la mayoría de las campañas, el género más abundante corresponde al de *Paracyclops*; si bien, durante las campañas de verano y otoño (septiembre y diciembre 2012), el género mayoritario corresponde a la especie estigobionte *Eucyclops hadjebensis* (ver *Anexos digitales: AD_fauna*). Los análisis PERMANOVA ($Pseudo-F_{4,49} = 1,09$; $p\text{-valor} = 0,3319$; $perms = 9.895$) y CAP (29,63% de acierto en la clasificación de las muestras) no permiten una diferenciación respecto a la composición de las comunidades de ciclopoideas asociadas al Tajuña de forma temporal. No obstante, el análisis SIMPER (Tabla 4. 8) indica aquellas especies que sirven para la distinción entre algunas de las campañas de muestreo realizadas.

Tabla 4. 8. Resultados SIMPER (*Similarity Percentajes*) obtenidos en PRIMER-E respecto a las campañas de muestreo con mayor diferenciación respecto a la composición de las comunidades (especies de ciclopoideas) en el ecotono hiporreico del río Tajuña.

	Mayo 2012	Septiembre 2012	(Av. Diss. = 91,84)			
Especies	Av. Abund.	Av. Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	1,56	0,64	22,27	0,98	24,25	24,25
<i>Diacyclops languidoides languidoides</i> (Lilljeborg, 1901)	0,71	0,00	17,55	0,60	19,11	43,36
<i>Paracyclops. Fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	0,74	0,10	9,98	0,43	10,87	54,22
<i>Eucyclops hadjebensis*</i> (Kiefer, 1926)	0,39	0,38	7,47	0,49	8,13	62,36
	Septiembre 2012	Febrero 2013	(Av. Diss. = 88,85)			
Especies	Av. Abund.	Av. Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	0,64	1,16	22,03	1,00	24,80	24,80
<i>Eucyclops hadjebensis*</i> (Kiefer, 1926)	0,38	0,52	10,08	0,75	11,35	36,15
<i>Diacyclops crassicaudis crassicaudis</i> (Sars, 1863)	0,10	0,29	7,00	0,40	7,88	44,03
<i>Acanthocyclops n. sp. 1*</i>	0,13	0,39	6,64	0,65	7,47	51,50
	Febrero 2012	Septiembre 2012	(Av. Diss.= 88,60)			
Especies	Av. Abund.	Av. Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	1,64	0,64	29,82	1,03	33,66	33,66
<i>Acanthocyclops n. sp. 1*</i>	0,87	0,13	15,34	0,63	17,32	50,98
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	0,41	0,00	7,42	0,37	8,38	59,36
<i>Eucyclops hadjebensis*</i> (Kiefer, 1926)	0,28	0,38	7,21	0,59	8,14	67,50
	Septiembre 2012	Diciembre 2012	(Av. Diss. = 88,52)			
Especies	Av. Abund.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	0,64	1,26	23,82	1,01	26,91	26,91
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820)	0,43	0,39	11,57	0,84	13,08	39,98
<i>Eucyclops hadjebensis*</i> (Kiefer, 1926)	0,38	0,50	7,94	0,55	8,97	48,96
<i>Acanthocyclops n. sp. 2</i>	0,45	0,00	5,62	0,45	6,35	55,30

Abreviaturas : Av. Abund. = abundancia media; Av. Diss. = Disimilaridad media; Diss/SD = Disimilaridad/desviación estándar; Contrib% = contribución (en %) de disimilaridad; Cum. % = disimilaridad (en %) acumulada. Clave: * = especie estigobionte.

Por MSPF, considerando la escala temporal, se determina que no existe una diferenciación significativa al combinar el factor espacial (MSPF) y temporal (campaña) respecto a la composición de las comunidades de ciclopoideas de la zona hiporreica del Tajuña ($Pseudo-F_{8,39} = 0,57$; $p\text{-valor} = 0,9966$; $perms = 9.860$). No obstante, existe cierta variación temporal en cada una de las MSPFs estudiadas, que tiene especial relevancia al considerar la presencia de las especies estigobiontes. En

este sentido, en la MSPF0204010, relacionada con el tramo alto del Tajuña, destaca la presencia de las especies estogobiontes *Acanthocyclops* n. sp. 1 y *Eucyclops hadjebensis* durante todo el año, alternando su aparición. En la MSPF0202011 (tramo medio) únicamente se detecta la presencia de la especie estigobionte *Acanthocyclops* n. sp. 1 en febrero y mayo de 2012. En la MSPF0201010, relacionada con el tramo bajo, de nuevo se registra la presencia de la especie *Acanthocyclops* n. sp. 1 en invierno y otoño (febrero de 2012 / 2013 y diciembre 2012); mientras que *Acanthocyclops venustus* aparece en febrero y mayo de 2012. *Eucyclops graeteri* aparece únicamente en septiembre de 2012; mientras que *Eucyclops hadjebensis* lo hace en febrero de 2013 (*AD_fauna*).

4.2.3. Comparación entre las comunidades bióticas asociadas a los ríos Henares y Tajuña

Las comunidades hiporreicas del Henares y del Tajuña presentan una gran similitud en cuanto a los grupos taxonómicos presentes (16 grupos en el Henares; 15 en el Tajuña); si bien, en términos de abundancia, superior en el Tajuña que en el Henares, existen diferencias significativas respecto a los sincáridos ($U\text{-test} = 624$; $p\text{-valor} < 0,05$); mientras que los oligoquetos ($U\text{-test} = -332$; $p\text{-valor} < 0,05$) y bivalvos ($U\text{-test} = -773$; $p\text{-valor} < 0,05$) presentan mayor abundancia en la zona hiporreica del río Henares. El análisis db-RDA (35% de la variación total, 19,6% con el primer eje; 15,1% con el segundo eje) no permite una correcta distinción de los ríos en función a la composición de las comunidades del hiporreos (*AD_gráficas*).

En el caso de las **comunidades de ciclopoideas**, la diferenciación entre los cauces estudiados es superior, identificándose un total de 18 especies a lo largo de la zona hiporreica asociada al Henares; mientras que en la del Tajuña se han identificado 25. De ellas, 12 aparecen en ambos; mientras que otras seis aparecen exclusivamente en el ambiente hiporreico del Henares y 13 en el del Tajuña (Tabla 4. 9). Los análisis de comparación entre las abundancias de las especies presentes en ambos cauces indican diferencias significativas respecto a *Paracyclops chiltoni* ($U\text{-test} = -550$; $p\text{-valor} < 0,05$) y *Microcyclops rubellus* ($U\text{-test} = -143$; $p\text{-valor} < 0,05$), que presentan una mayor abundancia en el ambiente hiporreico del Henares; mientras que *Paracyclops imminutus* ($U\text{-test} = 533,5$; $p\text{-valor} < 0,05$), *Paracyclops fimbriatus* ($U\text{-test} = -178$; $p\text{-valor} < 0,05$) y *Acanthocyclops* n. sp. 1 (especie estigobionte) ($U\text{-test} = 180$; $p\text{-valor} < 0,05$) presentan una mayor abundancia en el ecotono hiporreico asociado al río Tajuña. Las especies de los géneros *Megacyclops*, *Diacyclops* y *Macrocyclops* todas ellas consideradas estigófilos y estigógeno aparecen con mayor abundancia en el ecotono

hiporreico del Henares; mientras que las de *Paracyclops*, *Acanthocyclops*, *Microcyclops* y *Eucyclops* mezcla de estigofilos, estigoxenos y estigobiontes, lo hacen en el del Tajuña; si bien las diferencias no son estadísticamente significativas (*U-test*; *p-valor* > 0,05).

Tabla 4. 9. Relación de especies de ciclopoideas y cauces en los que han sido identificados (febrero 2012-febrero 2013).

Especie	Henares	Tajuña
<i>Eucyclops graeteri</i> * (Chappuis, 1927)	NO	SI
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851)	SI	NO
<i>Eucyclops hadjebensis</i> * (Kiefer, 1926)	SI	SI
<i>Eucyclops</i> n. sp.	SI	SI
<i>Eucyclops</i> sp. 1*	SI	NO
<i>Eucyclops</i> sp. 2	NO	SI
<i>Eucyclops</i> sp. 3	NO	SI
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine, 1820)	SI	SI
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	SI	SI
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	SI	SI
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	SI	SI
<i>Paracyclops oligarthrus</i> (Sars, 1909)	SI	NO
<i>Acanthocyclops venustus</i> gr.* (Norman y Scott, 1906)	NO	SI
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars, 1863)	SI	SI
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer, 1853)	SI	NO
<i>Acanthocyclops agamus</i> * (Kiefer, 1938)	NO	SI
<i>Acanthocyclops</i> sp. 1	NO	SI
<i>Acanthocyclops</i> sp. 2	NO	SI
<i>Acanthocyclops</i> n. sp. 1*	SI	SI
<i>Acanthocyclops</i> n. sp. 2	NO	SI
<i>Diacyclops languidoides languidoides</i> (Lilljeborg, 1901)	SI	SI
<i>Diacyclops languidus</i> (Sars, 1863)	SI	NO
<i>Diacyclops crassicaudis crassicaudis</i> (Sars, 1863)	NO	SI
<i>Diacyclops bisetosus</i> (Rehberg, 1880)	NO	SI
<i>Diacyclops</i> sp. 1	SI	NO
<i>Diacyclops</i> sp. 2	SI	SI
<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1921)	SI	SI
<i>Microcyclops rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	SI	SI
<i>Microcyclops varicans</i> (Sars, 1863)	NO	SI
<i>Microcyclops</i> sp. 1	NO	SI
<i>Microcyclops</i> sp. 2	NO	SI

Clave: * Especie estigobionte.

Las diferencias entre las comunidades de ciclopoideas asociadas a los cauces estudiados se corroboran a partir del análisis PERMANOVA (*Pseudo-F*_{1,95} = 10,18; *p-valor* = 0,0001; *perms* = 9.946); así como de la representación gráfica del *db-RDA*, que permite una distinción de los ambientes hiporreicos asociados al Henares respecto al del Tajuña (Figura 4. 7) al explicar el 40,1% de la variación (23% mediante el primer eje; y el 17,1% mediante el segundo). En este sentido, junto a los análisis SIMPER realizados (disimilaridad media del 92,82%), se determina que las especies más

correlacionadas con el ambiente hiporreico del Henares corresponden a *Paracyclops chiltoni*, *Paracyclops fimbriatus*, *Macrocyclus albidus* y *Acanthocyclops robustus*, todas ellas estigoxenas; mientras que en el caso del Tajuña, se caracteriza por registrar mayor presencia de las especies, *Paracyclops imminutus* (estigoxena) *Diacyclops languidoides languidoides* (estigofila) y las especies estigobiontes *Eucyclops hadjebensis* y *Acanthocyclops* n. sp. 1.

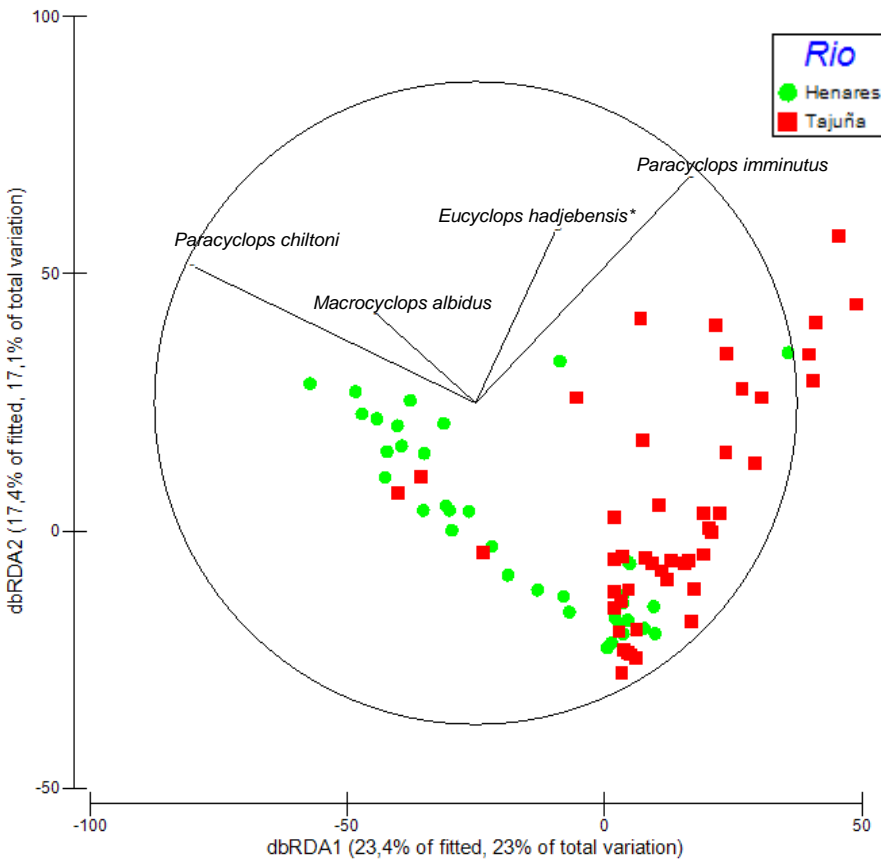


Figura 4. 7. Análisis db-RDA mostrando la diferencia entre los ambientes hiporreicos asociados a los ríos Henares y Tajuña respecto a la composición de las comunidades de ciclopoideas presentes en cada uno de ellos. Los vectores muestran aquellas especies más significativas de cada uno de los ríos ($R > 0,5$). Clave: * = especie estigobionte.

4.3. Los factores ambientales como condicionantes de la diversidad y distribución de la fauna hiporreica

A continuación se presentan los resultados respecto a las relaciones existentes entre las comunidades bióticas y las condiciones ambientales abióticas de cada uno de los ambientes hiporreicos estudiados.

4.3.1. Fauna y factores abióticos en el río Henares

Los análisis CCA (39,10% de la variación; *AD_gráficas*) indica que los grupos taxonómicos que componen las comunidades del hiporreos en la ZH asociada al Henares varían a lo largo de un gradiente ambiental respecto a las características abióticas estudiadas. Los bivalvos, nemátodos, tardígrados, ostrácodos y oligoquetos se relacionan con los nutrientes (NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} y NO_2^-) y/o con los parámetros indicadores de carga orgánica en el agua (DQO, NPOC). Por su parte, los ácaros, sincáridos, y gasterópodos se encuentran favorecidos por las características granulométricas de los sedimentos (fracciones gruesas de las arenas y elevados contenidos de MOFP en ellos). El grupo de los harpacticoides, anfípodos, insectos e isópodos se relacionan con la alcalinidad, dureza, CE, OD, SO_4^{2-} y con la presencia de sedimentos con una composición granulométrica con un mayor contenido de las fracciones más finas de las arenas. Las correlaciones de Spearman indican una relación positiva entre el pH y el OD la dureza, el ion Cl^- y las fracciones finas de las arenas con el grupo de los harpacticoides; destacando también la correlación entre el pH, el OD, las granulometrías gruesas y el contenido de MOFP en los sedimentos con el grupo de los ácaros; y entre el PO_4^{2-} con los bivalvos. Las correlaciones negativas significativas corresponden a las observadas entre la DQO y los harpacticoides y los anfípodos; el PO_4^{3-} y los anfípodos; así como entre las granulometrías medias y los ácaros. Los análisis de la partición de la variación (*Variation Partitioning*) indican que la composición de los grupos taxonómicos del hiporreos en el ambiente hiporreico del río Henares se relaciona en un 63,40% (49% del total de la variación) con las características fisico-químicas de las aguas, un 10,30% (5% del total de la variación) con las características sedimentológicas, y un 23,30% (18% del total de la variación) con la mezcla de ambos; quedando sin explicar el 31,8% de la variación.

La distribución y composición de **las comunidades de ciclopoideas** asociadas al ambiente hiporreico del río Henares responde a los diferentes gradientes

ambientales que se producen en la zona hiporreica. El análisis CCA (44,14% de la variación total observada a partir de sus dos primeros ejes; Figura 4. 8) indica que la distribución de las especies *Paracyclops fimbriatus*, *Diacyclops languidooides languidooides* y *Diacyclops languidus*, responden a las mayores concentraciones de CE, dureza y SO_4^{2-} ; mientras que *Paracyclops oligarthrus*, *Microcyclops rubellus*, *Paracyclops imminitus*, *Megacyclops viridis* y la especie estigobionte *Acanthocyclops n. sp. 1*, lo hacen a lo largo de un gradiente creciente de concentración de OD y pH; así como de contenidos elevados de las fracciones de las arenas muy gruesas, muy finas y de contenidos de MOFP en los sedimentos. El resto de especies responde principalmente a los gradientes crecientes de concentración respecto a los parámetros relacionados con la carga orgánica y de nutrientes; así como de temperatura y respecto a la composición granulométrica de los sedimentos con elevados contenidos de las fracciones medias de las arenas. En la Tabla 4.10 se presentan las correlaciones entre las especies y parámetros bióticos con las características abióticas determinadas en el ambiente hiporreico del Henares. Entre ellas destacan las correlaciones negativas observadas entre la diversidad (S) con la dureza o el SO_4^{2-} ; o las positivas con la presencia de especies como *Eucyclops hadjebensis* y *Acanthocyclops robustus* (Tabla 4. 10). Esta tabla también muestra las relaciones interespecíficas que condicionan la distribución de las diferentes especies a lo largo del zona hiporreica asociado al río Henares; indicando sobre todo una correlación positiva en la mayoría de los casos; excepto entre *Paracyclops chiltoni* y *Paracyclops fimbriatus*; y entre *Paracyclops chiltoni* y *Microcyclops rubellus*. No obstante, a partir de los análisis *BEST* se determina que la distribución de las especies de ciclopoideas se relacionan, de forma moderada ($R = 0,421$; $p\text{-valor} < 0,05$) con la CE, el pH, SO_4^{2-} y el contenido de materia orgánica (MOFP) en los sedimentos.

Los análisis de la partición de la variación indican que los parámetros ambientales agrupados en: a) variables fisico-químicas; y b) variables sedimentológicas, explican la variación en la distribución y abundancia de las especies de ciclopoideas asociadas al ecotono hiporreico del río Henares en un 67,4 % (39,6 % de la variación total) y un 22,2 % (13 % de la variación total), respectivamente. La interacción de ambos grupos de variables suponen un 10,4 % de la variación (6,1 % respecto al total); quedando sin explicar el 41,3 % de la variación total. Al centrar la importancia únicamente entre los parámetros fisico-químicos básicos, los indicadores de concentración de nutrientes, y las variables sedimentológicas, los resultados obtenidos son los que se presentan en la Figura 4. 9. Al utilizar únicamente los parámetros fisico-químicos estudiados agrupados por: a) nutrientes; b) indicadores de carga orgánica; y c) resto de parámetros; se observa que la mayor variabilidad respecto

a las abundancias de las especies de ciclopoideas quedan explicadas por estos últimos (51,7%; 23,6% del total); seguido por los nutrientes (17,8%; 8,1% del total) y los orgánicos (13,8%; 6,3 % del total); quedando sin explicar el 54,3%.

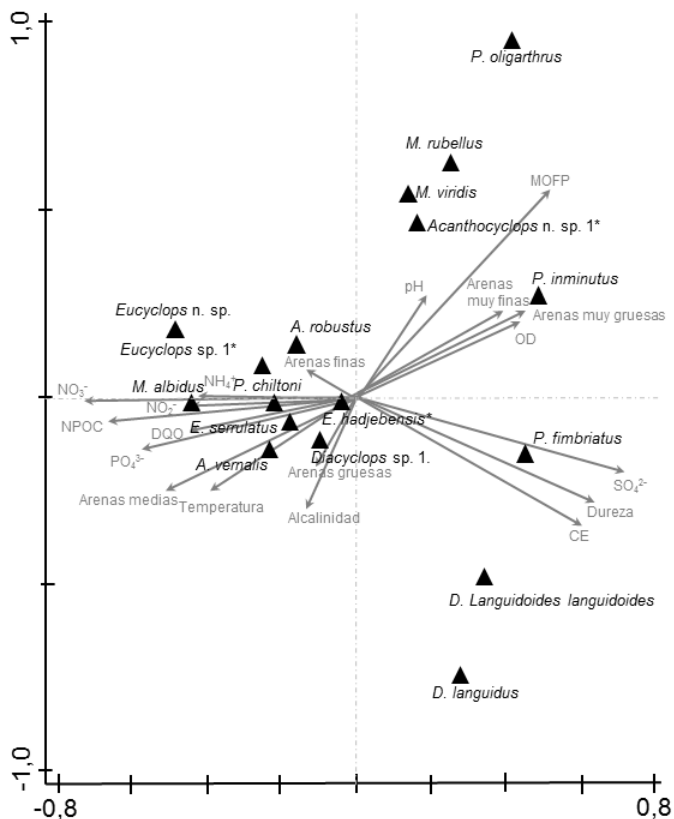


Figura 4. 8. Análisis CCA representando la distribución de las especies de ciclopoideas presentes en el ecotono hiporreico del río Henares y su relación con las principales variables ambientales abióticas estudiadas. Clave: * = especie estigobionte

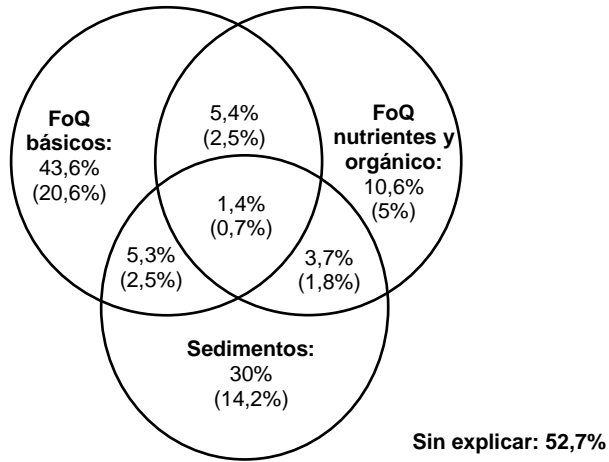


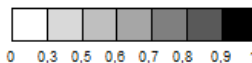
Figura 4. 9. Diagrama de Venn explicando el porcentaje relativo a la variación que representan las variables físico-químicas básicas, las relacionadas con las actividades agrícolas y urbanas (carga orgánica), y las características granulométricas y de contenido de MOFP, respecto a la distribución de las especies de ciclopoideas a lo largo del ambiente hiporreico asociado al río Henares. Los valores entre paréntesis hacen referencia a la variabilidad respecto al total, explicada por cada uno del conjunto de variables estudiadas.

Tabla 4. 10. Correlaciones de Spearman entre las especies y los parámetros ambientales estudiados (p -valor $< 0,05$) en el ecotono hiporreico del río Henares.

Río Henares	<i>Paracyclops imminutus</i>	<i>Paracyclops chiltoni</i>	<i>Paracyclops fimbriatus</i>	<i>Paracyclops oligarthrus</i>	<i>Eucyclops hadjebensis*</i>	<i>Acanthocyclops vernalis</i>	<i>Acanthocyclops robustus</i>	<i>Acanthocyclops n. sp. 1*</i>	<i>Microcyclops rubellus</i>	<i>Megacyclops viridis</i>	<i>Diacyclops languidoides</i>	<i>Macrocyclops albidus</i>	Ciclopoides total	Especies Sb (abundancias)	Especies nSb (abundancias)	Ratio Sb/nSb (abundancias)	Especies Sb	Especies nSb	Ratio especies Sb/nSb	S (total)	
T	-					+						+									
CE	+	-									+	-									
pH									+	+						+					
OD		-							+	+											
NPOC		+	-									+						+			
DBO ₅												+	-	-			-		-		
DQO		+										+	-		+						
Dureza		-									+									-	-
Cl ⁻		-	-								+										
NO ₂ ⁻		+										+						+			
NO ₃ ⁻	-	+	-																		
PO ₄ ³⁻		+				+															
SO ₄ ²⁻		-				-															-
CO ₃ ²⁻																				+	
NH ₄ ⁺												+						+			
Arena muy gruesa		-	+																		
Arena media		+										+	+		+						
Arena muy fina								+				-									
MOFP		-		+							-	-									
<i>Paracyclops fimbriatus</i>		-	+																		
<i>Eucyclops hadjebensis*</i>		+											+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Acanthocyclops vernalis</i>					+	+							+	+	+	+	+		+		
<i>Acanthocyclops venustus*</i>		+																			
<i>Acanthocyclops robustus</i>							+		+			+					+	+			+
<i>Acanthocyclops n. sp. 1*</i>								+	+					+		+	+				
<i>Microcyclops rubellus</i>		-							+												
<i>Diacyclops languidus</i>											+										
<i>Diacyclops sp. 1.</i>							+														
<i>Diacyclops sp. 2.</i>											+										
<i>Macrocyclops albidus</i>		+										+									
Ciclopoides totales		+			+	+	+						+	+	+				+		
Sb (abundancias)					+	+	+		+					+	+						
nSb (abundancias)		+			+	+							+	+	+						
Sb/nSb (abundancias)					+	+	+	+	+							+					
Especies Sb					+	+	+		+								+				
Especies nSb		+			+	+	+					+						+			
Ratio especies Sb/nSb					+	+			+										+		
S (total)		+		+	+		+		+	+										+	+
H'							+		+	+		+						+			

La Tabla muestra exclusivamente aquellos parámetros y/o especies que presentan alguna correlación significativa. La escala de grises indica los rangos respecto al valor de R_s . Clave: * = especie estibionte.

Coefficiente de correlación Spearman (R_s)



4.3.2. Fauna y factores abióticos en el río Tajuña

El análisis CCA (24,56 % de la variación; *AD_ gráficas*) indica que los grupos taxonómicos que componen las comunidades bióticas de la ZH asociada al Tajuña varían a lo largo de un gradiente longitudinal respecto a las características ambientales estudiadas. Los tardígrados y los colémbolos se distribuyen a lo largo de un gradiente creciente de concentración relacionado con NH_4^+ , DQO, NPOC, pH y OD; además de relacionarse con unos sedimentos con elevados contenidos de arenas muy finas en su composición granulométrica. Los cladóceros y ostrácodos se relacionan con elevadas concentraciones de alcalinidad, NO_3^- y temperaturas. Además, de preferir sedimentos con altos contenidos de MOFP y con granulometrías compuestas por las fracciones más gruesas de las arenas. Los sincáridos y los isópodos se distribuyen a lo largo de un gradiente creciente de concentraciones de SO_4^{2-} , dureza, CE y se asocian a zonas con sedimentos que presentan elevados contenidos de las fracciones gruesas y medias de las arenas. Las correlaciones de Spearman son negativas entre los isópodos y el pH; mientras que son positivas entre los ostrácodos y la alcalinidad, el CT y Cl. Los análisis de la partición de la variación (*Variation Partitioning*) indican que la diferenciación en la composición de los grupos taxonómicos del hiporreos en el río Tajuña se relaciona en un 74% (47,7% del total de la variación) con características físico-químicas de las de las aguas, un 18% (11,6% de la variación total) con las características sedimentológicas y un 7,9% (5,1% de la variación total) con la interacción de ambos; quedando sin explicar el 35,6% de la variación.

La distribución de **las comunidades de ciclopoideas** asociadas al ambiente hiporreico del río Tajuña responden también a los gradientes ambientales asociados al ambiente hiporreico. El Análisis CCA (35, 14% de la variación total observada a partir de sus dos primeros ejes; Figura 4. 10) muestra como la distribución de las especies *Eucyclops* sp. 2, *Megacyclops viridis* y la especie estigobionte *Eucyclops hadjebensis* se distribuyen en función a la temperatura, alcalinidad y NO_2^- ; mientras que *Microcyclops varicans*, *Paracyclops chiltoni*, *Acanthocyclops robustus*, y *Microcyclops rubellus* y las especies estigobiontes *Acanthocyclops agamus* y *Acanthocyclops* n. sp. 1, se relacionan con los gradientes crecientes de concentración respecto a la dureza, CE, SO_4^{2-} , NO_3^- , OD, pH y contenidos de arenas muy finas en la composición de los sedimentos hiporreicos. En el caso de *Acanthocyclops* sp. 2, *Diacyclops languidoides languidoides*, *Diacyclops* sp. 2, y *M. albidus* se ven condicionadas principalmente por las características granulométricas (fracciones medias y finas de las arenas), así como con elevados contenidos de carga orgánica en el agua (NPOC y DQO). Otras especies como *Diacyclops bisetosus*, *Paracyclops fimbriatus* y *Eucyclops* n. sp., se relacionan

con los contenidos de MOFP y de las fracciones gruesas de las arenas en los sedimentos, así como con elevadas concentraciones de PO_4^{3-} y NH_4^+ en las aguas hiporreicas. En la Tabla 4. 11 se muestran aquellas correlaciones significativas observadas entre las especies identificadas en la zona hiporreica del Tajuña y los parámetros abióticos estudiados. Entre ellas destacan aquellas que relacionan negativamente la diversidad (S) con la DQO y concentración de NO_2^- y la presencia de especies estigobiontes como *Eucyclops hadjebensis* y *Acanthocyclops* n. sp. 1., además de otras especies como *Acanthocyclops robustus* y *Eucyclops* sp. 2. Esta tabla también muestra las relaciones interespecíficas que condicionan la distribución de las diferentes especies que componen las comunidades de ciclopoideas asociadas al río Tajuña; indicando una correlación positiva entre todas ellas. No obstante el análisis BEST indica una correlación débil entre las especies y las variables ambientales estudiadas ($R = 0,149$; $p\text{-valor} < 0,05$); indicando que los parámetros ambientales que más correlación corresponden a la CE, el OD, la dureza, los SO_4^{2-} y la composición granulométrica de los sedimentos (arenas muy gruesas, finas y muy finas), así como de MOFP en los sedimentos.

Los análisis de la partición de la variación indican que los parámetros ambientales agrupados en: a) variables fisico-químicas; y b) variables sedimentológicas, explican la variación en la distribución y abundancia de las especies de ciclopoideas asociadas al ecotono hiporreico del río Tajuña en un 70,7 % (37,5% de la variación total) y un 23,4 % (12,4% de la variación total), respectivamente. La interacción de ambos grupos de variables suponen un 5,9 % de la variación (3,1 % respecto al total); quedando sin explicar el 46,9% de la variación total. Al centrar la importancia únicamente entre los parámetros fisico-químicos básicos (T, CE, OD, pH, dureza y alcalinidad); los indicadores de concentración de nutrientes y de carga orgánica (NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , y NH_4^+ , DQO y NPOC), y las variables sedimentológicas (granulometría y MOFP) los resultados obtenidos son los que se presentan en la Figura 4. 11. Al utilizar únicamente los parámetros fisico-químicos estudiados agrupados por: a) nutrientes; b) indicadores de carga orgánica; y c) resto de parámetros; se observa que la mayor variabilidad respecto a las abundancias de las especies de ciclopoideas se relacionan con el último grupo (44%; 15,8% del total de la variación); si bien bastante próximos en porcentajes, a los primeros (39,7%; 14,3% del total). Los contaminantes orgánicos apenas explican el 10% de la variación (3,5% del total); quedando sin explicar el 64% de la variación observada.

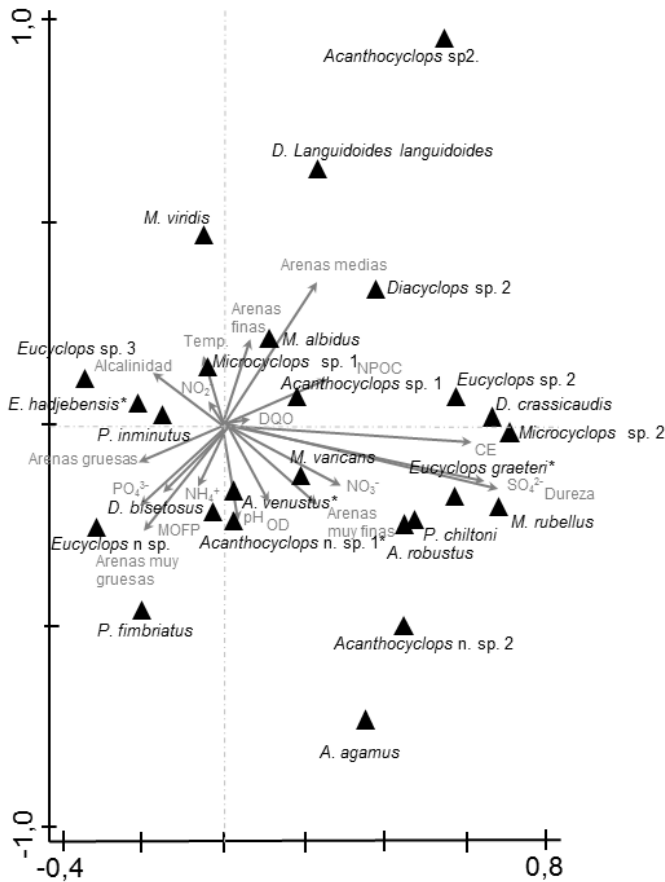


Figura 4. 10. Análisis CCA representando la distribución de las especies de ciclopidos presentes en el ecotono hiporreico del río Tajuña y su relación con las principales variables ambientales abióticas estudiadas.

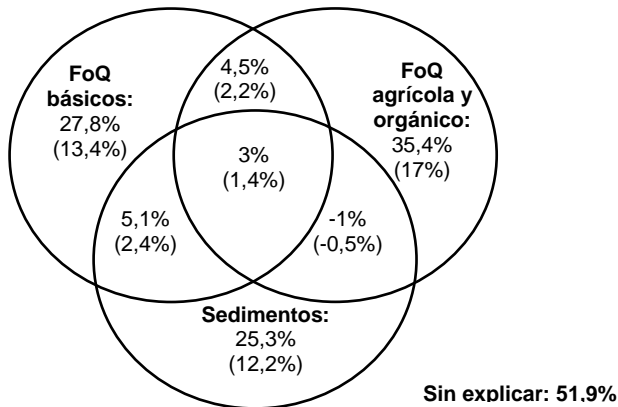


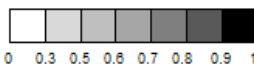
Figura 4. 11. Diagrama de Venn explicando el porcentaje relativo a la variación que representan las variables físico-químicas básicas, las relacionadas con las actividades agrícolas y urbanas (carga orgánica), y las características granulométricas y de contenido de MOFP, respecto a la distribución de las especies de ciclopidos a lo largo del ambiente hiporreico asociado al río Tajuña. Los valores entre paréntesis hacen referencia a la variabilidad respecto al total, explicada por cada uno del conjunto de variables estudiadas.

Tabla 4. 11. Correlaciones de Spearman entre las especies y los parámetros ambientales estudiados (p -valor $< 0,05$) en el ecotono hiporreico del río Tajuña.

Río Tajuña	<i>Paracyclops imminutus</i>	<i>Paracyclops chiltoni</i>	<i>Paracyclops fimbriatus</i>	<i>Eucyclops hadjebensis*</i>	<i>Eucyclops graeteri*</i>	<i>Eucyclops sp. 2</i>	<i>Acanthocyclops robustus</i>	<i>Acanthocyclops venustus*</i>	<i>Acanthocyclops n. sp. 1*</i>	<i>Acanthocyclops agarmus*</i>	<i>Acanthocyclops n. sp. 2</i>	<i>Acanthocyclops sp. 2</i>	<i>Microcyclops varicans</i>	<i>Microcyclops rubellus</i>	<i>Diacyclops languidoides</i>	<i>Diacyclops crassicaudis</i>	<i>Diacyclops bisetosus</i>	<i>Megacyclops viridis</i>	<i>Macrocyclus albidus</i>	Ciclopoides totales	Especies Sb (abundancias)	Especies nSb (abundancias)	Ratio Sb/nSb (abundancias)	Especies Sb	Especies nSb	Ratio especies Sb/nSb	S (total)	
CE		+														+												
OD		+																										
NPOC	-																											
CT	+																									+	+	
CI	+																											
DQO																												
Dureza		+												-			+											
Alcalinidad	+																									+	+	
Cl ⁻				-																								
NO ₂ ⁻																												
NO ₃ ⁻		+		-																								
PO ₄ ³⁻									+								+											
SO ₄ ²⁻		+														+												
HCO ₃ ²⁻	+																								+		+	
Arena muy gruesa			+																									
Arena gruesa		-																										
Arena media		-																										
Arena fina			+														+											
Arena muy fina	+		+				+								-													
MOFP								+							-			-										
<i>Eucyclops hadjebensis*</i>	+			+																	+	+		+	+	+	+	+
<i>Eucyclops spT10</i>	+					+	+									+										+	+	+
<i>Eucyclops spT4</i>		+	+																	+								
<i>Acanthocyclops robustus</i>	+					+	+	+	+																			+
<i>Acanthocyclopsvenustus*</i>								+	+												+	+		+	+	+	+	+
<i>Acanthocyclops n. sp. 1*</i>								+		+							+				+		+	+	+	+	+	+
<i>Acanthocyclops sp. 2</i>				+						+					+		+											
<i>Microcyclops rubellus</i>				+							+				+		+											
<i>Microcyclops sp. 2</i>	+					+	+																					
<i>Diacyclops languidoides</i>											+					+					+							
<i>Diacyclops sp. 2</i>											+	+														+		
<i>Diacyclops crassicaudis</i>				+	+					+	+				+		+											
<i>Macrocyclus albidus</i>														+			+									+	+	+
Ciclo totales	+		+	+																	+				+	+	+	+
Especies Sb (abundancia)				+				+	+													+						
Especie nSb (abundancia)	+	+																					+					
Ratio Sb/nSb (abundancia)				+				+	+			+											+					
Especies Sb				+				+	+															+				
Especies nSb						+							+				+				+	+				+	+	+
Ratio Sb/nSb				+				+	+																	+	+	+
S (total)	+		+	+	+	+							+								+	+				+	+	+
H'						+	+														+	+			+	+	+	+

La Tabla sólo muestra aquellos parámetros y/o especies que presentan alguna correlación significativa. La graduación de los colores muestra los rangos respecto al valor de R_s . Clave: * = especie estigobionte.

Coefficiente de correlación Spearman (R_s)



4.4. Discusión de los resultados

El componente biótico asociado al ecotono hiporreico supone un componente básico para la caracterización de las condiciones ambientales de la zona hiporreica (Ward, 2016). De hecho, el descubrimiento de los primeros organismos en este ecotono por Karaman (1935), Chappuis, (1942; 1946) y Angelier (1953), supuso el punto de partida para las investigaciones realizadas en él (Orghidan, 1959). A partir de los resultados obtenidos se pone de manifiesto una gran heterogeneidad respecto a la diversidad, composición y estructura de las comunidades bióticas asociadas a las zonas hiporreicas de los ríos Henares y Tajuña, atendiendo tanto a los grupos taxonómicos, como las especies de ciclopoideos que las componen. Estos resultados coinciden con los ofrecidos por Iepure et al. (2013, 2014) y Rasines-Ladero e Iepure (2016) que además, coinciden en señalar que la variabilidad respecto a la diversidad y la composición de las comunidades bióticas responden a la heterogeneidad asociada a las condiciones ambientales que suceden a lo largo de la zona hiporreica; especialmente en la región mediterránea en la que se localizan los cauces estudiados (Blondel et al., 2010; Gasith y Resh, 1999).

Diversidad, abundancia y distribución de los distintos grupos taxonómicos en las comunidades hiporreicas de los ríos Henares y Tajuña

En relación a la **diversidad y abundancia de los distintos grupos taxonómicos** se han identificado un total de 16 grupos taxonómicos en la zona hiporreica asociada al río Henares y 15, en la asociada al río Tajuña; apareciendo una gran similitud debido a que, en ambos cauces, los filos mayoritarios corresponden a los artrópodos y moluscos, coincidiendo con las observaciones realizadas por Dole-Olivier et al. (2000), Rinderhagen et al. (2000), Bogan (2008), Brown y Lydeard (2010), Covich et al. (2010) y Cummings y Graf (2010); así como con los realizados por Iepure et al. (2013, 2014) y Rasines-Ladero e Iepure (2016) en estos mismos cauces. No obstante existen diferencias en relación a las abundancias de los diferentes grupos taxonómicos, determinándose mayores abundancias respecto al grupo de los oligoquetos, bivalvos, ostrácodos, gasterópodos y anfípodos en el ambiente hiporreico asociado al Henares; mientras que los grupos correspondientes a los sincáridos, harpacticoides y cladóceros.

Estas diferencias parecen responder a variaciones respecto a las condiciones ambientales asociadas a cada uno de los cauces. **En el Henares**, la mayor presencia de oligoquetos, ostrácodos, gasterópodos y anfípodos parecen responder a las características del sedimento hiporreico (composición homogénea y con

predominancia de las arenas medias y finas), a las variaciones de caudales (caudal medio mínimo = 1,98 m³/s; máximo = 2,77 m³/s, según datos obtenidos del SAIH-Tajo (2014) y MAGRAMA (2015), así como a las dinámicas asociadas a las condiciones físico-químicas de las aguas hiporreicas y de los contenidos de materia orgánica (MOFP) en los sedimentos ya comentadas en el Capítulo 3 de la presente *Tesis* y en estudios previos realizados en la zona de estudio por Iepure et al. (2013, 2014) y Rasines-Ladero e Iepure (2016). En este sentido, los oligoquetos, los bivalvos y los anfípodos parecen incrementar sus abundancias en el ambiente hiporreico del Henares a consecuencia de las características sedimentológicas en el mismo, que presentan unas granulometrías suficientes para albergar estos grupos con requerimientos de espacios intersticiales más elevados; además de tratarse de taxones con tolerancia a contaminación orgánica (Rinderhagen et al., 2000; Malard, 2004; Lafont y Vivier, 2006; Alonso y Camargo, 2009; Meleg et al., 2009; Govedich et al., 2010; Tione et al., 2011; Achurra et al., 2015; Pacioglu y Moldovan, 2016). Los ostrácodos, al igual que los gasterópodos, también parecen relacionarse con las granulométricas más gruesas de los sedimentos hiporreicos (Donahue y Irvine, 2003; Brown y Lydeard, 2010; Smith y Delorme, 2010); si bien ambos taxones también se ven influenciados por la concentración de sulfatos, la dureza y el pH de las aguas en las que habitan y que son más adecuadas, para su establecimiento, en el ambiente hiporreico asociado al río Henares.

En el Tajuña, las características granulométricas presentan una mayor heterogeneidad, al igual que la presentan sus dinámicas respecto a las características físico-químicas de las aguas y de la materia orgánica contenida en los sedimentos hiporreicos (Iepure et al., 2013, 2014; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). En este caso, dicha heterogeneidad se relaciona, sobre todo, con la presencia de discontinuidades en el cauce como la presa del embalse de la Tajera, en Masegoso de Tajuña (T5) y otra, de menor entidad, en Chinchón (T10); además de por un mayor intercambio entre el ambiente subterráneo e hiporreico (CHT, 2005b; Gortazar et al., 2011; Lozano Gutierrez-Ravé et al., 2007, 2009; Martínez-Bastida et al., 2006; Martínez-Bastida, 2009). Este mayor intercambio favorece además, una mayor abundancia de organismos; y en especial de especies o grupos taxonómicos subterráneos (Gibert et al., 1994; Ward et al., 1998; Hancock et al., 2005; Buss et al., 2009). En este sentido, se favorece la mayor abundancia de sincáridos, puesto que se trata de organismos más relacionados con el ambiente acuático subterráneo, además de por los requerimientos de este grupo respecto al tamaño de poro debido a su tamaño (Covich et al., 2010). En el caso de los cladóceros, la mayor abundancia asociada al ambiente hiporreico del Tajuña parece relacionarse con la ecología de este grupo puesto que se trata de

especies estrictamente superficiales y se asocia a zonas de aguas embalsadas, frías, con bajo contenido en fosfatos y/o con un bajo caudal (Dodson et al., 2010; Pinel-Alloul y Mimouni, 2013). El caudal medio del Tajuña es de 1,65 m³/s; mientras que el del Henares es 2,49 m³/s, según datos obtenidos del SAIH-Tajo (2014) y MAGRAMA (2015); las temperaturas y las concentraciones de fosfato son inferiores en el Tajuña (10,73°C, 0,35 mg/L, respectivamente) que en el Henares (12,52°C, 0,55 mg/L, respectivamente). En el caso de las mayores abundancias de harpacticoides en el ambiente hiporreico del Tajuña parece responder a las características físico-químicas de las aguas, especialmente al pH (Rundle y Hildrew, 1990; Burton et al., 2001).

En relación a la **variación espacio-temporal en la distribución de los grupos taxonómicos** que componen las comunidades hiporreicas de ambos ríos responden a la variación espacial y temporal intrínseca a los factores que condicionan la presencia y el establecimiento de la fauna. Así pues, en el tramo alto del **Henares** (MSPF0310010 y MSPF0308010), la mayor presencia de las fracciones gruesas contribuyen a las mayores abundancias de organismos de mayor tamaño como anfípodos y colémbolos; así como de grupos más relacionados con el ambiente subterráneo (sincáridos) (Rinderhagen et al., 2000; Camacho y Valdecasas, 2008; Covich et al., 2010; DeWalt et al., 2010); posiblemente debido a los aportes de agua subterránea registrados en esta zona (Rasines-Ladero e Iepure, 2016). En el tramo medio (MSPF0304010 y MSPF0303010), las granulometrías gruesas y medias que conforman el ambiente hiporreico como consecuencia del efecto derivado de un mayor caudal por la confluencia de varios afluentes y la presencia de la gravera en Heras de Ayuso favorecen las mayores abundancias de los grupos de mayor tamaño o con mayor tolerancia a variaciones en las condiciones ambientales como los ácaros, gasterópodos, harpacticoides e insectos (Brown y Lydeard, 2010; DeWalt et al., 2010; Smith et al., 2010). En su tramo bajo (MSPF0302010 y MSPF0301010) las comunidades del hiporreico presentan una composición con grupos más tolerantes a la contaminación orgánica y de menor tamaño como los nemátodos y los bivalvos (Cummings y Graf, 2010; Poinar Jr., 2010); debido al predominio de las fracciones más finas de las arenas y la intensidad de los impactos antrópicos que caracterizan este sector (Rasines-Ladero e Iepure, 2016; ver Capítulo 2).

A lo largo del ambiente hiporreico asociado al **Tajuña** se observa que las mayores abundancias de ostrácodos cladóceros, bivalvos y colémbolos en el tramo alto del río (MSPF0204010) se relacionan con la presencia de las granulometrías más gruesas que caracterizan este tramo (Cummings y Graf, 2010; DeWalt et al., 2010; Dodson et al., 2010; Smith y Delorme, 2010). En el tramo medio (MSPF0202011), el

más afectado por la presencia del embalse de la Tajera (Castañeda-Buendía, 2011); presenta unas granulometrías más gruesas que parece favorecer la mayor abundancia de harpacticoides y tardígrados, ácaros, insectos, gasterópodos y sincáridos en conformidad a los ya citados trabajos de Camacho y Valdecasas (2008), Brown y Lydeard (2010), DeWalt et al. (2010), Nelson et al. (2010) y Smith et al. (2010), que relacionan la presencia de estos organismos con las características granulométricas del medio. En el tramo bajo (MSPF0201010), al igual que sucedía en el Henares, se favorece la mayor abundancia de aquellos taxones tolerantes a la contaminación como los oligoquetos (Lafont y Vivier, 2006; Torres et al., 2010).

Un grupo taxonómico especialmente relevante es el de los insectos, por tratarse de un conjunto de organismos asociado también a la zona bentónica de los ríos. En ambos cauces se detectan sus máximas abundancias en aquellas zonas más impactadas o afectadas por variaciones de caudal y/o actividades antrópicas. En el Henares se registran sus máximas abundancias sobre la masa MSPF0304010 donde se localiza la gravera de Heras de Ayuso (H3), que supone una afección al cauce y la estructura de los sedimentos, tal y como se pone de manifiesto en el Capítulo 3 de la presente *Tesis* y/o en trabajos como los de Rasines-Ladero e Iepure (2016); mientras que en el Tajuña, las máximas abundancias de insectos se registran en la masa intermedia, MSPF0202011, en Romancos (T6), situado aguas abajo de la presa de la Tajera, en la que los caudales se ven alterados (1,39 m³/s en septiembre de 2012 y 2,05 m³/s en mayo de 2012; SAIH-Tajo (2014), MAGRAMA (2015). Como consecuencia de ello, estos organismos presentan una migración hacia el ambiente hiporreico, en consonancia a lo establecido por la teoría del refugio hiporreico de Williams y Hynes (1974); demostrándose la importancia de la zona hiporreica como refugio en los ríos asociados a la región mediterránea con caudales fluctuantes (Dole-Olivier et al., 1997; Boulton et al., 1998; Burrell, 2001; Lafont y Vivier, 2006; Dole-Olivier, 2011; Stubbington et al., 2011; Descloux et al., 2013, 2014).

A pesar de que los factores presentados a lo largo de esta primera parte de la discusión respecto a la diversidad taxonómica, la distribución y la composición de las comunidades hiporreicas presentes en la zona hiporreica de los ríos Henares y Tajuña; es necesario continuar con las investigaciones relacionadas con estos aspectos para incrementar el conocimiento sobre otros los agentes que determinan la presencia y distribución de los diferentes taxones asociados al hiporreos. No obstante, varios estudios, entre ellos el de Tomlinson y Boulton (2008) indican que los estudios relativos a la interrelación entre los aspectos abióticos y bióticos a nivel de grupo taxonómico es insuficiente para determinar de forma correcta dichas correlaciones. Por ello, a lo largo

de esta *Tesis* nos hemos centrado en el grupo de los ciclopoideos, que además suponen uno de los principales grupos asociados al ambiente hiporreico en el que aparecen de forma permanente (Dole-Olivier et al., 2000; Boxshall y Defaye, 2008; Reid y Williamson, 2010).

Diversidad, abundancia y distribución de las especies de ciclopoideos en las comunidades hiporreicas de los ríos Henares y Tajuña

A lo largo de las zonas hiporreicas asociadas a los ríos Henares y Tajuña, se han identificado un total de 31 especies de ciclopoideos (18 de ellas en el ambiente hiporreico asociado al Henares y 25 al Tajuña). Esta diferenciación puede responder a varios factores (Sabater y Vila, 1991; Fowler y Scarsbrook, 2002; Deharveng et al., 2009; Meleg et al., 2009; Marmonier et al., 2012; Zibrat, 2012; Di Lorenzo et al., 2015). En este caso la mayor heterogeneidad asociada al Tajuña respecto a sus características granulométricas y a la distribución de la materia orgánica en su ambiente hiporreico, parece favorecer una mayor diversidad de especies de ciclopoideos estrictamente estigobiontes que indican un constante intercambio hidrológico con el acuífero aluvial asociado a la masa subterránea MSBT030.008: La Alcarria. No obstante, y en consonancia con los trabajos realizados por Iepure et al. (2013, 2014) y Rasines-Ladero e Iepure (2016) en estos cauces, parece que la mayor conectividad entre el ambiente superficial y subterráneo a través de la zona hiporreica del Tajuña unido a las características carbonatadas de las aguas debido al sustrato carbonatado (calcáreo) en el que se desarrollan los cauces estudiados, parecen ser la causante no sólo de esta mayor diversidad, sino también de la mayor abundancia de ciclopoideos registrada en su cauce; y en consonancia con otros estudios realizados en otras regiones (Dole-Olivier et al., 1997; Robertson, 2000; Fernández, 2004; Hancock et al., 2005; Galassi et al., 2009; Graillot et al., 2014).

La diversidad presente en la zona hiporreica de los ríos Henares y Tajuña es similar a la registrada en los estudios llevados a cabo por Iepure et al. (2013, 2014) y Rasines-Ladero e Iepure (2016), en estos mismos cauces; mientras que es superior a la de otros trabajos realizados en la península ibérica, como el de Sabater (1986) llevado a cabo en el río Ter y que indica la presencia de cinco especies de ciclopoideos. La diversidad registrada también es superior a la de otras regiones como la Alpina, donde trabajos como los de Di Lorenzo et al. (2013) describen la presencia de 16 especies de ciclopoideos en ríos de Italia; así como asociada a la región Atlántica, donde trabajos como los de Robertson et al. (1997), Dudley Williams (2003), Gilvear et al. (2007) y Pryce et al. (2010) describen la presencia de un máximo de 12 especies

de ciclopoideas a lo largo de diferentes cauces británicos. También superior a la registrada en cauces de Alaska, donde Richardson et al. (2010) ha descrito siete especies de ciclopoideas; e incluso a la diversidad asociada a ríos australianos, considerados también dentro de la región mediterránea, y en los que trabajos como los de Schmidt et al. (2007) indican hasta 13 especies de ciclopoideas.

De las 18 especies encontradas en la zona hiporreica del río Henares, seis aparecen específicamente asociadas a este río (30%), con un carácter cosmopolita y amplios rangos de tolerancia (estigoxenos y estigofíulos); mientras que en el Tajuña, de las 25 especies identificadas, 13 (50%) aparecen exclusivamente asociadas a su ambiente hiporreico, indicando también un mayor grado de “endemicidad” con especies más especialistas (estigobiontes). Entre las especies cosmopolitas asociadas exclusivamente al Henares cabe destacar *Paracyclops oligarthrus*, caracterizada por soportar elevados pH y contenidos de materia orgánica (Karaytug, 1999), o la especie *Eucyclops serrulatus* (Alekseev et al., 2002; Di Lorenzo et al., 2015). También aparecen otras especies tolerantes, como *Diacyclops languidus*, típica de zonas con temperaturas bajas y escasez de alimento, según la descripción de Rundle y Ormerod (1991) y Särkkä et al. (1998). Autores como Mösslacher (1998), describen esta especie como estigofílica y destacan su preferencia por sedimentos con granulometrías finas. Entre las especies especializadas y estigobiontes asociadas al cauce del Tajuña cabe destacar *Acanthocyclops agamus*, catalogada como una especie estigobionte, descubierta por primera vez en la Península Ibérica, ya que, sólo se ha registrado su presencia en cuevas de Italia (Galassi et al., 2009). Esta especie, en el río Tajuña se asocia a zonas de bajo caudal. Otras especies “exclusivas” del ambiente hiporreico del Tajuña son catalogadas como estigobiontes y tolerantes a pH ácidos, además de ser especies endémicas de la península ibérica como el caso de *Acanthocyclops venustus* (Fryer, 1980); y *Acanthocyclops* n. sp. (nuevos para la ciencia); mientras que otras se asocian a gradientes crecientes de carbonatos y presentan cierta capacidad de tolerancia ante variaciones en las condiciones ambientales como el caso de *Eucyclops graeteri*, también estigobionte (Dole-Olivier et al., 2004; Shapouri et al., 2015).

Todas estas peculiaridades ponen de manifiesto la importancia de la región mediterránea como *hotspot* de biodiversidad y la contribución que el ambiente hiporreico y su fauna asociada posee respecto a la diversidad de especies de los medios subterráneos en España (Rasines-Ladero, 2016). En este sentido, la menor afección de las glaciaciones ocurridas durante el Pleistoceno supuso el mantenimiento de las poblaciones de especies del Terciario en esta región, como las de *Acanthocyclops* n. sp. y *Acanthocyclops Agamus*; además de suponer un punto de

recolonización, tras la retirada de los hielos, que supone un punto de origen para la dispersión, recolonización y evolución de las especies, favoreciendo además, la ocurrencia de un gran número de endemismos en la Península Ibérica (Botosaneanu, 1986; Danielopol et al., 2000; Galassi, 2001; Dole-Olivier et al., 2009; Cornu et al., 2013; Dole-Olivier et al., 2014; Eme et al., 2015; Korbelt y Hose, 2015). Además, de las 31 especies identificadas a lo largo de los ecotonos hiporreicos asociados a los cauces estudiados, 13 especies (tres en el Henares y 10 en el Tajuña) son consideradas nuevas para la ciencia. Entre éstas aparecen dos estigobiontes, *Eucyclops* sp. 1, que presenta cierta similitud con *Eucyclops hadjebensis*, también estigobionte y endémica de las islas baleares (Gourbault y Lescher-Moutoué, 1979); y *Acanthocyclops* n. sp. 1. Esta limitación respecto a la identificación taxonómica de las diferentes especies de ciclopoideas ha sido también puesta de manifiesto por diversos autores como Dole-Olivier et al. (2000), Marmonier et al. (2012) y Ward (2016), entre otros, estableciéndose la necesidad de incrementar el conocimiento taxonómico en este sentido, y por tanto, en la descripción de las diferentes especies asociadas a los ambientes hiporreicos de los cauces mediterráneos.

A lo largo de los cauces estudiados, la diversidad, abundancia y distribución de los ciclopoideas se ven también modificados como consecuencia de una serie de factores que actúan a escala local (Datry et al., 2005; Wood et al., 2008; Dole-Olivier et al., 2009; Zibrat, 2012; Di Lorenzo et al., 2013; Korbelt y Hose, 2015; Pacioglu y Moldovan, 2016). **En el caso del Henares**, la diversidad de ciclopoideas es máxima en las masas de agua relacionadas con los tramos medio y bajo del río, donde los impactos tienen una intensidad intermedia (presencia de derivaciones de agua, encauzamientos y/o vertidos, tanto de depuradoras como incontrolados, como en el caso del punto situado en la localidad de Los Santos de la Humosa, Madrid (H7); en el que se ha detectado la presencia de películas de aceite en las muestras de agua, posiblemente procedentes de talleres y/o de los drenajes de las carreteras circundantes). Esta distribución no responde a la hipótesis de partida planteada al inicio de nuestras investigaciones puesto que la mayor diversidad no se registra en el tramo alto del río; a pesar de tratarse, en teoría, del sector mejor conservado, con una conectividad con el ambiente superficial y donde se registra una mayor concentración de materia orgánica en los sedimentos (Rasines-Ladero e Iepure, 2016). No obstante, esta distribución espacial de la diversidad a lo largo del ambiente hiporreico asociado al río Henares, sí responde a lo establecido en la teoría de la perturbación intermedia de Connell (1978), que establece que la diversidad alcanza sus máximos en aquellas zonas en la que la heterogeneidad causada por diferentes impactos favorece el establecimiento de una comunidad más heterogénea como consecuencia de

fenómenos de dispersión, competencia y recolonización de especies más tolerantes (stigofilas y estigoxenas) (Roxburgh et al., 2004). También se observan diferencias temporales respecto a la diversidad asociada al ambiente hiporreico del Henares relacionadas con las variaciones temporales en la estructura de los sedimentos y de contenido de materia orgánica, principalmente. En este sentido durante el invierno y primavera se detecta una diversidad superior a la del verano, debido al incremento de la temperatura de las aguas y probablemente debido a una mayor interacción entre la zona hiporreica y el ambiente superficial como consecuencia de un mayor caudal circulante (2,67 m³/s en invierno/primavera; 1,98 m³/s; (MAGRAMA, 2015; SAIH-Tajo, 2014), que supone una mayor renovación de las aguas y la introducción de especies estigoxenas al ecotono hiporreico desde la zona bentónica superficial.

En el Henares la distribución homogénea de los sedimentos y la mayor presencia de granulometrías medias y finas, sobre todo en su tramo bajo provocan una mayor retención de las aguas en el sedimento, favoreciendo la mineralización de sus aguas y reduciendo el intercambio con el ambiente subterráneo, y una mayor conexión con el ambiente superficial, lo que favorece una mayor abundancia de las especies *Paracyclops chiltoni*, *Paracyclops fimbriatus*, *Acanthocyclops vernalis*, *Acanthocyclops robusutus* y *Macrocyclus albidus*, todas ellas estigoxenas, con amplios rangos de tolerancias y oportunistas (r-estrategas) (Galassi, 2001; Bork et al., 2009); si bien también se detecta la presencia de especies estigobiontes, aunque en menor abundancia, a lo largo del ambiente hiporreico asociado a su cauce.

En el tramo alto del Henares (MSPF0310010 y MSPF0308010), la mayor pendiente del canal incrementa la capacidad de transporte, que unido al aporte de agua procedente de sus afluentes como el río Salado y el río Dulce, se favorece la presencia de granulometrías más gruesas en este sector, contribuyendo al establecimiento de una comunidad de ciclopoideas con presencia de especies del género *Paracyclops* y *Diacyclops*, algunas de ellas relacionadas con zonas con aguas duras y alcalinas como *Paracyclops fimbriatus* (Karaytug, 1999); con preferencias a aguas de baja temperatura y con escasez de nutrientes como *Diacyclops languidus*; o más relacionadas con el ambiente subterráneo como *Diacyclops languidoidea languidoidea* (Bork et al., 2009; Galassi, 2001). Todas estas condiciones se observan en dicho tramo ya que, sobre todo en Jadraque (H2), se registra aporte subterráneo indicado, no solo por la presencia de la especie estigobionte *Eucyclops hadjebensis*, sino por la importante mineralización del agua con elevados contenidos de sulfatos procedentes de la disolución de las litologías yesíferas presentes en esa zona (Rasines-Ladero e Iepure, 2016). Esa mineralización se ve favorecida por la influencia del río Salado, situado

aguas arriba de dicho punto y que contribuye a los incrementos de los contenidos de los iones sodio y cloruro, así como a una mayor conductividad eléctrica. Además, el contenido de materia orgánica en los sedimentos de este punto es de los más bajos registrado en el ambiente hiporreico del Henares.

En el tramo intermedio del río Henares, se produce un cambio en la composición de las comunidades de ciclopoideas, distinguiéndose el punto de Heras de Ayuso frente a los otros dos, asociados a la masa MSPF0303010. En este sentido, la presencia de la gravera y el efecto acumulativo del aporte de agua procedente de sus dos afluentes más silíceos, el Bornova y el Sorbe, que generan un incremento de caudal pasando de 0,63 m³/s a 1,83 m³/s (MAGRAMA, 2015; SAIH-Tajo, 2014) genera un impacto importante en las comunidades de ciclopoideas que se ven reducidas drásticamente por fenómenos dispersivos y/o relacionados con la deriva de las comunidades (Mori, 2008; Mori y Brancelj, 2011; Mori et al., 2011); apareciendo únicamente tres especies (*Paracyclops imminutus*, *Eucyclops serrulatus* y *Microcyclops rubellus*) que, al menos en el caso de *Eucyclops serrulatus* se caracteriza por ser una especie tolerante ante situaciones ambientales adversas (Aleksseev et al., 2002; Di Lorenzo et al., 2015). En el resto de puntos asociados al tramo medio (MSPF0303010) la composición granulométrica de los sedimentos adquiere una mayor componente fina, provocando un descenso de la porosidad que dificulta la conexión con el ambiente subterráneo (Arribas et al., 2000; Iepure et al., 2013; Iepure et al., 2014; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). Como consecuencia se produce una mineralización mayor del agua, al aumentarse los tiempos de retención y la interacción roca-agua en el ambiente hiporreico, lo que determina la clasificación de estos tramos del río Henares dentro del ecotipo *R-T16: ejes mediterráneos continentales mineralizados*; frente al de los tramos superiores que se clasifican dentro del ecotipo *R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea* (CHT, 2005; BOE, 2016). Como consecuencia se produce una variación en la comunidad de ciclopoideas con un repunte de la diversidad y una variación en su composición, al aparecer especies del género *Paracyclops* y *Eucyclops*, con una clara sustitución de la especie *Paracyclops oligarthrus* y *Paracyclops imminutus* por la de *Paracyclops chiltoni*, más tolerante y de carácter cosmopolita (Karaytug, 1999); además de destacar la ocurrencia de especies estigobiontes como *Eucyclops hadjebensis* y *Eucyclops* sp. 1; además de la presencia de *Acanthocyclops* n. sp. 1. En este sentido, la presencia de las especies estigobiontes parece relacionarse, no solo con un aporte subterráneo, sino por el posible *efecto clogging*

o disminución del tamaño de los poros, probablemente derivado de los impactos que se intensifican a partir de estos tramos; y que genera una menor

renovación de las aguas hiporreicas y la generación de condiciones más similares a la de los medios acuáticos subterráneos (Harding et al., 1998, 1999; Hunt y Stanley, 2003; Marmonier et al., 2012; Rasines-Ladero e Iepure, 2016).

En el tramo bajo del Henares, al igual que en el intermedio se puede distinguir dos partes, correspondientes a las dos masas de agua en las que se divide, MSPF0302010 y MSPF0301010. En la primera de ellas el contenido de materiales finos en los sedimentos y el *efecto clogging* se intensifican como consecuencia de un incremento en la intensidad de las actividades generadoras de impacto (agricultura y actividades urbano-industriales, principalmente) junto a un descenso en la pendiente del cauce que favorece los procesos de sedimentación de los materiales finos (Harding et al., 1998, 1999; Montgomery y Buffington, 1998; Pozo y Elosegi, 2009; Vidal-Abarca Gutiérrez y Suárez Alonso, 2011; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). Ello favorece la total sustitución de las especies del género *Paracyclops*, que queda representado únicamente por la especie *Paracyclops chiltoni* y apareciendo de nuevo especies del género *Diacyclops* que, al igual que respecto a lo comentado en el tramo alto del Henares, están más relacionadas con ambientes más subterráneos (Bork et al., 2009; Galassi, 2001). Esta sustitución de las especies del género *Paracyclops* parece responder al enriquecimiento de las aguas con nitratos, fosfatos y amonio derivados de la presencia de una intensa actividad agrícola (EPA, 2001; Pacioglu y Moldovan, 2016), de la suelta de agua desde las presas situadas en sus principales afluentes (Benítez-Mora y Camargo, 2014) y de vertidos de depuradora (Iepure et al., 2013) asociados a estos tramos; al igual que la de *Acanthocyclops vernalis* (Rasines-Ladero e Iepure, 2016). También destaca la ocurrencia de la especie *Macrocyclus albidus*, siendo además la única masa en la que se registra su presencia en el Henares, probablemente debido a la preferencia de esta especie por zonas con mayores temperaturas, abundancia de plantas macrófitas en el bentos y además, por su tipo de alimentación depredadora (Robertson, 2000), aparece en aquel punto con mayor diversidad (Los Santos de la Humosa). En la masa más distal se produce una variación respecto a la composición de la comunidad de ciclopoideas como consecuencia de un aumento en los caudales, que varían de 1,83 m³/s aguas arriba a 3,54 m³/s en este tramo (SAIH-Tajo, 2014; MAGRAMA, 2015); y que supone una modificación en la estructura de los sedimentos. Esta modificación en las características sedimentológicas provoca la desestabilización de las poblaciones que, hasta ese punto caracterizan el ambiente hiporreico del Henares, suponiendo un efecto similar al comentado en el punto situado en Heras de Ayuso. Como consecuencia se produce el empobrecimiento de la comunidad con presencia de especies estigobiontes como *Eucyclops hadjebensis* y

Eucyclops sp. 1; así como de especies tolerantes (estigoxenas y estigofilas) como *Paracyclops chiltoni* y *Acanthocyclops robustus* (Maier, 1998; Karaytug, 1999).

Temporalmente también se observan variaciones en la estructura de las comunidades de ciclopoideas como consecuencia de las dinámicas asociadas a los factores ambientales determinantes en la distribución de la fauna. De hecho, en invierno, los sedimentos presentan una composición granulométrica más finas y unos mayores contenidos de materia orgánica de modo que las comunidades se ven dominadas por especies tolerantes con valencias ecológicas amplias como *Microcyclops rubellus* y *Diacyclops languidoides languidoides* (Rasines-Ladero, 2016). Sin embargo, en primavera, cuando el incremento en los caudales circulantes (2,77 m³/s; SAIH-Tajo (2014), MAGRAMA (2015) provoca que los sedimentos adquieran una composición más gruesa y se libera la materia orgánica acumulada en ellos (Ran et al., 2013; Worrall y Burt, 2004); aparecen especies de mayor tamaño como *Macrocyclops albidus* y *Paracyclops chiltoni* (Dussart y Defaye, 2001; Maier, 1995; Rasines-Ladero e Iepure, 2016).

En relación a la teoría del río continuo, TRC (Vannote et al., 1980) y de la teoría del continuo hiporreico, TCH (Stanford y Ward, 1993) como adaptación de la primera al ecotono hiporreico, se observa una variación de la estructura funcional de las comunidades de ciclopoideas, principalmente desde el punto de vista trófico; si bien la información respecto a estas características (*traits*) para las especies del hiporreos son muy limitadas (Gibert y Deharveng, 2002; Usseglio-Polatera et al., 2000). La distribución de las especies herbívoras como *Diacyclops languidus*, *Microcyclops rubellus*, *Eucyclops serrulatus* (Dole-Olivier et al., 2000; Fryer, 1957; Melnik et al., 1998); trituradoras y omnívoras como *Paracyclops fimbriatus* (Dole-Olivier et al., 2000); parásitas como *Paracyclops imminutus* y *Paracyclops chiltoni* (Karaytug et al., 1998; Karaytug, 1999); y depredadoras como *Megacyclops viridis*, *Acanthocyclops robustus*, *Acanthocyclops vernalis* y *Macrocyclops albidus* (Dole-Olivier et al., 2000; Robertson, 2000) indican una simplificación y especialización, respecto a los grupos tróficos, en las comunidades de ciclopoideas a lo largo del ecotono hiporreico del río Henares, de modo que en los tramos altos (MSPF0310010, MSPF0308010), aparece una elevada complejidad de la cadena trófica con presencia de parásitos, trituradores, herbívoros y depredadores. Ello es debido, posiblemente, a la mayor heterogeneidad del ambiente hiporreico con abundancia en contenidos de materia orgánica y una productividad primaria superior debido a una mayor conectividad con el ambiente superficial que favorece la renovación del agua y el dinamismo respecto a las condiciones ambientales abióticas y bióticas del ecotono hiporreico; mientras que en el tramo final

(MSPF0302010 y MSPF0301010), el *efecto clogging* y la estabilización de las condiciones ambientales provoca la aparición de especies depredadoras y/o parásitas en consonancia con la distribución descrita en la teoría del continuo hiporreico (Stanford y Ward, 1993).

En el caso del Tajuña, la mayor diversidad de ciclopoideas ocurre en la masa más distal, MSPF0201010, que supone una situación opuesta a lo planteado como nuestra hipótesis de partida. No obstante, esta distribución responde positivamente a la teoría de la perturbación intermedia de Connell (1978), por detectarse los picos máximos de diversidad en aquellos puntos en los que existe una intensidad moderada de los impactos de origen antrópico (tramo entre Loranca de Tajuña y Chinchón). En ella se registra una intensa actividad agrícola además de aparecer numerosos vertidos al cauce procedentes de depuradoras y presencia de varias estructuras de derivación y retención de aguas, como la ya comentada en el punto situado en la localidad de Chinchón. Además, el incremento en la diversidad de dicho tramo parece relacionarse con una mayor conectividad con el ambiente subterráneo debido a la presencia de niveles freáticos próximos a la superficie, en este sector (Navarro Alvarogonzález et al., 1993; Fernández, 2004; CHT, 2005; Graillet et al., 2014). De forma temporal, la mayor diversidad se observa durante las campañas de verano y otoño como consecuencia de que, es este periodo, los caudales son inferiores y se favorece que las condiciones ambientales sean similares a las del medio subterráneo, aumentando la presencia y la resiliencia y resistencia de las especies estigobiontes durante estos periodos.

La litología en el cauce del Tajuña es predominantemente carbonatada por lo que su cauce se clasifica como Ríos de montaña mediterránea calcárea, ecotipo R-T12 (CHT, 2005; BOE, 2016); lo que favorece un mayor intercambio con las aguas subterráneas debido a la mayor porosidad de estos materiales; favoreciéndose un mayor intercambio entre el ambiente subterráneo e hiporreico que favorece la presencia y abundancia de especies estigobiontes como *Eucyclops hadjebensis*. Además, la presencia de una mayor abundancia y dispersión de las especies estigobiontes a lo largo del ambiente hiporreico del Tajuña; unido a la mayor abundancia de la especie *Diacyclops languidoides languidoides*, relacionada con los ambientes subterráneos, competitiva y especialista (k-estrategas), según la descripción de Galassi (2001) y Bork et al. (2009), parece confirmar una mayor conexión entre el ambiente hiporreico y subterráneo en el Tajuña.

En el tramo alto del Tajuña las comunidades de ciclopoideas presentan cierta complejidad al estar compuestas por especies estigobiontes como *Eucyclops*

hadjebensis y *Acanthocyclops* n. sp. 1; especies estigófilas como *Diacyclops languidooides languidooides* (Bork et al., 2009; Galassi, 2001); y estigógenas de mayor tamaño como *Megacyclops viridis* (1,2 - 2,1 mm) y *Macrocyclus albidus* (1,56 - 2,5 mm). Esta complejidad en la estructura se ve fuertemente alterada por la presencia del embalse de la Tajera, de un modo similar a lo ocurrido en Heras de Ayuso (río Henares), relacionado con la presencia de la gravera. En este sentido, el embalse de la Tajera (Castañeda-Buendía, 2011) favorece la retención del sedimento, aguas arriba; así como la variación en los caudales aguas abajo (0,91 m³/s en verano; 1,55 m³/s en primavera; SAIH-Tajo (2014), MAGRAMA (2015) y modificación de las dinámicas asociadas a la composición granulométrica de los sedimentos, de la materia orgánica y de las condiciones físico-químicas de las aguas, tal y como indican (Hernández Fernández, 2002; Kondolf, 1997), y que han sido comentadas a lo largo del Capítulo 3 de la presente Tesis.

Así pues, el tramo medio del Tajuña presenta una disminución respecto a la diversidad de especies de ciclopoideas, con una comunidad empobrecida, con ausencia de especies estigobiontes, probablemente relacionado con el efecto de la presa sobre las dinámicas de los flujos de intercambio hidrológico, y dominancia de especies de pequeño tamaño como *Microcyclops varicans* y *Microcyclops* sp. 1 debido al menor tamaño de los poros como consecuencia de la presencia de unos sedimentos con una composición granulométrica más fina. A partir de este tramo, se produce una variación en la litología, por aparecer materiales yesíferos y unos sedimentos con una composición granulométrica también fina, como consecuencia del efecto combinado de la presa de la Tajera y a la intensa actividad agrícola (Rasines-Ladero e Iepure, 2016). Las actividades agrícolas intensifican el aporte de materiales finos en el cauce del río, además de incrementar la concentración de nutrientes como el nitrato y el fosfato en el ambiente hiporreico (EPA, 2001; Pacioglu y Moldovan, 2016). Además la mayor retención de las aguas como consecuencia de la disminución en la porosidad del sedimento favorece la interacción roca-agua (Rasines-Ladero e Iepure, 2016) de modo que se observa una variación importante en la estructura de las comunidades de ciclopoideas. En este sentido la comunidad de ciclopoideas en este tramo presenta una gran representación de especies de todos los géneros, destacando el de los *Eucyclops*, con especies estigobiontes como *Eucyclops hadjebensis* y *Eucyclops graeteri*; el de los *Acanthocyclops*, también con representantes estigobiontes como *Acanthocyclops* n. sp. 1 y *Acanthocyclops venustus*; así como del género *Diacyclops*, con presencia de las cuatro especies identificadas en el cauce del Tajuña. Al igual que ocurría en el Henares, la presencia de las especies estigobiontes podrían estar relacionadas con la mayor retención del agua en los sedimentos y la ausencia de renovación del agua que

produzca un consumo de oxígeno y la generación de condiciones anaerobias. Sin embargo, la mayor diversidad observada en este punto y la complejidad de su comunidad asociada, parece indicar una situación de *upwelling* en este tramo, de conformidad a estudios como los realizados por Navarro Alvargonzález et al. (1993), CHT (2005) e Iepure et al. (2013). Éstos indican la presencia de unos niveles freáticos próximos a la superficie que favorece una mayor conexión hidrológica entre el ambiente subterráneo e hiporreico; además de existir una mayor concentración de materia orgánica en los sedimentos (Rasines-Ladero e Iepure, 2016).

Temporalmente, el Tajuña presenta una mayor estabilidad de sus comunidades de ciclopoideas como consecuencia de su mayor conexión con el ambiente acuático subterráneo, caracterizados por una estabilidad mayor de las condiciones ambientales y de las comunidades de organismos que habitan en ellos (Gibert et al., 1994; Fowler y Death, 2001; Hancock et al., 2005; Tomlinson y Boulton, 2008; Maurice, 2009; Wood et al., 2010).

En relación a la teoría del continuo hiporreico de Stanford y Ward (1993), se observa una tendencia opuesta a lo establecido en ella, como consecuencia de la heterogeneidad asociada a las características ambientales de la zona hiporreica del río Tajuña; que se ve alterada por varios elementos de fragmentación como las presas y elementos de derivación del cauce. Entre ellas, la presencia de estas presas modifica la distribución de nutrientes acortando la longitud de la espiral de nutrientes (Webster y Patten, 1979) y modificando las dinámicas asociadas al modelo del ecosistema telescópico (Fisher et al., 1998), de acuerdo a las observaciones realizadas en el Capítulo 3 de la presente *Tesis*, y en conformidad a los estudios de (Kondolf, 1997; Hernández Fernández, 2002; Lautz et al., 2006). Otra posible causa podría estar relacionada con la dinámica inversa observada respecto al contenido de materia orgánica contenida en los sedimentos, que se acumulan en mayor proporción en el tramo bajo del Tajuña (Rasines-Ladero e Iepure, 2016). La mayor interacción con las aguas subterráneas en este tramo podría favorecer también un incremento en la concentración de nutrientes, una mayor diversidad de especies y, por tanto, una estructura más compleja respecto a los grupos tróficos presentes. Ello provoca que, en el tramo alto, donde debería existir una mayor variabilidad respecto a los grupos tróficos presentes; únicamente aparezcan representados el grupo de los depredadores (*Megacyclops viridis* y *Macrocyclops albidus*), un triturador omnívoro (*Paracyclops fimbriatus*); mientras que en el tramo más bajo aparecen representados la mayoría de los grupos tróficos con presencia de especies omnívoras (*Paracyclops imminutus* y *Paracyclops chiltoni*), trituradoras (*Paracyclops fimbriatus*), depredadoras

(*Macrocyclops albidus* y *Acanthocyclops robustus*), y herbívoras (*Diacycloos bisetosus*) (Fryer, 1957; Karaytug et al., 1998; Karaytug, 1999; Dole-Olivier et al., 2000).

No obstante, la información sobre las características ecológicas asociadas a las especies identificadas está más limitada por existir un mayor número de especímenes sin identificar. De modo que la identificación taxonómica de ellas y el estudio de sus características ecológicas es necesario para mejorar este tipo de estudios basado en los *traits*; que son muy utilizados en estudios biológicos basados, por ejemplo, en el uso de macroinvertebrados bentónicos (Bonada et al., 2007; Statzner y Bêche, 2010; Usseglio-Polatera et al., 2000).

Los ciclopoideos como bioindicadores de las condiciones ambientales de la zona hiporreica asociada a los ríos Henares y Tajuña

Puesto que el uso de los grupos a nivel taxonómico de familia y género no es suficiente dada la gran especificidad y distinta ecología que cada una de las especies posee frente las diferentes condiciones ambientales que se generan en el ambiente hiporreico, los trabajos encaminados a determinar el posible uso de los ciclopoideos hiporreicos como bioindicadores deben recurrir al uso de niveles taxonómicos de detalle como especies y subespecies (Tomlinson y Boulton, 2008). Los crustáceos hiporreicos son unos claros candidatos para ello, tal y como sindican las investigaciones realizadas por (Danielopol et al., 1994; Iepure et al., 2013; Rasines-Ladero, 2015; Stein et al., 2010). Para la selección de las especies bioindicadoras, éstas deben cumplir que sean fáciles de analizar, sensibles a la contaminación y representativas del ambiente hiporreico (Boulton et al., 2010; Iepure et al., 2013; Robertson y Wood, 2010). Por ello, de entre todas las especies identificadas a lo largo de los cauces estudiados, únicamente nos centramos en las asociadas a cada uno de los cauces.

Las comunidades asociadas al Henares se relacionan, principalmente, con las variables físico-químicas básicas (temperatura, conductividad, dureza, oxígeno disuelto, alcalinidad y pH); si bien las características relacionadas con el hábitat físico hiporreico (composición granulométrica y contenido de materia orgánica en los sedimentos) también tiene su importancia. De hecho, la homogeneidad de estas características, interrumpida por la presencia de una gravera en Heras de Ayuso y/o por incrementos en los caudales circulantes también explican una gran parte de la variación asociada a las comunidades de ciclopoideos del Henares, en concordancia a los estudios realizados por Rasines-Ladero e Iepure (2016) realizados en este mismo

cauce; así como con los de Valett et al., (1996), Di Lorenzo et al. (2013), Rasines-Ladero e Iepure (2016) y Stoch et al. (2016). Además, las comunidades de ciclopoideas asociadas al ambiente hiporreico del Henares se relacionan de forma moderada con la conductividad y con el contenido de materia orgánica de los sedimentos; indicando la importancia también respecto a la composición litológica de los sedimentos en la distribución de la fauna hiporreica, ya que el sulfato presenta un origen litológico derivado de la presencia de yesos (Navarro Alvargonzález et al., 1993; Rasines-Ladero e Iepure, 2016).

De las seis especies que aparecen únicamente en el ambiente hiporreico del Henares, como posible especie bioindicadora podríamos escoger a *Acanthocyclops vernalis* y *Paracyclops oligarthrus* por presentar el máximo de correlaciones respecto a los aspectos abióticos determinados a lo largo del presente estudio. *Acanthocyclops vernalis* podría servir de indicador respecto a la temperatura y concentraciones elevadas de fosfatos, ya que presenta correlaciones positivas con ellos; así como negativas con el contenido de sulfatos; de modo que su presencia podría estar indicando concentraciones bajas de dicho parámetro; mientras que su ausencia en sitios donde habitualmente aparece, podría indicar contaminación por esta especie química o la presencia de yesos. Por su parte *Paracyclops oligarthrus* presenta una correlación negativa con el ion cloruro y positiva con el contenido de materia orgánica en los sedimentos. En este caso algunos estudios ponen de manifiesto la tolerancia de esta especie a elevados contenidos de materia orgánica y de pH (Karaytug, 1999); de modo que ésta podría utilizarse como indicador de las condiciones ambientales con menor grado de incertidumbre que respecto al uso de *Acanthocyclops vernalis*.

Las comunidades de ciclopoideas asociadas al Tajuña se relacionan, principalmente, con parámetros físico-químicos como los nutrientes potencialmente de origen agrícola (nitratos, nitritos, amonio y fosfatos) y litológico (sulfatos); demostrándose la importancia que la litología y la naturaleza e intensidad de los impactos antrópicos tiene respecto a la distribución de las comunidades bióticas presentes en la zona hiporreica del Tajuña tal y como indican Hancock, (2002), Doledec y Statzner (2010), Leigh et al. (2013) en sus investigaciones y que, en la región mediterránea en la que se enclavan los cauces estudiados, adquieren una mayor importancia (Blondel et al., 2010; Gasith y Resh, 1999; Iepure et al., 2013; Iepure et al., 2014; Mollá et al., 1994; Rasines-Ladero, 2016; Rasines-Ladero e Iepure, 2016; Ylla et al., 2010). Además, las comunidades de ciclopoideas del Tajuña se relacionan, con una intensidad menor a la registrada en el ambiente hiporreico del Henares, con la conductividad eléctrica, el oxígeno disuelto, la dureza y la concentración de sulfatos en

las aguas hiporreicas; así como con la fracción gruesa, fina y muy fina de las arenas y el contenido de la materia orgánica MOFP en los sedimentos hiporreicos (Gibert et al., 1994; Fowler y Death, 2001; Hancock et al., 2005; Tomlinson y Boulton, 2008; Maurice, 2009; Wood et al., 2010).

De las 13 especies que aparecen específicamente en su ambiente hiporreico, podríamos seleccionar a *Microcyclops varicans*, por su correlación negativa con la dureza, como especie centinela de dicho parámetro; si bien no resulta demasiado relevante por no tratarse de un contaminante. En el caso de *Acanthocyclops agamus* y *Diacyclops bisetosus*, ambas correlacionadas positivamente con los fosfatos, podría indicar su capacidad de tolerancia, y la posibilidad de ser utilizadas para determinar posibles eventos de contaminación relacionadas con la actividad agrícola (EPA, 2001) en los que se conozca la presencia de esta especie. Por su parte, *Acanthocyclops venustus* se relaciona positivamente con el contenido de MOFP en los sedimentos; mientras que *Diacyclops crassicaudis crassicaudis* presenta el máximo número de correlaciones, todas ellas positivas, relacionándose con la conductividad eléctrica, la dureza y la concentración de sulfatos en las aguas así como con el contenido de arenas medias y arenas finas en la composición granulométrica de los sedimentos. Así pues, esta especie correspondería con aquella más prometedora respecto a su uso como bioindicadora de las características abióticas en el cauce del Tajuña. No obstante, no existen estudios que indiquen o que corroboren algunas de las correlaciones identificadas en este trabajo. En el cauce del Tajuña sorprende la ausencia de correlación entre la abundancia de las especies y la temperatura, que según Vannote et al. (1980), Ward (1992) y Dole-Olivier et al. (2000), entre otros, indican que la temperatura supone uno de los principales factores condicionantes respecto a la distribución de los organismos a lo largo del continuo del cauce fluvial. Ello puede ser debido a la mayor interacción con el ambiente subterráneo que confiere mayor estabilidad a las condiciones ambientales de la zona hiporreica.

A pesar de todo lo comentado anteriormente, es necesario tener en cuenta que estas correlaciones pueden tener una componente circunstancial, requiriéndose la realización de investigaciones en zonas; así como test de toxicidad que permitan determinar el potencial uso de estas especies como bioindicadores (Marmonier et al., 2012; Ward, 2016). Algunos como los de Shapouri et al. (2015) se han realizado en este sentido, reconociendo la posibilidad de utilizar especies como *Eucyclops graeteri*, *Eucyclops hadjebensis* y *Megacyclops viridis* para detección de fenómenos de intrusión marina y/o fenómenos de salinidad extrema en aguas subterráneas. También destacan otros como el de Di Lorenzo et al. (2014), que evalúa la afección del NH_4^+ sobre los

copépodos y su utilización para establecer límites legales que permitan la protección de las aguas subterráneas de manera más eficiente. Otros estudios han ido más allá y han tratado de diseñar diferentes índices biológicos utilizando estos organismos para evaluar la calidad del ecosistema fluvial (Zibrat, 2012; Leigh et al., 2013). Además, el componente biológico, se caracteriza por presentar una mayor estabilidad espacial y temporal por su capacidad de resistencia y por presentar ciclos de vida de diferente duración que permite su utilización como indicadores frente a los parámetros abióticos, más variables y con carácter puntual (Rasines-Ladero, 2011). No obstante estos aspectos serán tratados más en profundidad en el Capítulo 6 de la presente *Tesis*.

Las masas de agua superficial como unidad de estudio de las características bióticas del ambiente hiporreico

A partir de los análisis multivariantes ACP realizados, y comparando los resultados obtenidos respecto a los diferentes factores de agrupamiento en dichos análisis (MSPF frente a tramos) se obtienen peores resultados que los observados respecto a los parámetros abióticos comentados en el Capítulo 3 de la presente *Tesis*. Esto puede ser debido a que las poblaciones de organismos presentan una mayor estabilidad, a pesar de verse influenciadas por las características abióticas del medio, especialmente en el Tajuña debido a su mayor relación con el ambiente subterráneo. La división por tramos, especialmente en el cauce del Henares, la división por tramos del ecotono hiporreico asociado arroja mejores resultados que mediante la división por masas. No obstante, esta división, más administrativa sirve también para reconocer patrones de distribución; incluso dentro de un mismo tramo tal y como se ha puesto de manifiesto a lo largo de la presente discusión; permitiéndose por consiguiente, su utilización en los estudios de caracterización de las variables bióticas asociadas a la zona hiporreica. Ello favorecería la integración de la zona hiporreica en los procesos relacionados con la gestión y el manejo de los recursos hídricos superficiales; si bien deberían llevarse a cabo estudios de caracterización de las condiciones ambientales asociadas a las diferentes masas a partir de la consideración de un mayor número de puntos representativos en aquellas descritas a partir de un único punto, de modo que se logre una mayor robustez en los resultados obtenidos.

4.5. Observaciones destacables

A partir de las investigaciones realizadas para la caracterización de los aspectos bióticos relativos al ambiente hiporreico de los ríos río Henares y Tajuña se desprenden las siguientes observaciones destacadas o conclusiones generales:

- Existe una **gran similitud respecto a la composición de comunidades del hiporreos** asociados a los cauces del Henares y del Tajuña atendiendo a los grupos taxonómicos aunque si existe una diferenciación en la composición de las mismas a lo largo de la zona hiporreica de cada uno de ellos, relacionado con la variación en las características sedimentológicas, en los caudales y composición físico-química de las aguas hiporreicas.
- **Las comunidades de ciclopoideas** presentan una mayor diferenciación entre los cauces estudiados en relación a su composición y diversidad. **El ambiente hiporreico del Henares** presenta **18 especies**, destacando la mayor abundancia de especies **estigoxenas** como consecuencia de una mayor **interacción con el ambiente superficial**; mientras que el **Tajuña** presenta una mayor diversidad con **25 especies** identificadas y una mayor representación de las especies **estigobiontes** como consecuencia de una **mayor interacción con el ambiente subterráneo**.
- La **distribución de la diversidad asociada a las comunidades de ciclopoideas** no responde a las hipótesis de partida, puesto que se detectan picos máximos de diversidad en los tramos medios y bajos de los cauces estudiados. No obstante, en ambos cauces se **cumple la hipótesis establecida por la teoría de la perturbación intermedia** de Connell (1978), al detectarse mayor diversidad de especies en los puntos donde existe una intensidad moderada de los impactos correspondientes al tramo medio-bajo del Henares (masa superficial MSPF0303010 y MSPF0302010) y tramo bajo del Tajuña (puntos situados entre Loranca de Tajuña y Chinchón).
- Se ha registrado un total de **13 especies que no han sido descritas** aún (tres asociadas al ambiente hiporreico del Henares y 10 asociadas al ambiente hiporreico del Tajuña) indicando el gran nivel de especiación a pequeña escala en la zona hiporreica de ambos ríos, como consecuencia de la presencia de numeroso endemismos asociados a la región mediterránea (**hotspots de biodiversidad**).

- Dentro de cada uno de los ríos existe una diferenciación espacial respecto a la composición de las comunidades de ciclopoideas. En el Henares, esta variación responde principalmente a factores físico-químicos básicos (temperatura, conductividad eléctrica, dureza, alcalinidad, oxígeno disuelto y pH), así como a factores litológicos (concentración de sulfatos por presencia de yesos y de carbonatos por presencia de litologías calcáreas) y sedimentológicos (contenido de materia orgánica en los sedimentos). En el Tajuña, esta variación responde, de forma más débil a factores físico-químicos relacionados con la contaminación por nutrientes de origen agrícola fundamentalmente (nitritos, nitratos, amonio y fosfato), así como a factores litológicos (sulfatos y carbonatos) y sedimentológicos (proporción de arenas muy gruesas, finas y muy finas en la composición granulométrica y contenido de materia orgánica en los sedimentos).
- Las variaciones naturales y/o causadas por actividades de origen antrópico juegan un papel importante en la modificación de las condiciones bióticas del medio hiporreico. **En el Henares**, los aportes de agua desde **sus afluentes**, las **actividades extractivas** (gravera) y la **actividad agrícola** parecen ser las principales afecciones sobre las comunidades de ciclopoideas presentes en su zona hiporreica. **En el Tajuña**, el mayor contacto con el ambiente subterráneo (**upwelling**), presencia de **presas** y/o estructuras de derivación en el cauce principal y la intensa **actividad agrícola** parecen ser las principales afecciones sobre las comunidades de ciclopoideas asociadas a su zona hiporreica.
- Las especies de ciclopoideas presentan una capacidad de **resistencia y resiliencia** ante perturbaciones naturales y/o antrópicas del medio que, entre otras cosas favorece la estabilidad de sus poblaciones, especialmente de forma temporal.
- En relación a la **teoría del continuo hiporreico** se observa que, **en el Henares**, la distribución es **acorde a dicha teoría** con mayor complejidad en las comunidades en los puntos asociados a los tramos altos; mientras que **en el Tajuña**, esta **distribución es totalmente opuesta** debido a los efectos relacionados con la presencia de presas, unido a la dinámica inversa respecto a la distribución de la materia orgánica en los sedimentos y la mayor interacción entre el ambiente subterráneo e hiporreico.

- Existe una posible identificación de **especies** susceptibles de ser utilizadas como **bioindicadoras** de las condiciones ambientales asociadas a los ambientes hiporreicos estudiados por presentar un mayor número de correlaciones con las diferentes variables abióticas estudiadas. En el **Henares**, dichas especies corresponde a *Acanthocyclops vernalis* y *Paracyclops oligarthrus*. En el **Tajuña** corresponde a la especie *Diacyclops crassicaudis crassicaudis*.
- La utilización de las masas de agua superficial como unidad de estudio permite abordar de forma correcta la caracterización de las condiciones bióticas asociadas a los ecotonos hiporreicos de los ríos estudiados.

4.6. Bibliografía

- Achurra, A., Rodríguez, P. y Reynoldson, T. (2015). "Is the Cantabrian region of northern Spain a biodiversity hotspot for obligate groundwater fauna? The case of oligochaetes (*Annelida*, *Clitellata*)". *Hydrobiologia*. 745(1): 151-166.
- Alekseev, V., Fefilova, E. y Dumont, H.J. (2002). "Some noteworthy free-living copepods from surface freshwater in Belgium". *Belgian Journal of Zoology*. 132(2): 133-139.
- Alonso, A. y Camargo, J.A. (2009). "Long-term effects of ammonia on the behavioral activity of the aquatic snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca)". *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 56(4): 796-802.
- Alvarez-Cobelas, M. (2006). "Groundwater-mediated limnology in Spain". *Limnetica*. 25(1-2): 107-122.
- Angelier, E. (1953). "Recherches écologiques et biogéographiques sur la faune des sables submergés". *Archives de Zoologie Expérimentale et Générale*. 90: 37-162.
- Argerich, A., Martí, E., Sabater, F., Ribot, M., von Schiller, D. y Riera, J.L. (2008). "Combined effects of leaf litter inputs and a flood on nutrient retention in a Mediterranean mountain stream during fall". *Limnology and Oceanography*. 53(2): 631-641.
- Arribas, J., Critelli, S., Le Pera, E. y Tortosa, A. (2000). "Composition of modern stream sand derived from a mixture of sedimentary and metamorphic source rocks (Henares River, Central Spain)". *Sedimentary Geology*. 133: 27-48.
- Bae, M.-J., Kwon, Y., Hwang, S.-J., Chon, T.-S., Yang, H.-J., Kwak, I.-S., Park, J.-H., Ham, S.-A. y Park, Y.-S. (2011). "Relationships between three major stream assemblages and their environmental factors in multiple spatial scales". *Annales de Limnologie*. 47(SUPPL. 1): S91-S105.
- Benítez-Mora, A. y Camargo, J.A. (2014). "Ecological responses of aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates to dams in the Henares River Basin (Central Spain)". *Hydrobiologia*. 728: 167-178.
- Blondel, J., Aronson, J., Bodiou, J.Y. y Boeuf, G. (2010). *The Mediterranean Region. Biological Diversity in Space and Time*. Nueva York: Oxford University Press
- BOE. (2016). Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura, Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas. Boletín Oficial del Estado (BOE). 2972-4301.
- Bogan, A.E. (2008). "Global diversity of freshwater mussels (Mollusca, Bivalvia) in freshwaters". *Hydrobiologia*. 595: 139-147.
- Bonada, N., Rieradevall, M. y Prat, N. (2000). "Seasonality and pollution as keys for interpreting the biodiversity of macroinvertebrates in a Mediterranean stream (Sant Cugat stream, Barcelona)". *Limnetica*. 18(January 2016): 81-90.
- Bonada, N., Rieradevall, M. y Prat, N. (2007). "Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network". *Hydrobiologia*. 589(1): 91-106.
- Bork, J. y Hahn, H.J. (2008). "Groundwater and biodiversity" en *Arbeitsgruppe grundwasser ökologie (30.10.2008, Bonn)*. 1-2.
- Bork, J., Berkhoff, S.E., Bork, S. y Hahn, H.J. (2009). "Using subsurface metazoan fauna to indicate groundwater-surface water interactions in the Nakdong River floodplain, South Korea". *Hydrogeology Journal*. 17(1): 61-75.
- Botosaneanu, L. (1986). *Stygofauna Mundi*. Leiden (Países Bajos): Brill, E.J. (ed.).
- Boulton, A.J., Findlay, S., Marmonier, P., Stanley, E.H. y Valett, H.M. (1998). "The Functional Significance of the Hyporheic Zone in Streams and Rivers". *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29(1): 59-81.
- Boulton, A.J., Datry, T., Kasahara, T., Mutz, M. y Stanford, J.A. (2010). "Ecology and management of the hyporheic zone: stream-groundwater interactions of running waters and their floodplains". *Journal of the North American Benthological Society*. 29(1): 26-40.
- Boxshall, G.A. y Defaye, D. (2008). "Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater". *Hydrobiologia*. 595: 195-207.
- Brown, K.M. y Lydeard, C. (2010). "Mollusca: Gastropoda" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, J.H. Thorp y A.P. Covich. California: Academic Press.

- 277-306.
- Burrell, G.P. (2001). "*Hyporheic Ecology of Alluvial Rivers in Canterbury, New Zealand*". Tesis. Canterbury: University of Canterbury.
- Burton, S.M., Rundle, S.D. y Jones, M.B. (2001). "The relationship between trace metal contamination and stream meiofauna". *Environmental Pollution*. 111: 159-167.
- Buss, S.R., Cai, Z., Cardenas, B., Fleckenstein, J., Hannah, D.M., Hepell, K., Hulme, P.J., Ibrahim, T.G., Kaeser, D.H., Krause, S., Lawler, D.M., Lerner, D., Mant, J., Malcolm, I., Old, G., Parkin, G., Pickup, R., Pinay, G., Porter, J., Rhodes, G., Ritchie, A., Riley, J., Robertson, A., Sear, D., Shileds, B., Smith, J., Tellam, J. y Wood, P. (2009). "The Hyporheic Handbook. A handbook on the groundwater – surface water interface and hyporheic zone for environment managers", Environment Agency- Science report: SC050070. Bristol (Reino Unido). 280.
- Butturini, A. y Sabater, F. (1999). "Importance of transient storage zones for ammonium and phosphate retention in a sandy-bottom Mediterranean stream". *Freshwater Biology*. 41(3): 593-603.
- Butturini, A. y Sabater, F. (2000). "Seasonal variability of dissolved organic carbon in a Mediterranean stream". *Biogeochemistry*. 51: 303-321.
- Camacho, A.I. y Valdecasas, A.G. (2008). "Global diversity of syncarids (Syncarida; Crustacea) in freshwater". *Hydrobiologia*. 595(1): 257-266.
- Capderrey, C., Datry, T., Foulquier, A., Claret, C., y Malard, F. (2013). "Invertebrate distribution across nested geomorphic features in braided-river landscapes". *Freshwater Science*. 32(4): 1188-1204.
- Castañeda-Buendía, D. (2011). *Reobservación de la red geodésica de control de la presa de La Tajera*. Tesis. Madrid: Universidad Politécnica de Madrid.
- Chappuis, P.A. (1942). "Eine neue Methode zur Untersuchung der Grundwasser-fauna". *Acta Sci. Math. Nat. Kolozsvár*. 6: 3-7.
- Chappuis, P.A. (1946). "Un nouveau biotope de la faune souterraine aquatique". *Bull. Sci. Acad. Roum*. XXIX.
- CHT. (2005a). "Ficha SWB2. Caracterización de masas de agua superficial tipo río" en *Informe de los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua*, Confederación Hidrográfica del Tajo. Madrid (España). 1-223.
- CHT. (2005b). "Ficha GWB1. Caracterización de masas de agua subterránea" en *Informe de los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua*, Confederación Hidrográfica del Tajo. Madrid (España). 1-27.
- Codron, J.C.G.(2011). "Las interacciones biológicas" en *Universidad de Cantabria*. <<http://ocw.unican.es/ciencias-sociales-y-juridicas/biogeografia/materiales/tema-2/2.2.1-las-interacciones-biologicas>> [consulta:1 de abril de 2017]
- Connell, J.H. (1978). "Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs". *Science*. 199(4335): 1302-1310.
- Cornut, J.-F., Eme, D. y Malard, F. (2013). "The distribution of groundwater habitats in Europe". *Hydrogeology Journal*. 21(5): 949-960.
- Covich, A.P., Thorp, J.H. y Rogers, D.C. (2010). "Introduction to the Subphylum Crustacea" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. J.H. Thorp y A.P. Covich. California: Academic Press. 695-723.
- Cummings, K.S. y Graf, D.L. (2010). "Mollusca: Bivalvia" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. J.H. Thorp y A.P. Covich. California: Academic Press. 309-384.
- Danielopol, D.L., Pospisil, P. y Rouch, R. (2000). "Biodiversity in groundwater: A large-scale view". *Trends in Ecology and Evolution*. 15(6): 223-224.
- Danielopol, D.L., Creuzé des Châtelliers, M., Mösslacher, F., Pospisil, P. y Popa, R. (1994). "Adaptation of Crustacea to interstitial habitats: A practical agenda for ecological studies" en *Groundwater Ecology*. J. Gibert, D.L. Danielopol y J.A. Stanford. Londres: Academic Press. 217-243.
- Danielopol, D.L., Griebler, C., Gunatilaka, A., Hahn, H.J., Gibert, J., Mermillod-Blondin, F., Messana, G., Notenboom, J. y Sket, B. (2008). "Incorporation of Groundwater Ecology in Environmental Policy" en *Groundwater Science and Policy: An International Overview*. P. Quevauviller. Londres: Royal Society of Chemistry. 671-689.

- Datry, T., Malard, F. y Gibert, J. (2005). "Response of invertebrate assemblages to increased groundwater recharge rates in a phreatic aquifer". *Journal of the North American Benthological Society*. 24: 461-477.
- Deharveng, L., Stoch, F., Gibert, J., Bedos, A., Galassi, D., Zagmajster, M., Brancelj, A., Camacho, A., Fiers, F., Martin, P., Giani, N., Magniez, G. y Marmonier, P. (2009). "Groundwater biodiversity in Europe". *Freshwater Biology*. 54: 709-726.
- Descloux, S., Datry, T. y Marmonier, P. (2013). "Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a gradient of increasing streambed colmation by fine sediment". *Aquatic Sciences*. 75(4): 493-507.
- Descloux, S., Datry, T. y Usseglio-Polatera, P. (2014). "Trait-based structure of invertebrates along a gradient of sediment colmation: Benthos versus hyporheos responses". *Science of the Total Environment*. 466-467: 265-276.
- DeWalt, R.E., Resh, V.H. y Hilsenhoff, W.L. (2010). "Diversity and Classification of Insects and Collembola" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, H. Thorp y A.P. Covich. San Diego, California, EE.UU. 587-657.
- Di Lorenzo, T., Stoch, F. y Galassi, D.M.P. (2013). "Incorporating the hyporheic zone within the river discontinuum: Longitudinal patterns of subsurface copepod assemblages in an Alpine stream". *Limnologica*. 43(4): 288-296.
- Di Lorenzo, T., Cifoni, M., Lombardo, P., Fiasca, B. y Galassi, D.M.P. (2014). "Ammonium threshold values for groundwater quality in the EU may not protect groundwater fauna: evidence from an alluvial aquifer in Italy". *Hydrobiologia*. 743: 139-150.
- Di Lorenzo, T., Di Marzio, W.D., Cifoni, M., Fiasca, B., Baratti, M., Sáenz, M.E. y Galassi, D.M.P. (2015). "Temperature effect on the sensitivity of the copepod *Eucyclops serrulatus* (crustacea, copepoda, cyclopoida) to agricultural pollutants in the hyporheic zone". *Current Zoology*. 61(4): 629-640.
- Dodson, S.L., Cáceres, C.E. y Rogers, D.C. (2010). "Cladocera and Other Branchiopoda". *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, H. Thorp y A.P. Covich. San Diego, California, EE.UU. 773-827.
- Dole-Olivier, M.-J. (2011). "The hyporheic refuge hypothesis reconsidered: A review of hydrological aspects". *Marine and Freshwater Research*. 62(11): 1281-1302.
- Dole-Olivier, M.-J., Marmonier, P. y Befly, J.-L. (1997). "Response of invertebrates to lotic disturbance: Is the hyporheic zone a patchy refugium?". *Freshwater Biology*. 37(2): 257-276.
- Dole-Olivier, M.-J., Malard, F. y Gibert, J. (2004). "Environmental gradients in ground waters. Main Factors driving the composition of stygobiotic assemblages at a regional scale" en *Symposium on world subterranean biodiversity December 2004* (Lyon, Francia). University Claude Bernard of Lyon. 79-83.
- Dole-Olivier, M.-J., Galassi, D.M.P., Marmonier, P. y Creuzé des Châtelliers, M. (2000). "The biology and ecology of lotic microcrustaceans". *Freshwater Biology*. 44: 63-91.
- Dole-Olivier, M.-J., Malard, F., Martin, D., Lefébure, T. y Gibert, J. (2009). "Relationships between environmental variables and groundwater biodiversity at the regional scale". *Freshwater Biology*. 54(4): 797-813.
- Dole-Olivier, M.-J., Maazouzi, C., Cellot, B., Fiers, F., Galassi, D.M.P., Claret, C., Martin, D., Mérigoux, S. y Marmonier, P. (2014). "Assessing invertebrate assemblages in the subsurface zone of stream sediments (0-15 cm deep) using a hyporheic sampler". *Water Resources Research*. 50: 1-13.
- Doledec, S. y Statzner, B. (2010). "Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments". *Journal of the North American Benthological Society*. 29(1): 286-311.
- Donahue, I. y Irvine, K. (2003). "Effects of sediment particle size composition on survivorship of benthic invertebrates from Lake Tanganika, Africa". *Archiv für Hydrobiologie*. 157: 131-144.
- Dudley, W.D. (2003). "The brackishwater hyporheic zone: Invertebrate community structure across a novel ecotone". *Hydrobiologia*. 510: 153-173.
- Dussart, B.H. y Defaye, D. (2001). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. 16. - Introduction to the Copepoda*. Leiden (Países Bajos): Backhuys Publishers.
- Dussart, B.H. y Defaye, D. (2006). *World Directory of Crustacea Copepoda of Inland waters II - Cyclopoiformes*. Leiden (Países Bajos): Backhuys Publishers.

- Eme, D., Zagmajster, M., Fiser, C., Galassi, D., Marmonier, P., Stoch, F., Cornu, J.F., Oberdorff, T. y Malard, F. (2015). "Multi-causality and spatial non-stationarity in the determinants of groundwater crustacean diversity in Europe". *Ecography*. 38(5): 531-540.
- EPA. (2001). *Parameters of Water Quality - Interpretation and Standards*. Dublin (Irlanda): Environmental Protection Agency, EPA.
- Fernández, H.R. (2004). "Does wrong precedence assignment lead to underestimates in groundwater biodiversity?". *Ecología austral*. 14: 77-81.
- Findlay, S. y Sobczak, W.V. (2000). "Microbial communities in hyporheic sediments" en *Streams and Ground Waters*, J.B. Jones y P.J. Mulholland. San Diego (California) EE.UU. 287-306.
- Fisher, S.G., Grimm, N.B., Martí, E., Holmes, R.M. y Jones, J.B. (1998). "Material Spiraling in Stream Corridors: A Telescoping Ecosystem Model". *Ecosystems*. 1: 19-34.
- Fowler, R.T. y Death, R.G. (2001). "The effect of environmental stability on hyporheic community structure". *Hydrobiologia*. 445: 85-95.
- Fowler, R.T. y Scarsbrook, M.R. (2002). "Influence of hydrologic exchange patterns on water chemistry and hyporheic invertebrate communities in three gravelbed rivers". *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 36(3): 471-482.
- Franken, R.J.M., Storey, R.G. y Williams, D.D. (2001). "Biological, chemical and physical characteristics of downwelling and upwelling zones in the hyporheic zone of a north-temperate stream". *Hydrobiologia*. 444: 183-195.
- Fryer, G. (1957). "The food of some freshwater cyclopoid copepods and its ecological significance". *Journal of Animal ecology*. 26(2): 263-286.
- Fryer, G. (1980). "Acidity and species diversity in freshwater crustacean faunas". *Freshwater Biology*. 10: 41-45.
- Galassi, D.M.P. (2001). "Groundwater copepods: diversity patterns over ecological and evolutionary scales". *Hydrobiologia*. 453/454: 227-253.
- Galassi, D., Huys, R. y Reid, J. (2009). "Diversity, ecology and evolution of groundwater copepods". *Freshwater Biology*. 54: 691-708.
- Gasith, A. y Resh, V.H. (1999). "Streams in mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events". *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 30: 51-81.
- Gibert, J. y Deharveng, L. (2002). "Subterranean Ecosystems: A Truncated Functional Biodiversity". *BioScience*. 52(6): 473-481.
- Gibert, J., Danielopol, D.L. y Stanford, A. (1994). *Groundwater ecology*. San Diego, California (EE.UU): Academic Press.
- Gibert, J., Danielopol, D.L. y Stanford, J.A. (1994). *Groundwater Ecology*. Nueva York: Academic Press.
- Gibert, J., Culver, D.C., Dole-Olivier, M.-J., Malard, F., Christman, M.C. y Deharveng, L. (2009). "Assessing and conserving groundwater biodiversity: Synthesis and perspectives". *Freshwater Biology*. 54(4): 930-941.
- Gilvear, D.J., Rundle, S.D. y Griffin, I. (2007). "River biodiversity: a preliminary study of the hyporheos of Scottish gravel bed rivers" en *Scottish Natural Heritage Commissioned Report N° 216 (ROAME N° FO5AC604)*. Edimburgo.
- Gortazar, J., Parasiewicz, P., Alonso-Gonzalez, C. y Garcia de Jalon, D. (2011). "Physical habitat assessment in the Tajuna river (Spain) by means of Physical habitat assessment in the Taju na the MesoHABSIM approach". *Limnetica*. 30(2): 379-392.
- Gourbault, N. y Lescher-Moutoué, F. (1979). "Faune des eaux souterraines de majorque". *Publicació d'espeleologia*. 5-6: 43-54.
- Govedich, F.R., Bain, B.A., Moser, W.E., Gelder, S.R., Davies, R.W. y Brinkhurst, R.O. (2010). "Annelida (Clitellata): Oligochaeta, Branchiobdellida, Hirudinida, and Acanthobdellida" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, J.H. Thorp y A.P. Covich. San Diego, California, EE.UU. 385-436.
- Graillot, D., Paran, F., Bornette, G., Marmonier, ., Piscart, C. y Cadilhac, L. (2014). "Coupling groundwater modeling and biological indicators for identifying river / aquifer exchanges". *SpringerPlus*. 3(68): 1-14.
- Hancock, P.J. (2002). "Human impacts on the stream-groundwater exchange zone". *Environmental Management*. 29(6): 763-781.
- Hancock, P.J. y Boulton, A.J. (2008). "Stygofauna biodiversity and endemism in four alluvial

- aquifers in eastern Australia". *Invertebrate Systematics*. 22(2): 117-126.
- Hancock, P.J., Boulton, A.J. y Humphreys, W.F. (2005). "Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater". *Hydrogeology Journal*. 13: 98-111.
- Hancock, P.J., Boulton, A.J. y Humphreys, W.F. (2005). "Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater". *Hydrogeology Journal*. 13(1): 98-111.
- Harding, J.S., Benfield, E.F., Bolstad, P.V., Helfman, G.S. y Jones, E.B. (1998). "Stream biodiversity: the ghost of land use past.". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 95(25): 14843-14847.
- Harding, J.S., Young, R.G., Hayes, J.W., Shearer, K.A. y Stark, J.D. (1999). "Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum". *Freshwater Biology*. 42(2): 345-357.
- Hendricks, S.P. (1993). "Microbial ecology of the hyporheic zone: a perspective integrating hydrology and biology". *Journal of the North American Benthological Society*. 12: 70-78.
- Hernández Fernández, S. (2002). "Interferencia de los embalses, y su régimen de explotación, con algunos procesos y especies relacionados con la fauna" en *Congreso Internacional de Conservación y Rehabilitación de Presas (11-13 de Noviembre de 2002, Madrid)*. 1-8.
- Hershkovitz, Y. y Gasith, A. (2013). "Resistance, resilience, and community dynamics in mediterranean-climate streams". *Hydrobiologia*. 719(1): 59-75.
- Hose, G.C., Jones, P. y Lim, R.P. (2005). "Hyporheic macroinvertebrates in riffle and pool areas of temporary streams in south eastern Australia". *Hydrobiologia*. 532(1): 81-90.
- Hunt, G.W. y Stanley, E.H. (2003). "Environmental factors influencing the composition and distribution of the hyporheic fauna in Oklahoma streams: Variation across ecoregions". *Archiv für Hydrobiologie*. 158(1): 1-23.
- Ibañez, J.J., Perez-Gonzalez, A., Jimenez-Ballesta, R., Saldana, A. y Gallardo-Diaz, J. (1994). "Evolution of fluvial dissection landscapes in Mediterranean environments. Quantitative estimates and geomorphological, pedological and phytocenotic repercussions". *Zeitschrift für Geomorphologie*. 38(1): 105-119.
- Iepure, S. y Selescu, L. (2009). "Relationship between heavy metals and hyporheic invertebrate community structure in the middle basin of the Aries River (Transylvania, north-western Romania)". *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*. 7: 125-148.
- Iepure, S., Martínez-Hernández, V., Herrera, S., **Rasines-Ladero, R.** y de Bustamante, I. (2013). "Response of microcrustacean communities from the surface-groundwater interface to water contamination in urban river system of the Jarama basin (central Spain)". *Environmental Science and Pollution Research*. 20(8): 5813-5826.
- Iepure, S., Meffe, R., Carreño, F., **Rasines-Ladero, R.** y de Bustamante, I. (2014). "Geochemical, geological and hydrological influence on ostracod assemblages distribution in the hyporheic zone of two Mediterranean rivers in central Spain". *International Review of Hydrobiology*. 99(6): 435-449.
- Karaman, S. (1935). "Die Fauna unterirdischen Gewässer Jugoslawiens". *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. 7: 46-73.
- Karaytug, S. (1999). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. 14.- *Genera Paracyclops, Ochrudacyclops and Key to the Eucyclopinae*. Leiden (Países Bajos): Backhuys Publishers.
- Karaytug, S., Defaye, D. y Boxshall, G.A. (1998). "Two new species of Paracyclops (Copepoda: Cyclopoida, Cyclopidae) from Africa". *Hydrobiologia*. 382: 119-136.
- Kondolf, G.M. (1997). "Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels". *Environmental Management*. 21(4): 533-551.
- Korbel, K.L. y Hose, G.C. (2015). "Habitat, water quality, seasonality, or site? Identifying environmental correlates of the distribution of groundwater biota". *Freshwater Science*. 34(1): 329-343.
- Lafont, M. y Vivier, A. (2006). "Oligochaete assemblages in the hyporheic zone and coarse surface sediments: Their importance for understanding of ecological functioning of watercourses". *Hydrobiologia*. 564(1 SPEC. ISS.): 171-181.
- Lautz, L.K., Siegel, D.I. y Bauer, R.L. (2006). "Impact of debris dams on hyporheic interaction along a semi-arid stream". *Hydrological Processes*. 20(1): 183-196.
- Leigh, C., Stubbington, R., Sheldon, F. y Boulton, A.J. (2013). "Hyporheic invertebrates as bioindicators of ecological health in temporary rivers: A meta-analysis". *Ecological*

Indicators. 32: 62-73.

- López López, P., Maiorano, L., Falcucci, A., Barba, E. y Boitani, L. (2011). "Hotspots of species richness, threat and endemism for terrestrial vertebrates in SW Europe". *Acta Oecologica*. 37(5): 399-412.
- Lozano Gutierrez-Ravé, E., López Martín, M., Ruiz Herrero, L., Castro Quiles, A. y Ruiz Hernández, J.M. (2009). "Apoyo a la caracterización adicional de las masas de agua subterránea en riesgo de no cumplir los objetivos medioambientales en 2015 (Demarcación Hidrográfica del Tajo)" en *Encomienda de gestión para la realización de trabajos científico-técnicos de apoyo a la sostenibilidad y protección de las aguas subterráneas. (Actividad 2)*, M. Varela Sánchez, J.M. Murillo Díaz, J.C. Rubio Campos, M. Gómez Sánchez, A. Batlle Gargallo, S. Casas Ruíz, E.I. Castillo Pérez, A. Padilla Benítez, J.A. Navarro, J.M. Esnaola Navarro. Madrid (España). 1-42.
- Lozano Gutierrez-Ravé, E., López Martín, M., Ruiz Herrero, L., Castro Quiles, A. y Ruiz Hernández, J.M. (2007). "Capítulo V. D.H. 0.31 TAJO. Memoria Resumen". en *Encomienda de gestión para la realización de trabajos científico-técnicos de apoyo a la sostenibilidad y protección de las aguas subterráneas. (Actividad 4)*, M. Varela Sánchez, J.M. Murillo Díaz, J.C. Rubio Campos, M. Gómez Sánchez, A. Batlle Gargallo, S. Casas Ruíz, E.I. Castillo Pérez, A. Padilla Benítez, J.A. Navarro, J.M. Esnaola Navarro. Madrid (España). 137-157.
- MAGRAMA. (2015). *Sistema Integrado de Información del Agua (SIA)*. <<http://servicios2.marm.es/sia/visualizacion/descargas/mapas.jsp>> [Consulta: 10 de mayo de 2015].
- Maier, G. (1995). "Mating frequency and interspecific matings in some freshwater cyclopoid copepods". *Oecologia*. 101(2): 245-250.
- Maier, G. (1998). "Differential success of cyclopoid copepods in the pelagic zone of eutrophic lakes". *Journal of Marine Systems*. 15(1-4): 135-138.
- Malard, F. (2004). "Interstitial Fauna" en *Ecology of a Glacial Floodplain*, J.V. Ward y U. Uehinger. Países Bajos.
- Malard, F., Plénet, S. y Gilbert, J. (1996). "The use of invertebrates in groundwater monitoring: a rising research field". *Ground Water Monitoring and Remediation*. 16: 103-113.
- Maltchik, L. y Mollá, S. (1994). "Nutrient dynamics in hyporheic zone in a Mediterranean stream in Sierra Morena (SW Spain)". *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 1434-1437.
- Marmonier, P., Archambaud, G., Belaidi, N., Bougon, N., Breil, P., Chauvet, E., Claret, C., Cornut, J., Detry, T., Dole-Olivier, M.-J., Dumont, B., Flipo, N., Foulquier, A., Gérino, M., Guilpart, A., Julien, F., Maazouzi, C., Martin, D., Mermillod-Blondin, F., Montuelle, B., Namour, Ph., Navel, S., Ombredane, D., Pelte, T., Piscart, C., Pusch, M., Stroffek, S., Robertson, A., Sanchez-Pérez, J.-M., Sauvage, S., Taleb, A., Wantzen, M. y Vervier, Ph. (2012). "The role of organisms in hyporheic processes: gaps in current knowledge, needs for future research and applications". *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 48: 253-266.
- Martínez-Bastida, J.J. (2009). *El nitrógeno en las aguas subterráneas de la Comunidad de Madrid: Descripción de los procesos de contaminación y desarrollo de herramientas para la designación de zonas vulnerables*. Tesis. Madrid: Universidad de Alcalá.
- Martínez-Bastida, J.J., Arauzo, M. y Valladolid, M. (2006). "Contaminación por nitrato del acuífero aluvial" en *Ecología y conservación del Río Henares y sus tributarios*, J. Camargo. Departamento de ecología-UAH (Madrid, España). 23-34.
- Maurice, L. (2009). "Groundwater ecology literature review" en British Geological Survey (Open Report OR/09/061). Scottish Natural Heritage Commissioned. Inglaterra.
- Meleg, I., Cîmpean, M. y Pavelescu, C. (2009). "Hyporheic fauna from interstitial of the Someş river basin (Transylvania, northwestern Romania)". *Trav. Inst. Spéol. «Émile Racovitza»*. 48: 45-48.
- Mellado Díaz, A., Suárez Alonso, M.L. y Vidal-Abarca Gutiérrez, M.R. (2008). "Biological traits of stream macroinvertebrates from a semi-arid catchment: patterns along complex environmental gradients". *Freshwater Biology*. 53: 1-21.
- Melnik, N. G., Sheveleva, N.G. y Pomazkova, G.I. (1998). "Distribution of planktonic copepods of Lake Baikal". *Journal of Marine Systems*. 15: 149-153.
- Mercado-Salas, N.F. y Suárez-Morales, E. (2012). "Morfología, diversidad y distribución de los Cyclopoida (Copepoda) de zonas áridas del centro-norte de México. II Eucyclopinæ y análisis biogeográfico". *Hidrobiologica*. 22(2): 99-124.

- Moldovan, O.T., Levei, E., Marin, C., Banciu, M., Banciu, H.L., Pavelescu, C., Brad, T., Cîmpean, M., Meleg, I., Iepure, S. y Povara, I. (2011). "Spatial distribution patterns of the hyporheic invertebrate communities in a polluted river in Romania". *Hydrobiologia*. 669(1): 63-82.
- Mollá, S., Maltchik, L. y Casado, C. (1994). "Primeros datos sobre el metabolismo de un arroyo temporal mediterráneo en Sierra Morena (Córdoba)". *Limnetica*. 10: 59-67.
- Montgomery, D.R. y Buffington, J.M. (1998). "Channel Processes, Classification, and Response" en *River Ecology and Management*, R. Naiman y R. Bilby. Nueva York (EE.UU). 13-42.
- Mori, N. 2008. *The impact of gravel extraction on hyporheic ecology: a case study of the Bača river (W Slovenia)*. Tesis. Eslovenia: University of Nova Gorica.
- Mori, N. y Brancelj, A. (2011). "Invertebrate drift during in-stream gravel extraction in the River Bača, Slovenia". *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*. 178(2): 121-130.
- Mori, N., Simčič, T., Lukančič, S. y Brancelj, A. (2011). "The effect of in-stream gravel extraction in a pre-alpine gravel-bed river on hyporheic invertebrate community". *Hydrobiologia*. 667(1): 15-30.
- Mösslacher, F. (1998). "Subsurface Dwelling Crustaceans as Indicators of Hydrological Conditions, Oxygen Concentrations, and Sediment Structure in an Alluvial Aquifer". *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*. 83(4): 349-364.
- Mugnai, R., Messana, G. y di Lorenzo, T. (2015). "The hyporheic zone and its functions: Revision and research status in Neotropical regions". *Brazilian Journal of Biology*. 75(3): 524-534.
- Navarro Alvaronzález, A., Germández Uría, A. y Doblas Domínguez, J.G. (1993). "Cuenca del Tajo" en *Las aguas subterráneas en España*, IGME. Madrid (España). 216-230.
- Nelson, D.R., Guidetti, R. y Rebecchi, L. (2010). "Tardigrada" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, J.H. Thorp y A.P. Covich. San Diego (EE.UU). 455-484.
- Omesová, M. y Helešic, J. (2010). "Organic matter and fine grains as possible determinants of spatial and seasonal variability in bed sediment fauna: A case study from a Hercynian gravel stream". *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*. 40(4): 307-314.
- Orghidan, T. (1959). "Ein neuer Lebensraum des unterirdischen Wassers: der hyporheische Biotop". *Archiv für Hydrobiologie*. 55: 392-414.
- Orghidan, T. (2010). "A new habitat of subsurface waters: the hyporheic biotope". *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*. 176(4): 291-302.
- Pacioglu, Octavian y Moldovan, Oana Teodora. 2016. "Response of invertebrates from the hyporheic zone of chalk rivers to eutrophication and land use". *Environmental Science and Pollution Research*. 23(November): 4729.
- Pinel-Alloul, B. y Mimouni, E.-A. (2013). "Are cladoceran diversity and community structure linked to spatial heterogeneity in urban landscapes and pond environments?". *Hydrobiologia*. 715(1): 195-212.
- Poinar Jr. y George O. (2010). "Nematoda and Nematomorpha" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, J.H. Thorp y A.P. Covich. San Diego (EE.UU). 237-276.
- Pozo, J. y Elosegui, A. (2009). "El marco físico: la cuenca" en *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*, A. Elosegui y S. Sabater. Bilbao (España). 39-49.
- Pryce, D., Willby, N. y Givear, D. 2010. "An investigation into the hyporheic zone of gravel bed rivers in Scotland and its associated fauna" en *British Geological Survey (Open Report OR/09/061)*. Scottish Natural Heritage Commissioned. Inglaterra.
- Ran, L., Lu, X.X., Sun, H., Han, J., Li, R. y Zhang, J. (2013). "Spatial and seasonal variability of organic carbon transport in the Yellow River, China". *Journal of Hydrology*. 498: 76-88.
- Rasines-Ladero, R.** (2011). "Determinación del estado de las aguas del río Jarama y comparación entre índice biológicos de calidad ecológica" en *Máster Universitario en hidrología y gestión de los recursos hídricos - Proyectos 2011*, Universidad de Alcalá y Universidad Rey Juan Carlos. Madrid (España). 61-89.
- Rasines-Ladero, R.** (2015). "El uso de los microcrustáceos como indicadores biológicos de calidad ecológica en la zona hiporréica" en *REMTAVARES*, 28 de Abril de 2015. <<http://www.madrimasd.org/blogs/remtavares/2015/04/28/132216>> [Consulta: 28 de julio de 2016].
- Rasines-Ladero, R.** (2016). "La zona hiporreica en la región mediterránea (Península Ibérica):

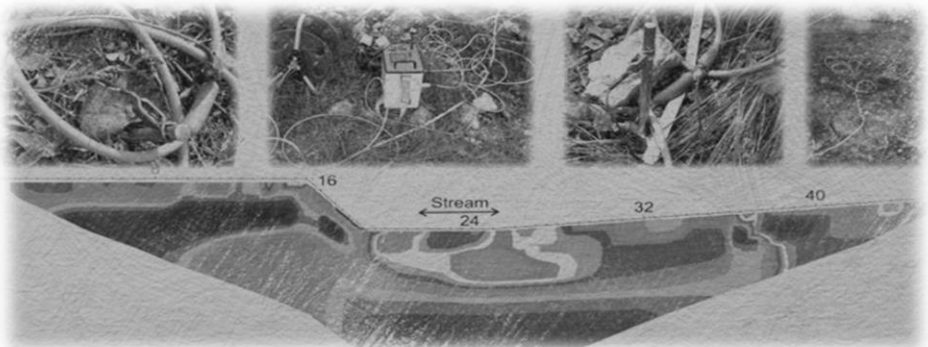
- importancia ecológica y su integración en la gestión hídrica" en *REMTAVARES*, 10, Octubre de 2016. <<http://www.madrimasd.org/blogs/remtavares/2016/10/10/132822>> [Consulta: 20 de noviembre de 2016].
- Rasines-Ladero, R.** y Iepure, S. (2016). "Parent lithology and organic matter influence the hyporheic biota of two Mediterranean rivers in central Spain". *Limnetica*. 35(1): 19-36.
- Reid, J.W. y Williamson, C.E. (2010). "Copepoda" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, J.H. Thorp y A.P. Covich. San Diego (EE.UU). 829-899.
- Richardson, J., McDermott, M.J., Robertson, A.L., Shaw, P.J. y Milner, A.M. (2010). "The hyporheic assemblage of a recently formed stream following deglaciation in Glacier Bay, Alaska, USA". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 67(2): 304-313.
- Rinderhagen, M., Ritterhoff, J. y Zauke, G.P. (2000). "Crustaceans as bioindicators". *Biomonitoring of Polluted Water-Reviews on Actual Topics*. 9(II): 161-194.
- Robertson, A.L. (2000). "Lotic meiofaunal community dynamics: colonisation, resilience and persistence in a spatially and temporally heterogeneous environment". *Freshwater Biology*. 44(1): 135-147.
- Robertson, A.L. (2002). "Changing times: the temporal dynamics of freshwater benthic microcrustacea". *Freshwater Meiofauna: Biology and Ecology*. : 261-278.
- Robertson, A.L. y Wood, P.J. (2010). "Ecology of the hyporheic zone: origins, current knowledge and future directions". *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*. 176(April): 279-289.
- Robertson, A.L., Lancaster, J., Belyea, L.R. y Hildrew, A.G. (1997). "Hydraulic habitat and the assemblage structure of stream benthic microcrustacea". *Journal of the North American Benthological Society*. 16 (3): 562-575.
- Roxburgh, S.H., Shea, K. y Wilson, J.B. (2004). "The intermediate disturbance hypothesis: Patch dynamics and mechanisms of species coexistence". *Ecology*. 85(2): 359-371.
- Rundle, S.D. y Hildrew, A.G. (1990). "The distribution of micro-arthropods in some southern English streams: the influence of physicochemistry". *Freshwater Biology*. 23(3): 411-431.
- Rundle, S.D. y Ormerod, S.J. (1991). "The influence of chemistry and habitat features on the microcrustacea of some upland Welsh streams". *Freshwater Biology*. 26(3): 439-451.
- Sabater, F. (1986). "Some interstitial species of the crustacean communities of the Ter and Ebre rivermouths (NE Spain)". *Miscellanea Zoológica*. 10: 113-119.
- Sabater, F. y Vila, P.B. (1991). "The hyporheic zone considered as an ecotone". *Oecologia aquatica*. 10: 35-43.
- Sabater, S., Guasch, H., Marti, E., Armengol, J., y Sabater, F. (1992). "The Ter, A Mediterranean River system in Spain". *Limnetica*. 8: 141-149.
- SAIH-Tajo. 2014. *Sistema Automático de Información Hidrológica – Confederación Hidrográfica del Tajo*. <<http://saihtajo.chtajo.es>>. [Consulta: 11 de Enero de 2014].
- Särkkä, J., Levonen, L. y Mäkelä, J. (1998). "Harpacticoid and cyclopoid fauna of groundwater and springs in southern Finland". *Journal of Marine Systems*. 15: 155-161.
- Schmidt, S.I., Hahn, H.J., Hatton, T.J. y Humphreys, W.F. (2007). "Do faunal assemblages reflect the exchange intensity in groundwater zones?". *Hydrobiologia*. 583(1): 1-19.
- Schmidt, S.I., Hellweg, J., Hahn, H.J., Hatton, T.J. y Humphreys, W.F. (2007). "Does groundwater influence the sediment fauna beneath a small, sandy stream?". *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*. 37(2): 208-225.
- Schmitt, T. y Varga, Z. (2012). "Extra-Mediterranean refugia: The rule and not the exception?". *Frontiers in Zoology*. 9(1): 22.
- Seminara, M., Vagaggini, D. y Stoch, F. (2015). "Long-term monitoring of astatic water bodies: microcrustaceans as indicators of hydroperiod length in ponds and pools". *Rendiconti Lincei*. 25(3): 345-352.
- Shapouri, M., da Fonseca, C.L., Iepure, S., Stgter, T., Ribeiro, L. y Silva, A. (2015). "The variation of stygofauna along a gradient of salinization risk in a coastal Mediterranean aquifer". *Hydrology Research*. 47(1):89-103.
- Sket, B. (1999). "The nature of biodiversity in hypogean waters and how it is endangered". *Biodiversity and Conservation*. 8(10): 1319-1338.
- Smith, A.J. y Delorme, L.D. (2010). "Ostracoda" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, J.H. Thorp y A.P. Covich. San Diego (EE.UU). 725-771.
- Smith, I.M., Cook, D.R. y Smith, B.P. (2010). "Water Mites (Hydrachnidiae) and Other Arachnids"

- en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, H. Thorp y A.P. Covich. San Diego, California, EE.UU. 485-586.
- Sola, Ana; Longás, José Francisco; Serrano, Susana; y Guinea, Almudena. 1996. "Influence of environmental characteristics on the distribution of ciliates in the River Henares (Central Spain)". *Hydrobiologia*. 324: 237-252.
- Sophocleous, M. (2002). "Interactions between groundwater and surface water: The state of the science". *Hydrogeology Journal*. 10(1): 52-67.
- Stanford, J.A. y Ward, J.V. (1993). "An Ecosystem Perspective of Alluvial Rivers: Connectivity and the Hyporheic Corridor". *Journal of the North American Benthological Society*. 12(1): 48-60.
- Statzner, B. y Bêche, L.A. (2010). "Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems?". *Freshwater Biology*. 55: 80-119.
- Stein, H., Kellermann, C., Schmidt, S.I., Briemann, H., Steube, C., Berkhoff, S.E., Fuchs, A., Hahn, H.J., Thulin, B. y Griebler, C. (2010). "The potential use of fauna and bacteria as ecological indicators for the assessment of groundwater quality". *Journal of environmental monitoring: JEM*. 12: 242-254.
- Stoch, F., Fiasca, B., Di Lorenzo, T., Porfirio, S., Petitta, M. y Galassi, D.M.P. (2016). "Exploring copepod distribution patterns at three nested spatial scales in a spring system: habitat partitioning and potential for hydrological bioindication". *Journal of Limnology*. 75(1): 1-13.
- Strayer, D.L. (1994). "Limits to biological distributions in groundwater" en *Groundwater Ecology*, J. Gibert, D.L. Danielopol y J.A. Stanford. San Diego, California (EE.UU). 287-310.
- Stubbington, R., Wood, P.J. y Reid, I. (2011). "Spatial variability in the hyporheic zone refugium of temporary streams". *Aquatic Sciences*. 73(4): 499-511.
- Thorp, J.H. y Covich, A.P. (2010). "An Overview of Inland Aquatic Habitats". *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, H. Thorp y A.P. Covich. San Diego, California, EE.UU : 25-47.
- Tione, M.L., Bedano, J.C. y Blarasin, M.T. (2011). "Comunidades de invertebrados en aguas subterráneas y su relación con variables ambientales". *Ecología Austral*. 21(1): 87-100.
- Tomlinson, M. y Boulton, A. (2008). *Subsurface groundwater dependent ecosystems: a review of their biodiversity, ecological processes and ecosystem services*. Canberra (Australia): Waterlines Occasional Paper - the National Water Commission.
- Torres, A, Conty, A. y Relaño, C. (2010). *Atlas de macroinvertebrados de la Cuenca del Tajo. Cuenca Hidrográfica del Tajo*. Madrid (España): Confederación Hidrográfica del Tajo.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P. y Tachet, H. (2000). "Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?". *Hydrobiologia*. 422/423: 153-162.
- Valett, H.M., Morrice, J.A., Dahm, C.N. y Campana, M.E. (1996). "Parent lithology, surface-groundwater exchange, and nitrate retention in headwater streams". *Limnology and Oceanography*. 41(2): 333-345.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. y Cushing, C.E. (1980). "The River Continuum Concept". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37(1): 130-137.
- Vidal-Abarca Gutiérrez, M.R. y Suárez Alonso, M.L. (2011). "Ríos y riberas" en *Evaluación de los ecosistemas del milenio de España - Ecosistemas y biodiversidad de España para el bienestar humano*, J. Navacerrada. Madrid. 461-544.
- Ward, A.S. (2016). "The evolution and state of interdisciplinary hyporheic research". *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*. 3(1): 83-103.
- Ward, J.V. (1989). "The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems". *Journal of the North American Benthological Society*. 8(1): 2-8.
- Ward, J.V. (1992). *Aquatic Insect Ecology. Biology And Habitat*. Nueva York (EE.UU): John Wiley and Sons Inc.
- Ward, J.V., Bretschko, G., Brunke, M., Danielopol, D., Gibert, J., Gonser, T. y Hildrew, A.G. (1998). "The boundaries of river systems: the metazoan perspective". *Freshwater Biology*. 40: 531-569.
- Webster, J.R. y Patten, B.C. (1979). "Effects of watershed perturbation on stream Potassium and Calcium dynamics". *Ecological Monographs*. 49(1): 51-72.
- Wiens, J.A. (1989). "Spatial scaling in ecology". *Functional Ecology*. 3(4): 385-397.
- Wiens, J.A., Addicott, J.F., Case, T.J. y Diamond, J. (1986). "The importance of spatial and temporal scale in ecological investigations" en *Community Ecology*, J. Diamond y T.J.

- Case. Nueva York. 145-153.
- Williams, D.D. y Hynes, H.B.N. (1974). "The occurrence of benthos deep in the substratum of a stream". *Freshwater Biology*. 4(3): 233-256.
- Wood, P.J., Boulton, A.J., Little, S. y Stubbington, R. (2010). "Is the hyporheic zone a refugium for aquatic macroinvertebrates during severe low flow conditions?". *Fundamental and Applied Limnology*. 176(4): 377-390.
- Wood, P.J., Gunn, J. y Rundle, S.D. (2008). "Response of benthic cave invertebrates to organic pollution events". *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 18(April 2007): 909-922.
- Worrall, F. y Burt, T. (2004). "Time series analysis of long-term river dissolved organic carbon records". *Hydrological Processes*. 18(5): 893-911.
- Ylla, I., Sanpera-Calbet, I., Vázquez, E., Romaní, A.M., Muñoz, I., Butturini, A. y Sabater, S. (2010). "Organic matter availability during pre- and post-drought periods in a Mediterranean stream". *Hydrobiologia*. 657(1): 217-232.
- Zibrat, U. (2012). *Development of a new Biotic Index based on hyporheic fauna for water quality determination in lotic ecosystems*. Tesis. Eslovenia: Graduate School, Nova Gorica University. 1-83.

CAPÍTULO 5

El uso de la tomografía de resistividad eléctrica y la fauna para evaluar los intercambios hídricos en la zona hiporreica



*“Olvidamos que el ciclo del agua y el ciclo de la vida son uno mismo”
(Jacques Y. Cousteau)*

5.1. Introducción y objetivos

En la zona hiporreica (ZH) los procesos de intercambio hidráulico entre las aguas superficiales y subterráneas suponen uno de los principales factores que condicionan las características, tanto abióticas como bióticas, en la misma; así como la calidad ecológica asociada al ambiente hiporreico y a los ecosistemas relacionados con él. Estos intercambios tienen lugar en las tres dimensiones espaciales, vertical, lateral y longitudinal; además de en la dimensión temporal (Orghidan, 1959; Ward, 1989; Boulton, 2000; Bencala, 2005).

A escala de cuenca, los procesos de intercambio hidrológico dependen de las propiedades relacionados con la geología, la formación de la cuenca hidrográfica, la hidrología, la climatología, la hidrogeomorfología y con las actividades antrópicas, que suponen un elemento externo que condiciona y afecta al resto (Dole-Olivier, 1998; Ward et al., 1998; Buss et al., 2009). De entre todos ellos, los principales factores que afectan a dichos intercambios corresponden a la precipitación, evapotranspiración (EVT), relieve, pendiente y el tipo de sedimento (litología) (Gore, 1996; Ward et al., 1998; Sear et al., 1999; Hancock, 2002; Sophocleous, 2002; Boano et al., 2014). A escala local, los intercambios hidrológicos vienen condicionados por la permeabilidad, porosidad, estructura y composición granulométrica de los sedimentos que conforman el ambiente hiporreico. La porosidad, no solo depende del tamaño del grano sino también de su morfología, rugosidad y tipo de empaquetado (Brunke, 1998); mientras que la permeabilidad se relaciona también con la intensidad y dirección del gradiente hidráulico, las características químicas relacionadas con la adsorción de partículas de materia orgánica al sedimento, que puede disminuir la permeabilidad del mismo y biológicas, como por ejemplo las relacionadas con los movimientos de la fauna que modifican la estructura de los mismos (Danielopol, 1989; Brunke, 1998). El *efecto clogging* puede reducir la porosidad, además de la permeabilidad y la conductividad hidráulica en la zona hiporreica, influyendo también sobre el establecimiento de las comunidades bióticas. Estas propiedades no solo tienen importancia respecto a los intercambios de agua sino que igualmente lo tienen respecto al establecimiento de la fauna hiporreica, por condicionar su diversidad, la estructura de sus comunidades y/o distribución espacial de las mismas (Gibert et al., 1990; Vervier et al., 1992; Bravard et al., 1997; Boulton et al., 1998; Brunke, 1998; Ward et al., 1998; Thulin y Hahn, 2008; Omesová y Helešić, 2010; Braun et al., 2012; Zibrat, 2012; Buendía et al., 2013, 2014; Rasines-Ladero e Iepure, 2016).

En función a la dirección en que se produzcan los intercambios hidrológicos entre el ambiente superficial y subterráneo se generan dos situaciones, la de *upwelling*, o de surgencia de aguas subterráneas; y la de *downwelling*, o de infiltración de aguas superficiales hacia capas más profundas (Figura 5. 1) que supone otro de los factores relacionados con el establecimiento de la fauna de invertebrados en la zona hiporreica (Ward et al., 1998). En las zonas de *downwelling* se produce una mayor infiltración o descarga de las aguas superficiales hacia el ambiente hiporreico, provocando que sus aguas presenten unos contenidos mayores de oxígeno y temperaturas más variables, favoreciendo la aparición de especies más relacionadas con el ambiente superficial (estigoxenas) (Gibert et al., 1994; Graillet et al., 2014; Ward et al., 1998).

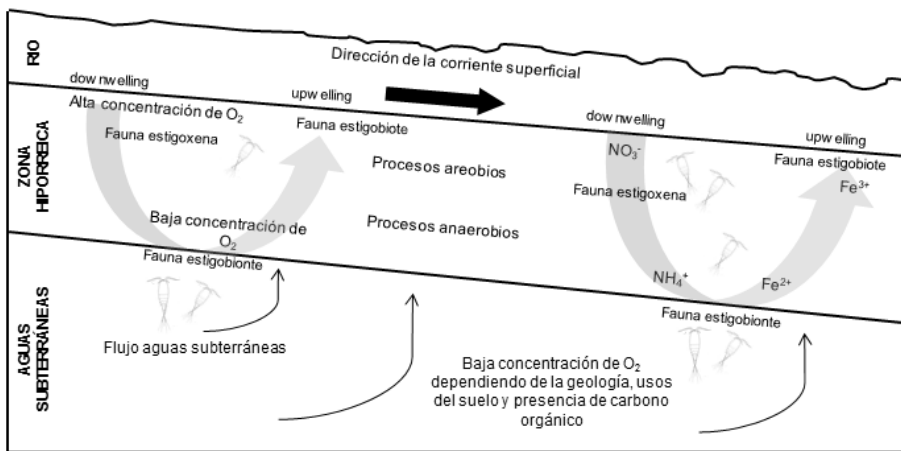


Figura 5. 1. Características ambientales asociadas a las zonas de *upwelling* y de *downwelling*. Fuente: adaptado de Winter et al. (1998).

Sin embargo, en las zonas de *upwelling* se generan unas variaciones que afectan a la presencia y composición de las comunidades hiporreicas. Entre dichas variaciones aparecen el enriquecimiento de nutrientes por acumulación y mineralización de los mismos, sobre todo cuando las aguas procedentes del ambiente subterráneo contienen una elevada concentración de nutrientes; la disminución en la concentración de oxígeno en las aguas del ambiente hiporreico, que adquiere una composición similar a aquellas asociadas al acuífero con el que se relaciona, y que presenta una mayor estabilidad respecto a la temperatura, a diferencia de lo que ocurre en las aguas superficiales (Buss et al., 2009; Coleman y Dahm, 1990). El mayor aporte de aguas subterráneas al medio hiporreico también evita la salinización y mejora la permeabilidad de los sedimentos. (Castella, 1987; Keller y Kondolf, 1990; Lafont et al., 1992; Brunke, 1998; Richardson et al., 2010; Zhou et al., 2014). Por tanto, en estas zonas, las

comunidades hiporreicas se componen por una mezcla de especies estigoxenas, estigofilas y estigobiontes (Gibert et al., 1994). Éstas últimas adquieren una especial importancia puesto que aparecen en la zona hiporreica como consecuencia de un transporte activo desde el acuífero; de modo que su presencia en el ambiente hiporreico puede ser indicadores de una descarga de aguas subterráneas hacia la superficie. Por ello, la biota asociada al ambiente hiporreico puede ser utilizada como biotrazadores de los intercambios hidrológicos entre los ambientes superficiales y subterráneos a través de la zona hiporreica (Bork et al., 2009; Stein et al., 2010; Marmonier et al., 2012; Galassi et al., 2014; Mori et al., 2015). Además, puesto que varias especies hiporreicas tienen una distribución desigual y restringida a determinados puntos, debido al grado de endemidad y especificidad respecto a las preferencias por ciertas condiciones y hábitats; junto a una reducida capacidad de dispersión a grandes distancias, los organismos del hiporreos son asimismo, susceptibles de ser utilizados como bioindicadores de las propiedades relacionadas, no solo con la estructura del sedimento; sino de la calidad ecosistémica asociada al ambiente hiporreico y al sistema fluvial (Gibert et al., 1990; Moldovan et al., 2011; Marmonier et al., 2012; Leigh et al., 2013; Iepure et al., 2013, 2014).

Otro aspecto importante en relación al ambiente hiporreico es que se refiere a la delimitación de su extensión vertical y lateral. Actualmente los estudios relacionados con estos aspectos son escasos debido a la dificultad que entraña el muestreo y la determinación de las características de los sedimentos asociados al ambiente hiporreico en términos de estructura o de composición granulométrica. Algunos autores como Triska et al. (1993), Gómez Cerezo (2003, 2016) y Krause et al. (2011), han indicado que los intercambios hidrológicos se producen tanto en la vertical, como de forma lateral, indicando la importancia de la zona parafluvial (Figura 5. 2) y de ribera en dichos procesos. La zona parafluvial se define como la zona situada adyacente a la lámina de agua que forma barras de grava y arena, que junto a la zona hiporreica mantiene la conectividad en el ecosistema fluvial (Gómez Cerezo, 2003). Varios estudios como los de Malard (2004), Datry y Larned (2008), Dole-Olivier, (2011), Schmidt y Hahn (2012), que indican también la importancia de esta zona respecto a la presencia de organismos relacionados con el ambiente hiporreico. Con la finalidad de determinar la extensión de la zona hiporreica, la ecohidrología se ha centrado en el estudio respecto a las variaciones en sus aspectos físicos (estructura de los sedimentos), químicos (agua y sedimentos), y biológicos (Stubbington et al., 2011; Leigh et al., 2013). A partir de estos estudios se pone de manifiesto la importancia de la zona hiporreica y su delimitación espacial (lateral y vertical), sobre todo en las regiones como la mediterránea, donde los cauces sufren periodos de desecación, que provoca

una mayor afección sobre la textura de los sedimentos y en los flujos de las aguas intersticiales; y por tanto, sobre la fauna hiporreica que se establece en ella.

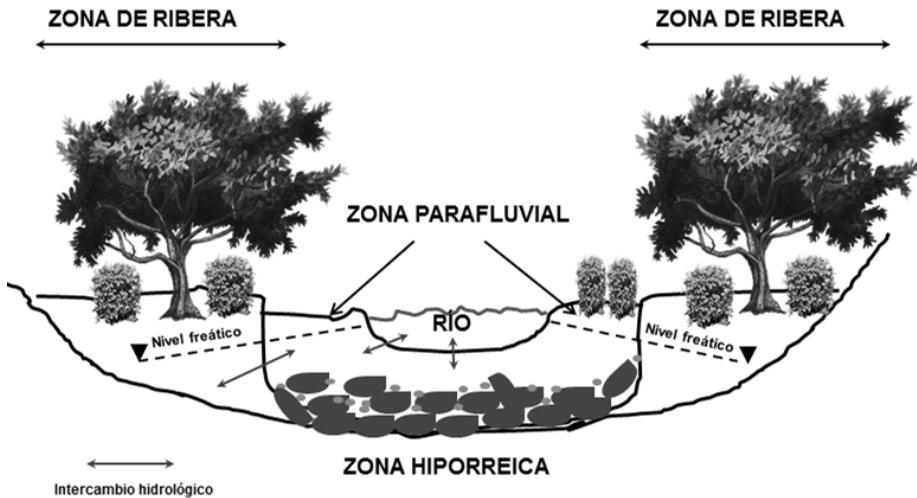


Figura 5. 2. Zonificación del ecosistema fluvial mostrando la zona de ribera, la zona parafluvial y la zona hiporreica. Fuente: adaptada de Gómez Cerezo (2016).

Existen diferentes metodologías encaminadas a la delimitación de la extensión de la zona hiporreica, abarcando técnicas basadas sobre todo, en aspectos hidrológicos como los de Cardenas y Wilson (2007) y Krause et al. (2011, 2012). En los últimos años se ha incrementado el uso de técnicas geofísicas como la tomografía de resistividad eléctrica (ERT según las siglas en inglés de *electrical resistivity tomography*) o el *ground penetrating radar* GPR, que permiten caracterizar la estructura interna del sedimento; permitiendo obtener información acerca de la conectividad hidráulica entre el ambiente superficial y subterráneo a través de la zona hiporreica y la delimitación de la misma (Zarnetske et al., 2007). Particularmente, la técnica ERT se ha convertido en un método de uso extendido en estos estudios por poseer una buena resolución cualitativa; si bien posee algunas certidumbres a la hora del procesado de los datos obtenidos (Bernard, 2003).

Las actividades antrópicas no solo suponen un gran condicionante respecto a los procesos de intercambio hidrológico que ocurren en la zona hiporreica por afectar de forma directa a éstos; sino también sobre los factores ambientales que los controlan, como los caudales, la estructura de los sedimentos e incluso sobre los factores bióticos (Ward et al., 1998; Boulton, 1999; Nagorski y Moore, 1999; Hancock, 2002; Harding, 2005). Entre ellas destacan, la contaminación orgánica e inorgánica desde el ambiente superficial al subterráneo en las zonas de *downwelling*; que puede verse mitigada por la capacidad amortiguadora del ecotono hiporreico antes estos fenómenos por procesos

de adsorción y degradación microbiológica que ocurren en ella, adquieren un importante papel en la mitigación del efecto tóxico de la contaminación y en el mantenimiento de la funcionalidad ecotonal (Stanford y Ward, 1988; Hancock, 2002; Mugnai et al., 2015). Esta contaminación afecta sobre todo a la fauna hiporreica, que se ve influenciada según el grupo taxonómico (Plenet y Gibert, 1994; Nelson y Roline, 2003). Así por ejemplo existen estudios relacionados con la afección de determinadas sustancias a especies de copépodos como los realizados por Di Marzio et al. (2009) y Di Lorenzo et al. (2014). Otro impacto de origen antrópico como las descargas procedentes de EDARs provocan un descenso en la concentración de oxígeno disuelto en el ambiente hiporreico, y puede aumentar la concentración de materia orgánica, al disminuirse su degradación (metabolismo anaerobio más lento que el aerobio), favoreciéndose además, la presencia de organismos estigobiontes (Brunke, 1998; Ward et al., 1998). La presencia de presas y las sueltas de agua desde las mismas, provocan efectos sobre los intercambios hidráulicos que afectan a las poblaciones de los macroinvertebrados y que, como consecuencia de estas variaciones utilizan la zona hiporreica como refugio (Marmonier et al., 1993; Burrell, 2001; Hancock et al., 2005; Bergkamp y Cross, 2006; Maurice, 2009; Mugnai et al., 2015). Además, aumenta la erosión del cauce, aguas abajo, por incrementarse su capacidad de transporte producido por los incrementos de caudal, y se disminuyen los aportes de sedimentos (efecto de retención en la presa), generando una mayor homogeneidad en el ambiente hiporreico y por tanto en la diversidad de las comunidades presentes en él (Kondolf y Matthews, 1993; Golz, 1994; Kondolf, 1997; Brunke, 1998; Hernández Fernández, 2002; Nelson y Roline, 2003; Maroto de Mercado et al., 2014).

El estudio y la caracterización de los intercambios hidrológicos que ocurren en la zona hiporreica son clave, no solo respecto a las condiciones ambientales que se generan en ella, sino también para la gestión y el mantenimiento de la funcionalidad ecosistémica fluvial (Frid y Clark, 1999; Boulton, 2007); suponiendo una línea de investigación a considerar en el futuro (Marmonier et al., 2012; Ward, 2016)..

5.1.1. Objetivos e hipótesis de partida

En este capítulo recurrimos al uso de imágenes de las capas subterráneas próximas a la superficie obtenidas mediante la técnica geofísica de tomografía de resistividad eléctrica (ERT) en combinación con el análisis de las características biológicas y abióticas de la zona hiporreica para determinar la conectividad hidrológica que se produce entre el ambiente acuático superficial y subterráneo en dos de los puntos seleccionados para la realización de las investigaciones concernientes a la

presente *Tesis*. Dichos puntos se corresponden con el localizado en el cauce del río Henares, en la localidad de Heras de Ayuso, Guadalajara (H3); y el punto localizado en Romancos, Guadalajara (T6), asociado con el río Tajuña (Figura 5. 3). Ambos puntos pertenecen a los tramos medios de los ríos estudiados, y se localizan en una zona accesible con aportes subterráneos y con una composición litológica detrítica cuaternaria con permeabilidad elevada, en el caso de Heras de Ayuso; mientras que en Romancos, la litología es detrítica pero con presencia de yesos con baja permeabilidad (ver Anexos 2. 5; Capítulo 2) (Navarro Alvarogonzález et al., 1993; CHT, 2005).

El objetivo principal del presente capítulo es el de caracterizar la estructura de los sedimentos del lecho del río que conforman el ambiente hiporreico y determinar los intercambios hidrológicos que ocurren entre el ambiente superficial, el hiporreico y los acuíferos aluviales asociados a la masa de agua subterránea MSBT030.006: Guadalajara (río Henares), y a la masa subterránea MSBT030.008: La Alcarria (río Tajuña); mediante la combinación de técnicas geofísicas (tomografía de resistividad eléctrica, ERT) y el análisis de las comunidades bióticas.

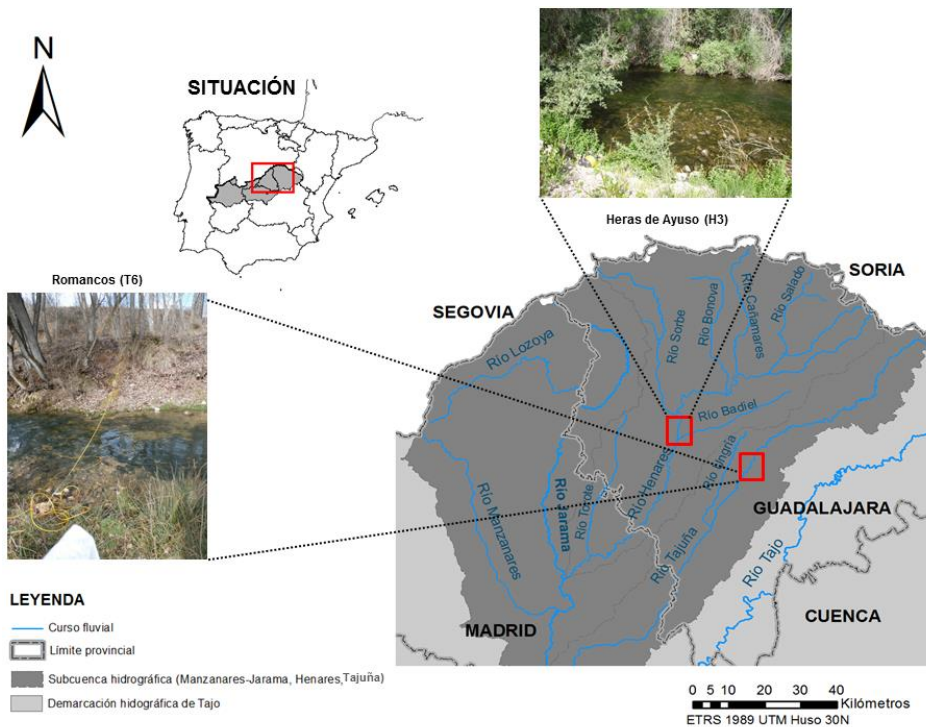


Figura 5. 3. Localización de los puntos de muestreo utilizados para la realización de los análisis a escala local mediante las técnicas geofísicas de resistividad eléctrica, ERT (junio 2013: periodo seco; abril 2014: periodo húmedo).

Los análisis geofísicos se realizaron durante dos periodos diferenciados: junio 2013 (verano) coincidiendo con el periodo seco de escasez de lluvias; y abril de 2014 (primavera) coincidiendo con el periodo húmedo o de mayor precipitación.; mientras que los de la fauna hiporreica comprende un conjunto de campañas de muestreo agrupadas en “verano”, considerando aquellas concernientes al periodo seco (mayo 2012, septiembre 2012, junio 2013) e invierno/primavera, para referirnos al periodo húmedo (febrero 2012, diciembre 2012, febrero 2013, abril 2014). En este caso no solo centramos nuestra atención en el grupo de los ciclopoideos, tal y como se viene haciendo a lo largo de la *Tesis*, sino que consideramos la clase de los copépodos (ciclopoideos y harpacticoides), además de los ostrácodos como posibles organismos biotrazadores de los intercambios hidráulicos (Gibert et al., 1997; Pipan y Culver, 2007; Ruiz et al., 2013; Stoch et al., 2016).

Para la consecución del objetivo principal nos hemos planteado una serie de objetivos específicos o secundarios que se presentan a continuación:

- Caracterizar de forma puntual en dos periodos diferenciados (verano - primavera) la composición granulométrica, estructura y textura de los sedimentos de la zona hiporreica.
- Caracterizar las comunidades bióticas hiporreicas asociados a los puntos estudiados, con especial relevancia de los copépodos (ciclopoideos y harpacticoides) y ostrácodos.
- Determinar la posibilidad de utilizar las técnicas ERT en combinación con las comunidades del ambiente hiporreico como de la conectividad hidrológica existente entre el río y las aguas subterráneas y delimitar la extensión vertical y lateral de la zona hiporreica.

En relación a los intercambios hidráulicos entre el medio superficial y subterráneo esperamos que éstos se produzcan en menor medida durante el periodo de verano, a consecuencia del descenso en los niveles freáticos que favorece una situación de río perdedor. En este periodo se espera una menor abundancia y elevada diversidad de organismos debido al efecto refugio de la zona hiporreica para especies bentónicas. Durante los meses de primavera e invierno se espera encontrar un comportamiento opuesto como consecuencia de una mayor conectividad entre el ambiente superficial y subterráneo debido a los incrementos de los caudales circulantes el aumento en los niveles freáticos de los acuíferos aluviales presentes; de modo que, además la presencia de especies estigobiontes (Sb) y no estigobiontes (nSb) en las

comunidades del hiporreos. Así mismo, esperamos que el uso combinado de las técnicas geofísicas y biológicas supongan un buen indicativo de la conectividad existente entre el medio superficial y subterráneo a través de la zona hiporreica y la identificación correcta de las zonas de intercambio hidrológico, *upwelling* y *downwelling*.

5.2. Perfiles de tomografía eléctrica (ERT) y condiciones ambientales durante la experimentación

A continuación se presentan los resultados relativos a los análisis geofísicos y biológicos realizados sobre los dos puntos estudiados durante la campaña de verano (junio 2013) y primavera (abril 2014).

En el punto localizado en Heras de Ayuso (H3) Los errores absolutos RMS de las imágenes obtenidas durante la estación seca (junio 2013) y húmeda (abril 2014) son 3,9 y 5,2, respectivamente. El proceso de la inversión alcanzó la convergencia después de 5 iteraciones, en el caso de la estación seca, y de 7 en la húmeda. Los depósitos aluviales se caracterizan por la presencia de gravas, arenas y arcillas con una modesta variabilidad en la resistividad, mostrando valores entre 15 y 50.000 ohm·m, en la estación seca (Figura 5. 4a) y entre 14 y 3.100 ohm/m en la estación fría (Figura 5. 4b). A partir de los resultados del ERT se observa una capa permeable de hasta 0,5 m, incluyendo a la zona hiporreica en su conjunto. La zona permeable se extiende lateralmente unos 5 m desde el canal principal. La zona de baja resistividad (< 70 ohm·m), permeable bajo el lecho del río aparece no conectada con el cauce principal en ambas estaciones, pero a diferentes profundidades (2,3 m en la estación seca y 4 m en la húmeda) correspondientes al nivel piezométrico del acuífero aluvial asociado a la MSBT030.006 (Guadalajara). No obstante, el cauce parece estar ligeramente conectado con el acuífero durante la campaña de primavera (después del periodo de lluvia), a través de la zona parafluvial asociada al talud lateral situado al este del mismo (Figura 5. 4b).

La composición granulométrica de los sedimentos en este punto presentan una mayor homogeneidad y estabilidad temporal, estando mayoritariamente compuestos por las fracciones gruesas de las arenas, con porcentajes que alcanzan casi el 50 % del peso seco en ambos periodos (Figura 5. 5a; Tabla 5. 1). La totalidad de

los resultados relativos a composición granulométrica de los sedimentos hiporreicos en H3 se presentan en los Anexos digitales (*AD_granulometría*).

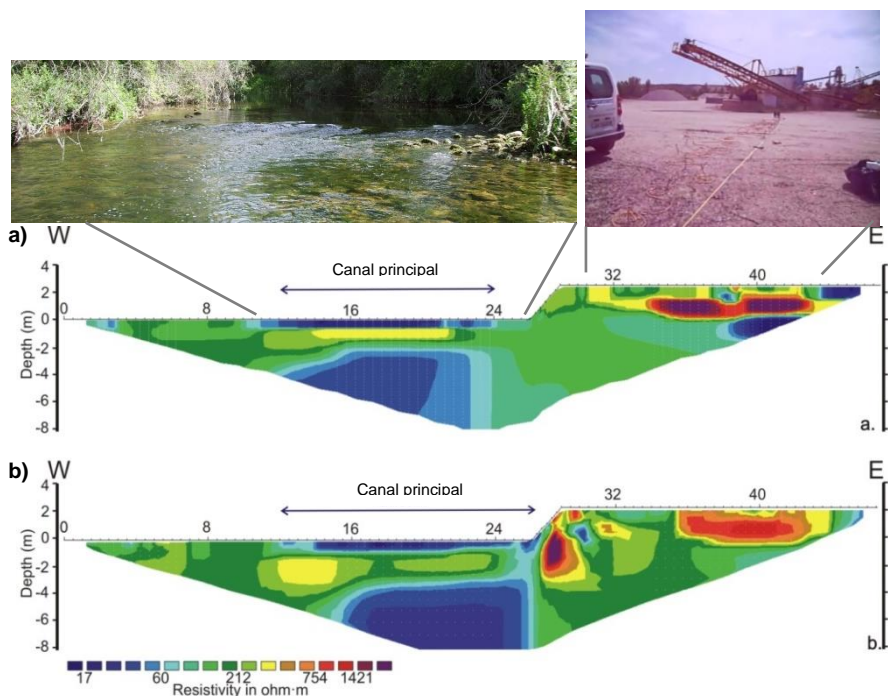


Figura 5. 4. Perfiles de resistividad obtenidos mediante la técnica ERT en el punto H3 (Río Henares): a) campaña correspondiente a la campaña de verano (junio 2013); b) campaña correspondiente a la primavera (abril 2014).

Los valores puntuales respecto a las variables físico-químicas analizadas en las aguas superficiales e hiporreicas correspondientes a los puntos H3 y T6 durante las campañas en los que se realizaron los perfiles para el ERT se presentan en la Tabla 5. 1. No obstante, la totalidad de resultados físico-químicos se presentan en los Anexos digitales (*AD_foq*). **En el punto localizado en Heras de Ayuso (H3)** se observa que la temperatura de las aguas hiporreicas fueron siempre superiores a las registradas en el ambiente superficial. La diferencia entre el verano y la primavera es de unos 3°C. Sin embargo, la CE y el pH son ligeramente inferiores a las observadas en las aguas superficiales; no existiendo diferencias significativas entre ambos periodos. Las concentraciones de NPOC, TOC, TC y DQO en las aguas hiporreicas fueron superiores a las de las aguas superficiales durante ambos periodos; mientras que el IC mostró un comportamiento opuesto, detectándose una mayor concentración en las aguas superficiales que en las hiporreicas. Durante el verano, las aguas hiporreicas mostraron

concentraciones de Cl^- , SO_4^{2-} , K^+ y Mg^{2+} superiores a las registradas en el ambiente superficial. Por otro lado, durante la primavera, únicamente la alcalinidad y el Ca^{2+} fueron superiores en el ambiente hiporreico. Los análisis PERMANOVA indican que, a nivel general, no existe una diferenciación significativa entre el ambiente superficial e hiporreico asociado al punto situado en Heras de Ayuso, en relación a las características físico-químicas ($Pseudo F_{1,12} = 0,9226$; $p\text{-valor} = 0,4698$; $perms = 1.712$). Contemplando la escala temporal (7 campañas de campo entre febrero 2012 – abril 2014 diferenciadas en verano e invierno/primavera) en este punto no se observan diferencias respecto a la composición físico-química de las aguas superficiales ($Pseudo F_{1,5} = 1,0927$; $p\text{-valor} = 0,3596(MC)$; $perms = 35$); ni tampoco en la de las aguas hiporreicas ($Pseudo-F_{1,5} = 0,7591$; $p\text{-valor} = 0,5404 (MC)$; $perms = 35$) de dicho punto.

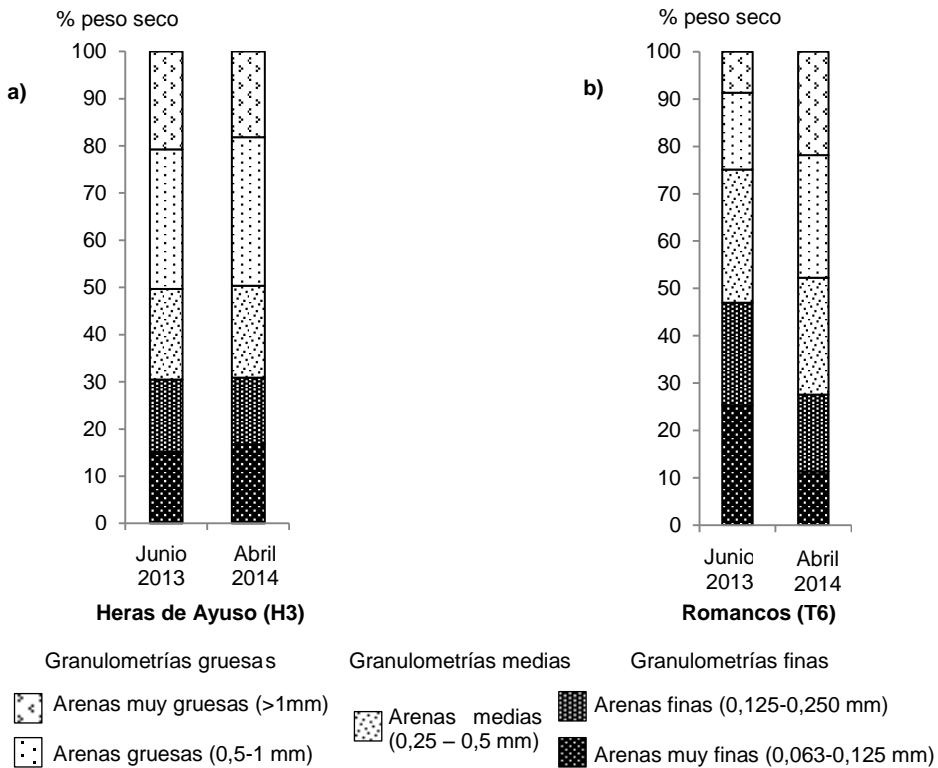


Figura 5. 5. Composición granulométrica (en % de peso seco) en los puntos estudiados durante el periodo de realización de los perfiles correspondientes al ERT. a) Punto H3 (Heras de Ayuso, Guadalajara; Río Henares); b) Punto T6 (Romancos, Guadalajara; Río Tajuña).

En el punto localizado en Romancos (T6) los errores absolutos RMS de las imágenes obtenidas son de 2,0, en el caso de la época seca y 1,4 en el caso de la húmeda. En ambos casos, el proceso de inversión alcanza la convergencia tras 7 iteraciones. Así mismo se observa la presencia, al igual que en el punto H3, de gravas,

arenas y arcillas, margas y yesos. La resistividad en este punto varía entre 10-600 ohm·m durante el verano (Figura 5. 6a) y entre 3-1.400 ohm·m en primavera (Figura 5. 6b). Respecto a los valores medios de resistividad, ésta es inferior durante el invierno, indicando un gran contenido de agua en los sedimentos. Ambos perfiles de resistividad indican una zona de permeabilidad intermedia desde la zona bentónica hasta unos 0,5 - 1 m de profundidad en el cauce principal, incluyendo la zona hiporreica, con resistividades que oscilan entre 45 y 80 ohm·m. También se detectan zonas no permeables (resistividades > 100 ohm·m en la zona este-sureste del perfil). Además, y de forma similar a lo obtenido en Heras de Ayuso, las zonas permeables con baja resistividad (< 50 ohm·m) aparecen por debajo del cauce principal, desconectado del mismo y a profundidades diferentes según la campaña (verano: 4 m; primavera: 3 m), correspondiente al nivel piezométrico del acuífero aluvial asociado a la MSBT030.008 (La Alcarria). En este punto, en torno a 2 m (en la lateral) y a 3 m de profundidad con respecto al cauce principal, se detecta una zona con baja resistividad (< 30 ohm·m) con elevada permeabilidad, potencialmente relacionada con un acuífero suspendido situado en las terrazas del río (zona este-noreste del perfil), o asociada a una zona de acumulación de agua entre las raíces de los árboles que conforman el bosque de ribera en dicho punto.

En Romancos, la composición granulométrica presenta una mayor variabilidad temporal, presentando fracciones más finas (arenas medias y finas) durante el verano; mientras que durante la primavera, su composición es mayoritariamente gruesa (arenas gruesas y muy gruesas) que, junto a las arenas medias, suponen el 70 % del peso seco (Figura 5. 5b; Tabla 5.1).

Las características físico-químicas de las aguas hiporreicas en Romancos indican una variación de temperaturas entre el periodo seco asociado al verano (junio 2013) y húmedo de la primavera (abril 2014) de unos 5°C en ambos ambientes (superficial e hiporreico, Tabla 5. 1). En las aguas hiporreicas, la CE y el pH son ligeramente superiores a las observadas en las aguas superficiales, al igual que ocurre con las concentraciones de NPOC, TOC, TC e IC. La DQO presenta un comportamiento opuesto. Durante el periodo seco, las aguas hiporreicas muestran mayores concentraciones de alcalinidad, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ y Ca²⁺, respecto a las registradas en el ambiente superficial. Por otro lado, durante el periodo húmedo, únicamente el pH y el Ca²⁺ es superior en el ambiente superficial. (Tabla 5. 1). Los análisis PERMANOVA indican que no existe una diferenciación significativa entre las características físico-químicas asociadas a las aguas superficiales e hiporreicas asociadas al punto T6 (*Pseudo F*_{1,12} = 0,9478; *p-valor* = 0,4727; *perms* = 1.710). A

escala temporal considerando la totalidad de campañas agrupadas en periodo húmedo y periodo seco, tampoco presentan diferencias respecto a las propiedades físico-químicas de las aguas superficiales ($Pseudo-F_{1,5} = 1,5049$; $p\text{-valor} = 0,224(MC)$; $perms = 35$); ni respecto a las propiedades físico-químicas asociadas a las aguas hiporreicas ($Pseudo-F_{1,5} = 1,0567$; $p\text{-valor} = 0,3894(MC)$; $perms = 35$).

Tabla 5. 1. Resultados de los principales parámetros físico-químicos (mg/L), caudales (en m³/s) y composición granulométrica (% peso seco) de los sedimentos asociados a los puntos de muestreo H3 (Henares) y Tajuña (T6) durante los periodos correspondientes a la realización de los perfiles de resistividad ERT (junio 2013 y abril 2014).

	H3 (Heras de Ayuso)				T6 (Romancos)			
	Junio 2013		Abril 2014		Junio 2013		Abril 2014	
	Río	ZH	Río	ZH	Río	ZH	Río	ZH
Caudal puntual	2,6		2,5		0,46		0,48	
Caudal medio mensual	2,8		3,6		0,52		0,49	
Temperatura (°C)	15,6	16,7	13,2	13,7	11,9	12,4	6,4	7,1
CE (µS/cm)	1.107,0	1.102,5	1024,0	1.017,0	549,3	555,0	738,7	779,5
pH	8,1	8,2	8,4	8,2	8,4	8,2	8,1	7,7
SST	2,1	6.328,0	45,5	9.439,0	94,1	6.684,2	71,8	16.669,7
NPOC	2,4	10,6	2,1	3,3	1,9	3,3	1,6	3,5
CT	44,5	50,7	33,3	34,3	34,3	42,2	36,3	39,2
CI	42,2	39,7	30,5	30,2	32,6	39,0	33,8	35,0
DQO	6,6	7,1	4,8	4,9	4,7	4,0	4,8	6,3
Alcalinidad	179,2	171,2	133,3	145,2	141,7	166,6	160,5	168,9
Cl ⁻	91,5	97,6	83,8	80,6	29,0	29,2	36,1	43,6
NO ₃ ⁻	6,6	5,3	9,8	9,4	11,0	11,1	14,5	13,9
SO ₄ ²⁻	218,0	222,1	219,6	218,1	67,1	70,4	66,0	66,8
K ⁺	2,3	6,52	3,3	3,3	2,7	2,3	7,7	15,7
Mg ²⁺	25,2	25,8	25,3	24,6	21,6	21,1	20,0	20,1
Ca ²⁺	126,2	124,2	109,5	110,6	56,9	69,1	64,8	67,0
Arenas muy gruesas (> 1 mm.)		20,7		18,1		8,6		21,9
Arenas gruesas (0,5-1 mm)		29,6		31,5		16,2		25,9
Arenas medias (0,25-0,5 mm)		19,2		19,5		28,1		24,7
Arenas finas (0,125-0,25 mm)		15,3		14,1		21,7		16,3
Arenas muy finas (0,063-0,125 mm)		17,2		16,8		25,3		11,3

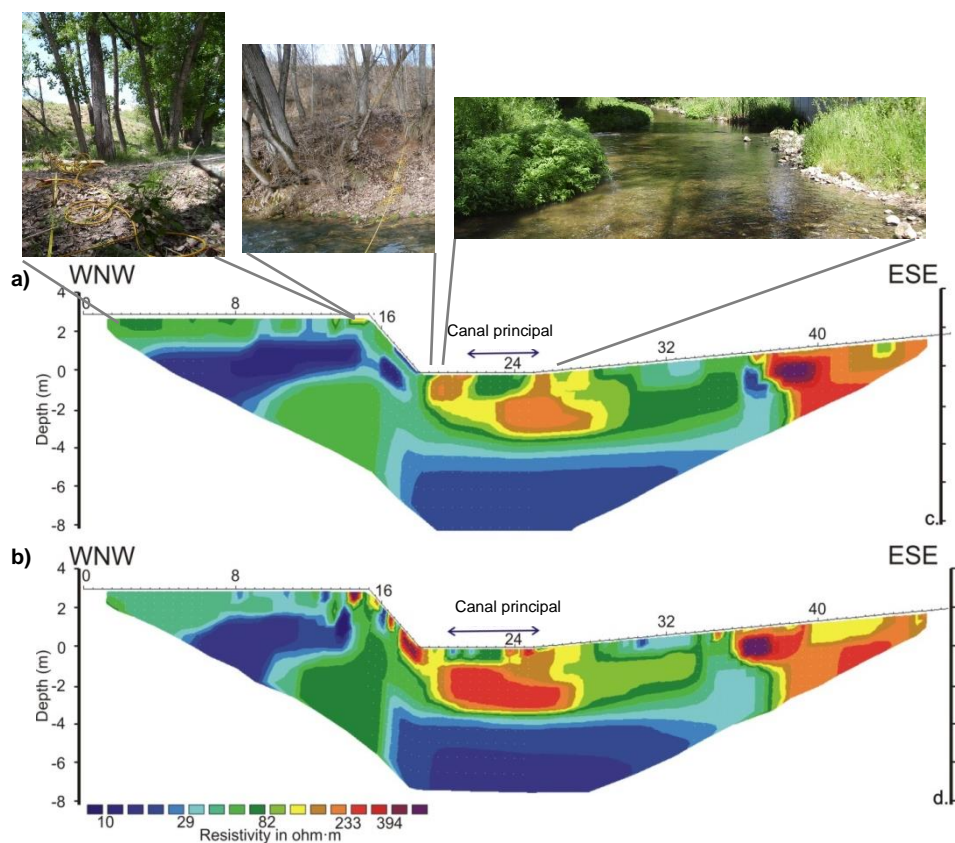


Figura 5. 6. Perfiles de resistividad obtenidos mediante la técnica ERT en el punto T6 (Río Tajuña): a) campaña correspondiente al periodo seco (junio 2013); b) campaña correspondiente a al periodo húmedo (abril 2014).

Considerando todos los factores abióticos estudiados en la zona hiporreica asociada a los puntos seleccionados y relacionados con la composición granulométrica de los sedimentos y composición físico-química de las aguas hiporreicas, se observa que existe una diferenciación significativa entre el punto de Heras de Ayuso y el de Romancos ($Pseudo-F_{1,12} = 5,705$; $p\text{-valor} = 0,0003$; $perms = 1.708$), tal y como se muestra en los análisis db-RDA realizados (56,5% de la variación, 36,1% con su primer eje; 20,4% con su segundo eje; Figura 5. 7). El ambiente hiporreico de Heras de Ayuso se caracteriza por presentar unos sedimentos con mayor contenido de las fracciones gruesas de las arenas, junto a unas aguas hiporreicas mas cargadas en DQO, Na^+ , Cl^- y SO_4^{2-} , con valores superiores de CE, pH, y dureza. En el caso de Romancos, el ambiente hiporreico presenta sedimentos compuestos principalmente por las fracciones medias y finas de las arenas; así como por unas aguas hiporreicas con mayores concentraciones de CT, Cl, HCO_3^- , alcalinidad, NO_2^- y NO_3^- (Tabla 5. 1). De forma

pormenorizada, ambos puntos son significativamente diferentes respecto a su composición granulométrica de los sedimentos ($Pseudo-F_{1,12} = 7,809$; $p\text{-valor} = 0,0048$; $perms = 1.711$); así como en la composición físico-química de sus aguas hiporreicas ($Pseudo-F_{1,11} = 5,2925$; $p\text{-valor} = 0,0007$; $perms = 1.706$).

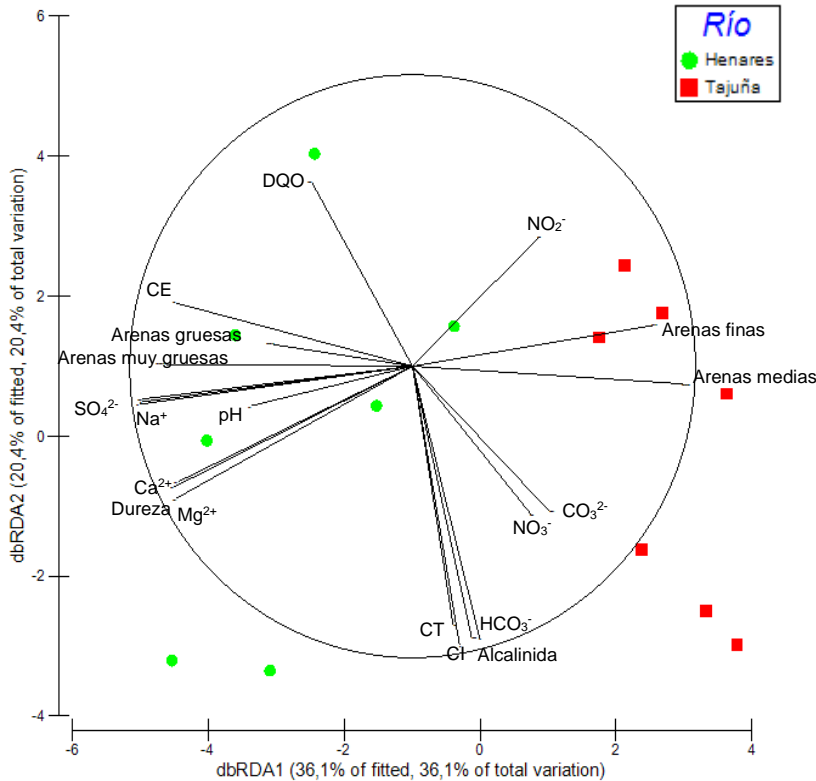


Figura 5. 7. Análisis db-RDA mostrando la diferencia entre los ambientes hiporreicos asociados a los puntos H3: Heras de Ayuso, Guadalajara (Henares) y T6: Romancos, Guadalajara (Tajuña) respecto a los parámetros abióticos determinados considerando la totalidad de campañas realizadas (febrero 2012 – abril 2014). Los vectores muestran aquellos parámetros con correlación superior a $R > 0,5$.

5.3. Estructura y composición de las comunidades bióticas

Durante la realización de los estudios geofísicos (junio 2013 y abril 2014) se identificaron un total de 2.235 especímenes pertenecientes a 12 taxones (Tabla 5. 2) que suponen el 22% de los invertebrados capturados en ambos sitios durante la totalidad del muestreo realizado (febrero 2012 – abril 2014). Las curvas de acumulación de especies (Tabla 5. 2) indican una buena representatividad de las muestras obtenidas en ambos puntos.

Tabla 5. 2. Valores de los estimadores de diversidad no paramétricos Chao 1, Chao 2 y Jackknife en los sitios de muestreo correspondientes a Heras de Ayuso (Guadalajara) y Romancos (Guadalajara) (febrero 2012 - abril 2014) asociados al cauce del río Henares (H) y Tajuña (T), respectivamente.

Estimador de biodiversidad	Heras de Ayuso (H)	Romancos (T)
Chao 1	15,25	17,5
Chao 2	19,1	22,0
Jackknife	19,0	18,2
S observado	13,0	13,0

La riqueza local, abundancia y composición de la comunidad asociada a los puntos estudiados durante el periodo en que se han realizado los estudios geofísicos de ERT, presentan diferencias en sus características litológicas y la textura (composición granulométrica) de los mismos. En **el punto H3 (Heras de Ayuso)** se han identificado un total de 12 taxones durante el periodo de experimentación, así como al considerar la totalidad de campañas (febrero 2012- abril 2014) (Tabla 5. 3; Anexos digitales: *RRL_CAP5biota*). Las poblaciones de harpacticoides, gasterópodos e insectos, especialmente durante la primavera son las más abundantes. Las comunidades hiporreicas están representadas por una mezcla de taxones no estigobiontes como los cladóceros, quironómidos, ciclopoideos (*Microcyclops rubellus*, *Paracyclops fimbriatus*), ostrácodos (*Darwinula stevensoni*, *Prionocypris zenkeri*); así como especies estigobiontes de ciclopoideos (*Eucyclops hadjebensis*, *Acanthocyclops n. sp. 1*) y de harpacticoides (*Parasternocaris sp. 1.*). En este punto se han identificado un total de siete especies de ciclopoideos, dos de harpacticoides y cinco de ostrácodos. Al considerar la totalidad de campañas realizadas (febrero 2012-abril 2014), en Heras de Ayuso se han identificado un total de 16 especies (9 especies de copépodos y 7 de ostrácodos) (Tabla 5. 3; Anexos digitales: *RRL_CAP5biota*). Los análisis PERMANOVA basados en la composición de las comunidades bióticas no indican diferenciación temporal entre el verano y las campañas de invierno/primavera ($Pseudo-F_{1,5} = 0,5570$; $p\text{-valor} = 0,6931$ (MC); $perms = 35$).

En **el punto T6 (Romancos)** se observan resultados diferentes. A pesar de que el número de grupos taxonómicos identificados es similar a la registrada en Heras de Ayuso, las abundancias son superiores (Tabla 5. 3; Anexos digitales: *AD_fauna*). Durante los experimentos se han identificado un total de seis especies de copépodos (cuatro ciclopoideos y dos harpacticoides) y cinco de ostrácodos. Durante el verano, la abundancia es reducida con representación únicamente de especies no estigobiontes (*Paracyclops imminutus*, principalmente); mientras que durante la estación húmeda, la abundancia se incrementa hasta 6 veces, detectándose la presencia de especies de copépodos estigobiontes y de pequeño tamaño como *Parasternocaris sp. 2.* (Tabla 5.

3; *Anexos digitales: AD_fauna*). Durante la totalidad del periodo estudiado (febrero 2012-abril 2014) se han identificado un total de 17 especies (ocho copépodos y nueve de ostrácodos). Los análisis PERMANOVA indican que no existe diferenciación significativa temporal entre el verano y el invierno/primavera respecto a la composición de sus comunidades bióticas ($Pseudo-F_{1,5} = 0,4094$; $p\text{-valor} = 0,7828(MC)$; $perms = 35$).

Entre las comunidades hiporreicas asociadas a ambos puntos no existe una diferenciación estadísticamente significativa, según indican los resultados del análisis PERMANOVA ($Pseudo-F_{1,12} = 1,7394$; $p\text{-valor} = 0,0892$; $perms = 1.707$), probablemente debido a que no existe una diferenciación clara respecto a la composición de las comunidades de los ostrácodos asociadas a estos puntos ($Pseudo-F_{1,12} = 0,492$; $p\text{-valor} (MC) = 0,685$; $perms = 127$). No obstante, sí se detectan diferencias respecto a las comunidades del grupo de los copépodos ($Pseudo-F_{1,12} = 2,24$; $p\text{-valor} = 0,0311$; $perms = 1.249$); permitiéndose una distinción de las comunidades hiporreicas a partir del análisis db-RDA (48,2 % de la variación: 29,8% respecto a su primer eje; 18,4% respecto al segundo; Figura 5. 8) y a partir del análisis SIMPER (Tabla 5. 4). Estos análisis indican que las comunidades asociadas al punto de Heras de Ayuso se caracterizan por una gran representación de las especies *Microcyclops rubellus*, *Paracyclops fimbriatus*, *Bryocamptus* sp. 1 y *Parastenocaris* sp. 1 (copépodos); y de *Darwinula stevensoni* (ostrácodos). Por su parte, Romancos presenta una comunidad hiporreica con una amplia representación de *Macrocyclops albidus*, *Microcyclops* sp.1 y *Paracyclops imminutus* (copépodos), y de *Ilyocypris bradyi* y *Herpetocypris reptans* (ostrácodos).

Tabla 5. 3. Abundancias totales de los diferentes taxones y especies en los puntos estudiados (H3: Henares y T6: Tajuña) registradas durante las campaña de muestreo correspondiente a las de la realización de los perfiles de resistividad eléctrica, ERT (junio 2013: verano; abril 2014: primavera).

	H3 (Heras de Ayuso)		T6 (Romancos)	
	Junio 2013	Abril 2014	Junio 2013	Abril 2014
Ostrácodos	15	4	6	22
<i>Darwinula stevensoni</i> (Brady y Robertson 1870)	0	3	0	0
<i>Herpetocypris reptans</i> (Baird, 1835)	9	0	6	6
<i>Candona candida</i> (Müller, 1776)	0	0	0	12
Ostrácodos (valvas)				
<i>Candoninae</i>	0	0	8	21
<i>Prionocypris zenkeri</i> (Chyzer y Toth, 1858)	2	4	2	3
<i>Cyclocypris</i> sp.	1	0	0	0
<i>Ilyocypris bradyi</i> (Sars, 1890)	1	0	0	1
Harpacticoides	85	78	72	390
<i>Parasternocaris</i> sp. 1	81	15	0	0
<i>Parastenocaris</i> sp. 2*	0	0	0	92
<i>Bryocamptus</i> sp. 1	4	45	0	0
<i>Bryocamptus</i> sp. 2	0	0	72	298
Ciclopoides	16	27	2	31
<i>Eucyclops hadjebensis</i> * (Kiefer, 1926)	2	1	0	0
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine, 1820)	2	0	0	0
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	7	11	0	6
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929))	2	0	2	3
<i>Acanthocyclops</i> n. sp. 1*	1	0	0	0
<i>Acanthocyclops</i> sp. 1	0	1	0	0
<i>Diacyclops languidoides languidoides</i> (Lilljeborg, 1901))	0	0	0	21
<i>Microcyclops rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	2	0	0	1
Anfípodos	137	18	0	7
Cladóceros	32	2	2	4
Nemátodos	28	29	3	49
Oligoquetos	7	11	0	11
Gasterópodos	25	31	55	162
Bivalvos	9	2	1	2
Tardígrados	0	3	0	11
Ácaros	34	20	6	5
Insectos	174	180	17	248
Abundancia total	676	485	254	1.406
Especies estigobiontes	2	1	0	1
Nº especies presentes (S)	12	7	5	11
Nº grupos presentes	11	12	9	12

Clave: * = especie estigobionte

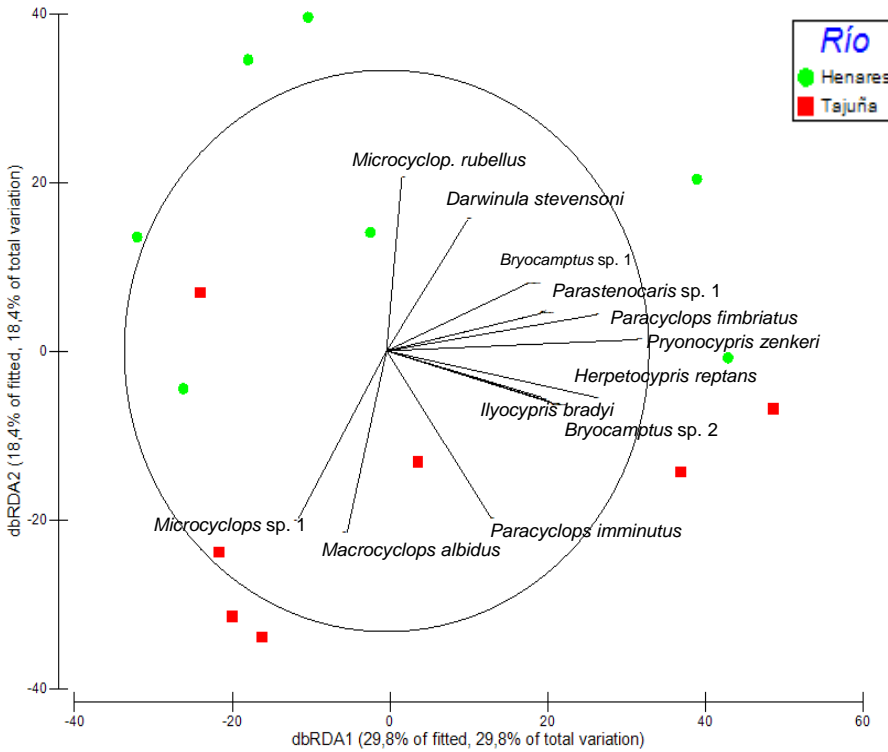


Figura 5. 8. Análisis db.RDA mostrando la diferencia entre los ambientes hiporreicos asociados a los puntos H3 (Henares) y T6 (Tajuña) respecto a las comunidades bióticas (especies de copépodos y ostrácodos). Los vectores muestran aquellas especies con una correlación superior a $R > 0,5$. Clave: * = especies estigobionte.

Las comunidades bióticas presentan una fuerte correlación con las variables ambientales (abióticas) estudiadas en cada uno de los puntos. En Heras de Ayuso (H3), los análisis *BEST* ($R = 0,921$) indican que las comunidades bióticas (abundancias) se relacionan principalmente con la concentración de SO_4^{2-} y la composición granulométrica de los sedimentos hiporreicos (fracciones gruesas y finas de las arenas). Atendiendo únicamente a la comunidad de copépodos, el análisis *BEST* ($R = 0,775$) indica una mayor relación con los sólidos en suspensión, la concentración de NH_4^+ , CO_3^- , y mayor presencia de arenas medias en la composición de los sedimentos. Por su parte, la comunidad de ostrácodos en este punto correlaciona principalmente ($R = 0,889$) con el pH, la concentración de nitratos, el ion potasio y con el contenido de arenas finas en la composición granulométrica de los sedimentos hiporreicos.

La tomografía de resistividad eléctrica y la fauna para evaluar intercambios hidrológicos

Tabla 5. 4. Resultados SIMPER (Similarity Percentages) obtenidos en PRIMER-E mostrando las especies que contribuyen a la diferenciación respecto a los puntos estudiados (H3: Henares; T6: Tajuña) considerando la totalidad del periodo estudiado; diferenciación entre las muestras asociadas al verano (mayo 2012, septiembre 2012, junio 2013); al invierno/primavera (febrero 2012, diciembre 2012, febrero 2013, abril 2014); y las campañas correspondientes a la investigación geofísica, ERT (junio 2013 y abril 2014).

Especies	H3 (Heras de Ayuso)	T6 (Romancos)	(Av. Diss.= 93,59)			
	Av. Abund.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	0,26	0,97	9,66	0,84	10,32	10,32
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820)	0,16	0,64	9,17	0,64	9,80	20,12
<i>Microcyclus rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	0,84	0,10	8,74	0,59	9,33	29,46
<i>Bryocamptus</i> sp. 2.	0,00	1,43	6,66	0,57	7,12	36,57
<i>Diacyclops languidoides</i> <i>languidoides</i> (Lilljeborg, 1901)	0,00	0,70	6,46	0,55	6,90	43,48
<i>Microcyclus</i> sp.	0,00	0,43	5,96	0,64	6,37	49,84
<i>Herpetocypris</i> <i>brevicaudata</i> (Kaufmann, 1900)	0,53	0,00	5,56	0,37	5,94	55,79

Especies	Invierno / primavera	Verano	(Av. Diss. = 89,31)			
	Av. Abund.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	0,71	0,48	9,99	0,58	11,19	11,19
<i>Microcyclus rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	0,68	0,18	9,12	0,50	10,21	21,40
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820)	0,27	0,57	7,57	0,63	8,48	29,87
<i>Herpetocypris</i> <i>brevicaudata</i> (Kaufmann, 1900)	0,00	0,61	6,94	0,40	7,78	37,65
<i>Bryocamptus</i> sp. 2	0,71	0,72	6,24	0,55	6,98	44,63
<i>Diacyclops languidoides</i> <i>languidoides</i> (Lilljeborg, 1901)	0,47	0,18	4,93	0,57	5,52	50,15
<i>Parastenocaris</i> sp. 1	0,35	0,73	4,72	0,57	5,29	55,44

Especies	Junio 2013	Abril 2013	(Av. Diss.= 61,75)			
	Av. Abund.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Bryocamptus</i> sp. 2	2,15	2,85	8,60	1,05	13,93	13,93
<i>Parastenocaris</i> sp. 1	2,20	1,39	6,69	1,29	10,84	24,77
<i>Bryocamptus</i> sp. 1	0,80	1,91	6,68	0,98	10,82	35,59
<i>Parastenocaris</i> sp. 2	0,00	2,27	5,57	0,86	9,01	44,61
<i>Candoninae</i>	1,10	1,55	4,62	1,11	7,48	52,08
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	1,04	2,22	4,27	0,94	6,92	59,01
<i>Herpetocypris reptans</i> (Baird, 1835)	2,12	0,97	4,09	0,96	6,63	65,63

Las comunidades bióticas asociadas a Romancos (T6), presentan una correlación, principalmente con el pH, la concentración de sólidos en suspensión, nitrato y del ion de sodio, además de con altos contenidos de arenas finas en la composición granulométrica de los sedimentos hiporreicos (*BEST*; $R= 0,796$). En este punto, las comunidades de copépodos se relacionan principalmente con el pH, la concentración del ion sodio y de amonio, así como con altos contenidos de la fracción más gruesa de las arenas en los sedimentos (*BEST*; $R = 0,823$). Las comunidades de ostrácodos, por su parte presentan una mayor correlación (*BEST*; $R = 0,897$), con los sólidos en suspensión, la concentración de amonio y con los contenidos de arenas finas.

5.4. Discusión de los resultados

La determinación de la extensión de la zona hiporreica, la composición granulométrica de los sedimentos, su estructura y los flujos de agua (dirección e intensidad) que soporta; así como la fauna asociada, son aspectos clave en los estudios de caracterización del ecotono hiporreico por suponer un desafío y tener implicaciones muy importantes respecto a la gestión y manejo de los ecosistemas fluviales y de los sistemas dependientes de las aguas subterráneas (Gibert et al., 1997; Boulton et al., 1998, 2010; Leigh et al., 2013). En los ríos temporales de la región mediterránea, donde los cauces se caracterizan por presentar periodos de sequía y ser una región susceptible de sufrir alteraciones en las condiciones ambientales (tanto bióticas como abióticas) debido a los efectos asociados al cambio climático, la determinación de aspectos como la extensión lateral y vertical del ecotono hiporreico, la estructura de los sedimentos y la dirección e intensidad en que se producen los intercambios hidrológicos entre el ambiente superficial y subterráneo, adquieren una gran importancia. El estudio de estos aspectos supone un reto a afrontar en futuras investigaciones para el establecimiento de medidas de conservación en estos ambientes y preservar la biodiversidad y la funcionalidad ecosistémica asociada a los mismos (Argerich et al., 2008; Marmonier et al., 2012; Buendia et al., 2016).

Las técnicas geofísicas y las comunidades bióticas para evaluar el intercambio hidrológico en la zona hiporreica de los ríos Henares y Tajuña

Los resultados comentados a lo largo del presente capítulo ponen de manifiesto la eficacia respecto al uso de las técnicas ERT para determinar las características físicas asociadas al ambiente hiporreico a escala local, de modo que se permite delimitar su extensión lateral y vertical. Además, este estudio ha permitido comprobar que características como la permeabilidad y la estructura granulométrica de

los sedimentos suponen los principales factores que afectan a los intercambios hidrológicos mediados por la zona hiporreica; así como a la presencia y distribución de los organismos vivos en ella (Storey et al., 2003). Además nuestro trabajo demuestra que, la permeabilidad de los sedimentos a escala local, es superior a aquella descrita por trabajos anteriores realizados por Iepure et al. (2014) y Rasines-Ladero e Iepure (2016) sobre estos mismos cauces, pero a una escala de menor detalle (cuenca hidrográfica).

En Heras de Ayuso, Guadalajara (Río Henares, punto H3), el ecotono hiporreico se caracteriza por la presencia de sedimentos aluviales de conglomerados y granitoides (Ver Anexos 2.5.1; Capítulo 2) con predominio de las fracciones más gruesas de las arenas que presentan una resistividad eléctrica de entre 20 y 80 ohm·m y que indican una elevada permeabilidad de los sedimentos. Como consecuencia de esta configuración y estructura, se produce una mayor conexión hidrológica entre las aguas superficiales y el medio hiporreico, que favorece una renovación constante del agua en la zona hiporreica y un bajo tiempo de residencia del agua en la misma. A unos 2-3 m de profundidad, bajo el lecho del río, se detecta una zona de elevada permeabilidad (resistividades < 70 ohm·m) asociado con el nivel del acuífero aluvial relacionado con la masa de agua subterránea de Guadalajara (MSBT030.006) (CHT, 2005). Durante el verano, se observa una desconexión con su acuífero aluvial, lo que provoca una disminución en los caudales de base del cauce principal (2,6 m³/s - 2,8 m³/s) (SAIH-Tajo, 2014; MAGRAMA, 2015). Los resultados obtenidos parecen estar en consonancia con aquellos indicados por otros autores, en los que determinan que durante la estación estival, el descenso del nivel freático, junto con el uso intensivo de las aguas subterráneas extraídas del acuífero aluvial para el regadío en los abundantes cultivos presentes en la zona, genera la desconexión entre los cauces y su acuífero (Gibert et al., 1990; Vervier et al., 1992; Butturini y Sabater, 2000; Mellado Díaz et al., 2008; Blondel et al., 2010; Boano et al., 2014; Mugnai et al., 2015). De forma contraria, en primavera, se detecta una mayor conexión hidrológica entre el río y el acuífero, sobre todo en la zona parafluvial del cauce, situada en la parte baja del talud de la orilla izquierda (zona este). Esta mayor conectividad parece responder a un incremento en los caudales circulantes; así como en los niveles piezométricos del acuífero (Boulton et al., 1998; Burrell, 2001; Lafont y Vivier, 2006; Arumí et al., 2012; Descloux et al., 2013, 2014). En este sentido se pone de manifiesto la importancia de la zona parafluvial en el mantenimiento de la conectividad hidrológica y de la funcionalidad ecosistémica fluvial, tal y como indican Gómez Cerezo (2003), Malard (2004), Datry y Larned (2008), Dole-Olivier (2011) y Schmidt y Hahn (2012) en sus investigaciones.

En Heras de Ayuso, la relación entre la biota y las características físico-químicas del agua presenta una correlación elevada con los contenidos de sulfato, pH, amonio y otros parámetros, que autores como Rundle y Hildrew (1990), Rundle y Ormerod (1991), Burton et al. (2001), Reid y Williamson (2010), Smith y Delorme (2010) y Pieri et al. (2012) establecen como determinantes para el establecimiento de las comunidades bióticas en el ambiente subsuperficial. No obstante, parece que la estructura de las comunidades hiporreicas en este punto vienen determinadas por factores más relacionados con los sedimentos, en conformidad a otros trabajos como los de Ward y Voelz (1990,1994), Brunke, (1998) y Di Lorenzo et al., (2013). Entre dichos factores, las diferencias en la porosidad y en la permeabilidad, condicionadas a su vez, por la composición granulométrica de los sedimentos, el caudal circulante (2,8 m³/s en verano y 3,6 m³/s en primavera) y su modificación como consecuencia de la presencia de la gravera que favorece la removilización de los sedimentos y la presencia de granulometrías más gruesas (Mori y Brancelj, 2011; Mori et al., 2011) genera una modificación respecto a la dirección e intensidad de los flujos, y por ende en la estructura composicional de las comunidades hiporreicas presentes a nivel local. En este punto, la biota hiporreica está dominada por especies no estigobiontes, principalmente bentónicas, confirmando que el aporte de las aguas se produce principalmente desde la superficie (downwelling). No obstante, la presencia de con una baja abundancia de las especies estigobiontes como *Eucyclops hadjebensis* y *Acanthocyclops* n. sp. 1, esta última presente también en el acuífero aluvial asociado a la masa subterránea (MSBT030.006: Guadalajara) (Iepure et al., 2014; Iepure et al., 2017); indica que la conexión entre el río y el acuífero ocurre sólo de forma esporádica a lo largo del año, y en especial en épocas húmedas como la primavera, cuando los niveles freáticos asociados a los acuíferos aluviales y/o los caudales superficiales son más elevados (SAIH-Tajo, 2014; MAGRAMA, 2015); y en conformidad a trabajos como los de Price, (1996), Arumí et al. (2012) y Mugnai et al. (2015).

En Romancos, Guadalajara (Río Tajuña, punto T6), el ambiente hiporreico se caracteriza por desarrollarse sobre litologías yesíferas y carbonatadas (ver Anexos 2.5.2; Capítulo 2), con unos sedimentos compuestos mayoritariamente por las fracciones medias y finas de las arenas. De forma similar al punto de Heras de Ayuso, en el Henares, la química del agua tiene escasa significancia sobre la estructura de la biota; observándose una menor relación con parámetros físico-químicos como el pH, los nitritos y los iones de sodio, sin mayor transcendencia respecto a ellos. Los resultados del ERT, indican una zona de baja permeabilidad en los primeros 0,5 metros del perfil, con resistividades que oscilan entre los 45 y los 80 ohm·m, que muestran una zona hiporreica poco desarrollada tanto en la dimensión vertical como en la lateral. En

este punto, la retención del agua en la zona hiporreica y la interacción entre las aguas y el sedimento es superior a las del Henares, produciendo un incremento en la mineralización de las mismas, en consonancia a lo descrito por Rasines-Ladero e Iepure (2016) en estos cauces y otros autores como Triska et al. (1989, 1993), Dole-Olivier (1998), Ferreira Da Silva et al. (2006) y Bianchin et al. (2011). Durante el periodo estudiado, el cauce del Tajuña presenta una elevada permeabilidad, con una baja resistividad ($< 30 \text{ ohm}\cdot\text{m}$) localizada a 3 m de profundidad y a 2 m en la lateral del cauce principal (zona oeste-noroeste del perfil). Este área parece estar asociada a un acuífero suspendido, con agua que procede de las terrazas del Tajuña o a la acumulación de agua en esta zona favorecida por la presencia de una vegetación de ribera desarrollada con grandes y profundas raíces que permite la retención y acumulación de agua en este nivel. No obstante, se observa cierta conexión hidrológica entre esta área y el sistema hiporreico-fluvial, especialmente durante el periodo estival. Esta mayor conectividad parece contradecir nuestra hipótesis de partida, la cual puede verse alterada debido a la recarga artificial del acuífero debida al agua procedente del riego que incrementa los niveles freáticos y la conexión entre el río y la zona hiporreica. (CHT, 2005, 2013; Castañeda-Buendía, 2011; SAIH-Tajo, 2014; MAGRAMA, 2015). Esta dinámica se observa también en la orilla opuesta (zona este-sureste del perfil); donde aunque no existe conexión directa con el sistema hiporreico-fluvial, se ha detectado una zona de retención de agua, que parece deberse a la presencia de materiales más permeables así como de vegetación que favorezca la infiltración y la retención del agua hacia capas más profundas del suelo. En este sentido, autores como González del Tánago y García De Jalón (2006) han indicado el papel importante de la vegetación y de la permeabilidad asociada a los suelos de la zona de ribera respecto al favorecimiento de la infiltración o retención del agua en el suelo y el mantenimiento de los caudales de los ríos en periodos de sequía.

A pesar de que el acuífero aluvial asociado a la masas subterránea de La Alcarria (MSBT030.008) está hidrológicamente conectado al cauce del Tajuña, tal y como se ha puesto de manifiesto a lo largo de los Capítulos anteriores concernientes a esta Tesis, así como a partir de trabajos realizados por CHT (2005) y Rasines-Ladero e Iepure (2016) e Iepure et al. (2017); esta conexión no ha sido detectada mediante el uso de la técnica ERT en el periodo experimental. Esto puede ser debido a una acumulación de materiales finos, sobre todo en primavera (elevadas concentraciones de sólidos en suspensión y material fino en la composición granulométrica de los sedimentos hiporreicos de este punto); y que puede contribuir a *efecto clogging*. Por tanto, esto contribuye a limitar la conexión hidráulica con el acuífero aluvial bloqueando, además, la dispersión de las especies estigobiontes hacia la zona hiporreica. La

presencia de una mezcla heterogénea de granulometrías en los sedimentos (Rasines 2016), también es indicativo del escaso aporte de agua subterránea hacia la zona hiporreica detectada durante el periodo experimental.

Los sedimentos finos son una de las principales causas en el deterioro del hábitat físico al influir negativamente en los procesos ecológicos asociados a la zona hiporreica (Buendía et al., 2013, 2016; Gerta Von Bertrab et al., 2013). No obstante, la presencia de estos sedimentos finos, unida a un mayor tiempo de residencia del agua, genera un gradiente ambiental con una menor concentración de oxígeno (condiciones anaerobias) que permite la persistencia de las comunidades bióticas adaptadas, especialmente de aquellas con presencia de especies estigobiontes de pequeño tamaño, al reducirse también el espacio vital disponible (Arumí et al., 2012; Cardenas, 2009; Donahue y Irvine, 2003; Elliott y Brooks, 1997; Graillot et al., 2014; Wallace et al., 1995). Esto parece quedar patente por la presencia de especies de menor tamaño en Romancos, como es el caso de la especie estigobionte *Parastenocaris* sp. 2. La diferencia respecto a los resultados obtenidos a partir de los métodos geofísicos y biológicos en este punto parece responder a las características intrínsecas de cada una de las técnicas. Así pues, mientras que la información obtenida a partir de los perfiles de resistividad eléctrica tiene un carácter puntual (de forma similar a los análisis químicos que se realizan sobre las aguas); el componente biológico tiene una estabilidad temporal que permite realizar una caracterización de las condiciones ambientales (hidráulicas en el caso que nos compete) más prolongada en el tiempo (Rasines-Ladero, 2011). Así pues se determina que existe una conexión entre el ambiente superficial y subterráneo en Romancos, variando ésta a lo largo del año, de modo que se favorece el establecimiento de unas comunidades bióticas con presencia de especies estigobiontes y capacidad de resiliencia que garantiza su continuidad en el tiempo aun cuando la conectividad hidrológica entre las aguas superficiales y subterráneas no se produce, a partir del establecimiento de unas poblaciones con un gran número de individuos a lo largo del año.

A consecuencia de una variación en las condiciones ambientales abióticas asociadas a los ambientes hiporreicos de los dos puntos estudiados en el Henares y en el Tajuña se observa una diferenciación en relación a la estructura y composición de las comunidades presentes en ellos. El punto situado en Heras de Ayuso se caracteriza por mayores abundancias de *Microcyclops rubellus*, *Darwinula stevensoni*, *Paracyclops fimbriatus*, *Bryocamptus* sp. 1 y *Parastenocaris* sp. 1, todas ellas especies cosmopolitas y con cierta capacidad de tolerancia y resistencia a variaciones en el ambiente hiporreico como la mostrada por el género *Bryocamptus* (Bruno et al., 2001) o la

especies *P. fimbriatus* (Karaytug, 1999); así como mayor tolerancia a caudales elevados como es el caso de algunas especies del género *Parastenocaris* (Moldovan y Levei, 2015). Por su parte el punto de Romancos se caracteriza por una mayor presencia de *Macrocylops albidus*, *Microcylops* sp. 1, *Paracyclops imminutus*, *Ilyocypris bradyi* y *Herpetocypris reptans*; siendo estas dos últimas, especies ligadas a ambientes de manantiales o de surgencia de aguas subterráneas, que además prefieren zonas con poca velocidad de corriente y tolera elevada alcalinidad (Marmonier y Creuzé des Chatelliers, 1992; Mezquita et al., 1999a, 1999b; Escrivà et al., 2015); condiciones propicias en el ambiente hiporreico del Tajuña.

La capacidad de almacenamiento y de intercambio hidrológico a largo del ecotono hiporreico se encuentra controlado, entre otros factores, por la anchura de la llanura de inundación y a la potencia de los sedimentos aluviales que conforman la zona hiporreica (D'Angelo et al., 1993; Valett et al., 1996; Boulton, 2007). Los diferentes enfoques respecto a los estudios sobre los factores que afectan a la extensión del ecotono hiporreico, los flujos hidráulicos indican que los intercambios laterales ocurren cuando se produce un aporte de agua procedente de un acuífero aluvial, como consecuencia de las discontinuidades en las pendientes del cauce principal (Harvey y Bencala, 1993). Estos intercambios laterales que ocurren entre la llanura aluvial y el cauce principal a través de la zona parafluvial, son especialmente relevantes. Además esto tiene especial importancia para los estudios de restauración de los hábitats fluviales ya que, entender las dinámicas naturales de intercambios hidrológicos entre los diferentes compartimentos ecosistémicos, es vital para el mantenimiento de su funcionalidad (Frid y Clark, 1999; Boulton, 2007; Boulton et al., 2010). No obstante, se requiere mejorar los estudios en este sentido, siendo necesario contemplar una escala temporal mayor; así como diferentes puntos que permitan una comparación más amplia de los resultados obtenidos en estas primeras investigaciones realizadas (Marmonier et al., 2012; Leigh et al., 2013; Ward, 2016).

5.5. Observaciones destacables

A partir de las investigaciones realizadas para la caracterización de los hábitats hiporreicos de dos puntos localizados en los cauces de los ríos Henares (Heras de Ayuso) y Tajuña (Romancos) con condiciones litológicas e hidráulicas diferentes, se desprenden las siguientes observaciones destacadas o conclusiones generales:

- Las **propiedades del sedimento** (composición granulométrica) resultan ser los **principales factores condicionantes de la conectividad hidrológica** que se produce en la zona hiporreica a nivel local; aumentándose además el grado de correlación entre los factores bióticos y ambientales, en relación a las observadas a escalas de menor detalle.
- La **composición granulométrica** es predominantemente gruesa y **homogénea en Heras de Ayuso**, a pesar de la afección derivada de la presencia de la gravera, que favorece la aparición del fenómeno de **downwelling**, una mayor tasa de renovación del agua hiporreica y una menor mineralización de sus aguas. La composición de las comunidades bióticas responden a dichas características estando especialmente compuestas por especies estigoxenas/bentónicas y tolerantes como *Microcyclops rubellus*, *Darwinula stevensoni*, *Paracyclops fimbriatus*, *Bryocamptus* sp. 1; si bien también aparecen especies estigobiontes como *Eucyclops hadjebensis* y *Aathocyclops* n. sp. 1. durante la primavera y/o periodo de invierno.
- La **composición granulométrica en Romancos** presenta granulometrías **medias y finas** con una **heterogeneidad** superior que puede provocar **efecto clogging puntual**. Sin embargo, la **conectividad hidrológica** con el acuífero aluvial en este punto se produce frecuentemente y la presencia de sedimentos más finos, es determinante en procesos de retención de agua que provocan una **mayor mineralización de sus aguas** y a consecuencia, favorece el establecimiento de unas **comunidades hiporreicas más estables** con abundancias elevadas de **especies estigobiontes** como *Parastenocaris* sp. 2 y *Herpetocypris reptans*.
- **En el río Henares** las técnicas geofísicas y biológicas arrojan resultados **congruentes entre sí**, además de coincidentes con la hipótesis de partida en la que establecíamos una **mayor conectividad hidrológica** con el canal superficial **durante la primavera**. Sin embargo, en el **Tajuña**, la presencia de una zona de **ribera bien desarrollada**, influye en la conexión hidrológica entre el ambiente superficial e hiporreico que se produce principalmente en verano, en contraposición a lo establecido en nuestra hipótesis de partida.
- La ausencia de especies estigobiontes en el grupo de los ostrácodos limita el uso de organismos biotrazadores al grupo de los copépodos en los puntos estudiados.

- Los resultados obtenidos mediante las **técnicas geofísicas** tienen un **carácter local e instantáneo**; mientras que la metodología basada en el uso de la **fauna** para determinar las interacciones hidrológicas permite **abarcarse un periodo de tiempo más amplio** debido a la estabilidad de las comunidades hiporreicas. La **combinación** de ambas supone un paso importante para los estudios respecto a la **caracterización del ambiente hiporreico** y su **conexión hidrológica** con los ecosistemas acuáticos circundantes y la determinación de su **extensión lateral y vertical**. No obstante, es necesario continuar las investigaciones para profundizar en el conocimiento de las dinámicas hidrológicas y poder conseguir una gestión integrada de los recursos hídricos incorporando el ecotono hiporreico en procesos de manejo y de restauración del ecosistema fluvial y de los ecosistemas dependientes de las aguas subterráneas.

5.6. Bibliografía

- Argerich, A., Martí, E., Sabater, F., Ribot, M., von Schiller, D. y Riera, J.L. (2008). "Combined effects of leaf litter inputs and a flood on nutrient retention in a Mediterranean mountain stream during fall". *Limnology and Oceanography*. 53(2): 631-641.
- Arumí, J.L., Rivera, D., Muñoz, E. y Billib, M. (2012). "Interacciones entre el agua superficial y subterránea en la región del Bío Bío de Chile". *Obras y proyectos*. 12: 4-13.
- Bencala, K.E. 2005. "Hyporheic exchange flows" en *Encyclopedia of Hydrological Sciences*, M.G. Anderson y J.J. McDonnell. Nueva Jersey (EE.UU). 733-740
- Bergkamp, G. y Cross, K. (2006). "Groundwater and ecosystem services: towards their sustainable use" en *International Symposium on Groundwater Sustainability (ISGWAS) (Alicante)*. 177-193.
- Bernard, J. (2003). *Short note on the depth of investigation of electrical methods*. Orleans, Francia: Iris instruments.
- Bianchin, M.S., Smith, L. y Beckie, R.D. (2011). "Defining the hyporheic zone in a large tidally influenced river". *Journal of Hydrology*. 406(1-2): 16-29.
- Blondel, J., Aronson, J., Bodiou, J.Y. y Boeuf, G. (2010). *The Mediterranean Region. Biological Diversity in Space and Time*. Nueva York: Oxford University Press.
- Boano, F., Harvey, J.W., Marion, A., Packman, A.I., Revelli, R., Ridolfi, L. y Wörman, A. (2014). "Hyporheic flow and transport processes: Mechanisms, models, and biogeochemical implications". *American Geophysical Union*. 52(4): 603-679.
- Bork, J., Berkhoff, S.E., Bork, S. y Hahn, H.J. (2009). "Using subsurface metazoan fauna to indicate groundwater-surface water interactions in the Nakdong River floodplain, South Korea". *Hydrogeology Journal*. 17(1): 61-75.
- Boulton, A.J. (1999). "An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis". *Freshwater Biology*. 41: 469-479.
- Boulton, A.J. (2000). "River ecosystem health down under: Assessing ecological condition in riverine groundwater zones in Australia". *Ecosystem Health*. 6(2): 108-118.
- Boulton, A.J. (2007). "Hyporheic rehabilitation in rivers: Restoring vertical connectivity". *Freshwater Biology*. 52(4): 632-650.
- Boulton, A.J., Findlay, S., Marmonier, P., Stanley, E.H. y Valett, H.M. (1998). "The Functional Significance of the Hyporheic Zone in Streams and Rivers". *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29(1): 59-81.
- Boulton, A.J., Datry, T., Kasahara, T., Mutz, M. y Stanford, J.A. (2010). "Ecology and management of the hyporheic zone: stream-groundwater interactions of running waters and their floodplains". *Journal of the North American Benthological Society*. 29(1): 26-40.
- Braun, A., Auerswald, K., y Geist, J. (2012). "Drivers and spatio-temporal extent of hyporheic patch variation: implications for sampling.". *PLoS ONE*. 7(7).
- Bravard, J.-P., Amoros, C., Pautou, G., Bornette, G., Bournaud, M., Creuzé des Châtelliers, M., Gibert, J., Peiry, J.-L., Perrin, J.-F. y Tachet, H. (1997). "Stream incision in Southeast France: Morphological phenomena and impacts upon biocenoses". *Regulated Rivers: Research & Management*. 13: 75-90.
- Brunke, M. (1998). *The Influence of Hydrological Exchange Patterns on Environmental Gradients and Community Ecology in Hyporheic Interstices of a Prealpine River*. Tesis. Suiza: Swiss Federal Institute of Technology Zurich.
- Bruno, M.C., Loftus, W.F., Reid, J.W. y Perry, S. (2001). "Diapause in copepods (Crustacea) from ephemeral habitats with different hydroperiods in Everglades National Park (Florida, U.S.A.)". *Hydrobiologia*. 453-454: 295-308.
- Buendia, C., Gibbins, C.N., Vericat, D. y Batalla, R.J. (2014). "Effects of flow and fine sediment dynamics on the turnover of stream invertebrate assemblages". *Ecohydrology*. 7(4): 1105-1123.
- Buendia, C., Bussi, G., Tuset, J., Vericat, D., Sabater, S., Palau, A. y Batalla, R.J. (2016). "Effects of afforestation on runoff and sediment load in an upland Mediterranean catchment". *Science of the Total Environment*. 540(July): 144-157.
- Buendia, C., Gibbins, C.N., Vericat, D., Batalla, R.J. y Douglas, A. (2013). "Detecting the structural and functional impacts of fine sediment on stream invertebrates". *Ecological Indicators*. 25: 184-196.

- Burrell, G.P. (2001). *"Hyporheic Ecology of Alluvial Rivers in Canterbury, New Zealand"*. Tesis. Canterbury: University of Canterbury.
- Buss, S.R., Cai, Z., Cardenas, B., Fleckenstein, J., Hannah, D.M., Hepell, K., Hulme, P.J., Ibrahim, T.G., Kaeser, D.H., Krause, S., Lawler, D.M., Lerner, D., Mant, J., Malcolm, I., Old, G., Parkin, G., Pickup, R., Pinay, G., Porter, J., Rhodes, G., Ritchie, A., Riley, J., Robertson, A., Sear, D., Shileds, B., Smith, J., Tellam, J. y Wood, P. (2009). "The Hyporheic Handbook. A handbook on the groundwater – surface water interface and hyporheic zone for environment managers", Environment Agency- Science report: SC050070. Bristol (Reino Unido). 280.
- Butturini, A. y Sabater, F. (2000). "Seasonal variability of dissolved organic carbon in a Mediterranean stream". *Biogeochemistry*. 51: 303-321.
- Cardenas, M.B. (2009). "Stream-aquifer interactions and hyporheic exchange in gaining and losing sinuous streams". *Water Resources Research*. 45(6): W06429.
- Cardenas, M.B. y Wilson, J.L. (2007). "Exchange across a sediment-water interface with ambient groundwater discharge". *Journal of Hydrology*. 346(3-4): 69-80.
- Castañeda-Buendía, D. (2011). *Reobservación de la red geodésica de control de la presa de La Tajera*. Tesis. Madrid: Universidad Politécnica de Madrid.
- Castella, E. (1987). *Apport des macroinvertébrés aquatiques au diagnostic écologique des écosystèmes abandonnés par les fleuves. Recherche méthodologique sur le Haut-Rhône français*. Tesis. Université Lyon.
- CHT. (2005a). "Ficha GWB1. Caracterización de masas de agua subterránea" en *Informe de los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua*, Confederación Hidrográfica del Tajo. Madrid (España). 1-27.
- CHT. (2005b). "Capítulo 1. Demarcación Hidrográfica" en *Informe Resumen de los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua*, Confederación Hidrográfica del Tajo. Madrid (España). 1-94.
- CHT. (2013). *Propuesta de proyecto del Plan hidrológico de cuenca - Síntesis de la Propuesta de Proyecto del Plan Hidrológico (Parte Española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo)*. Madrid: Confederación Hidrográfica del Tajo.
- Coleman, R.L. y Dahm, C.N. (1990). "Stream Geomorphology: Effects on Periphyton Standing Crop and Primary Production". *Journal of the North American Benthological Society*. 9(4): 293-302.
- D'Angelo, D.J., Webster, J.R., Gregory, S.V. y Meyer, J.L. (1993). "Transient storage in Appalachian and Cascade mountain streams as related to hydraulic characteristics". *Journal of the North American Benthological Society*. 12(3): 223-235.
- Danielopol, D.L. (1989). "Groundwater fauna associated with riverine aquifers". *Journal of the North American Benthological Society*. 8: 18-35.
- Datry, T. y Larned, S.T. (2008). "River flow controls ecological processes and invertebrate assemblages in subsurface flowpaths of an ephemeral river reach". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 65: 1532-1544.
- Descloux, S., Datry, T. y Marmonier, P. (2013). "Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a gradient of increasing streambed colmatation by fine sediment". *Aquatic Sciences*. 75(4): 493-507.
- Descloux, S., Datry, T. y Usseglio-Polatera, P. (2014). "Trait-based structure of invertebrates along a gradient of sediment colmatation: Benthos versus hyporheic responses". *Science of the Total Environment*. 466-467: 265-276.
- Di Lorenzo, T., Stoch, F. y Galassi, D.M.P. (2013). "Incorporating the hyporheic zone within the river discontinuum: Longitudinal patterns of subsurface copepod assemblages in an Alpine stream". *Limnologia*. 43(4): 288-296.
- Di Lorenzo, T., Cifoni, M., Lombardo, P., Fiasca, B. y Galassi, D.M.P. (2014). "Ammonium threshold values for groundwater quality in the EU may not protect groundwater fauna: evidence from an alluvial aquifer in Italy". *Hydrobiologia*. 743: 139-150.
- Di Marzio, W.D., Castaldo, D., Pantani, C., Di Cioccio, A., Di Lorenzo, T., Sáenz, M.E. y Galassi, D.M.P. (2009). "Relative sensitivity of hyporheic copepods to chemicals". *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 82(4): 488-491.
- Dole-Olivier, M.-J. (1998). "Surface water – groundwater exchanges in three dimensions on a backwater the Rhone River". *Freshwater Biology*. 40: 93-109.
- Dole-Olivier, M.-J. (2011). "The hyporheic refuge hypothesis reconsidered: A review of hydrological

- aspects". *Marine and Freshwater Research*. 62(11): 1281-1302.
- Donahue, I. y Irvine, K. (2003). "Effects of sediment particle size composition on survivorship of benthic invertebrates from Lake Tanganyika, Africa". *Archiv für Hydrobiologie*. 157: 131-144.
- Elliott, A.H. y Brooks, N.H. (1997). "Transfer of nonsorbing solutes to a streambed with bed forms: Theory". *Water Resources Research*. 33(1): 123.
- Escrivà, A., Poquet, J. y Mesquita-Joanes, F. (2015). "Effects of environmental and spatial variables on lotic ostracod metacommunity structure in the Iberian Peninsula". *Inland Waters*. 5(3): 283-294.
- Ferreira Da Silva, E., Patinha, C., Reis, P., Cardoso Fonseca, E., Matos, J.X., Barrosinho, J. y Santos Oliveira, J.M. (2006). "Interaction of acid mine drainage with waters and sediments at the Corona stream, Lousal mine (Iberian Pyrite Belt, southern Portugal)". *Environmental Geology*. 50(7): 1001-1013.
- Frid, C.L.J. y Clark, S. (1999). "Restoring aquatic ecosystems: an overview". *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 4(September 1997): 1-4.
- Galassi, D.M.P., Lombardo, P., Fiasca, B., Di Cioccio, A., Di Lorenzo, T., Petitta, M. y Di Carlo, P. (2014). "Earthquakes trigger the loss of groundwater biodiversity". *Scientific reports*. 4: 6273.
- Gerta Von Bertrab, M., Krein, A., Stendera, S., Thielen, F. y Hering, D. (2013). "Is fine sediment deposition a main driver for the composition of benthic macroinvertebrate assemblages?". *Ecological Indicators*. 24: 589-598.
- Gibert, J., Danielopol, D.L. y Stanford, J.A. (1994). *Groundwater Ecology*. Nueva York: Academic Press.
- Gibert, J., Dole-Olivier, M.-J., Marmonier, P. y Vervier, P. (1990). "Surface water-groundwater ecotones" en *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*, R.J. Naiman y H. Décamps. Reino Unido. 199-226.
- Gibert, J., Mathieu, J. y Fournier, F. (1997). "Groundwater/Surface Water Ecotones: Biological and Hydrological Interactions and Management Options". Nueva York: Cambridge University Press.
- Golz, E. (1994). "Bed degradation - nature, causes, countermeasures". *Water Science and Technology*. 29: 325-333.
- Gómez Cerezo, R. (2003). *Modelos conceptuales de funcionamiento de ríos y arroyos*. <<http://ocw.um.es/ciencias/ecologia/lectura-obligatoria-1/gomez-03.pdf>> [Consulta: 20 de febrero de 2011]: 1-26.
- Gómez Cerezo, R. (2016). "Estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos continentales: un análisis comparativo. Escalas y procesos" en *Avances ecológicos para la sostenibilidad de los ecosistemas acuáticos continentales (Universidad de Murcia)*. <<http://docplayer.es/11955590-Leccion-1-estructura-y-funcionamiento-de-los-ecosistemas-acuaticos-continentales-un-analisis-comparativo-escalas-y-procesos.html>> [Consulta: 24 de julio de 2016].
- Gómez Cerezo, R. (2016). "Las interfases: la interacción agua subsuperficial - superficial y los espacios ribereños" en *Avances ecológicos para la sostenibilidad de los ecosistemas acuáticos continentales (Universidad de Murcia)*. <http://servbiob.inf.um.es/eac/LECCION_10/PRESENTACION_LECCION_10.pdf> [Consulta: 24 de Julio de 2016].
- González del Tánago, M. y García De Jalón, D. (2006). "Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones". *Limnetica*. 25((1-2)): 389-402.
- Gore, J.A. (1996). "Discharge measurement and streamflow analysis" en *Methods in Stream Ecology*, R.F. Hauer y G.A. Lamberti. San Diego (EE.UU). 51-77.
- Graillot, D., Paran, F., Bornette, G., Marmonier, P., Piscart, C. y Cadilhac, L. (2014). "Coupling groundwater modeling and biological indicators for identifying river / aquifer exchanges". *SpringerPlus*. 3(68): 1-14.
- Hancock, P.J. (2002). "Human impacts on the stream-groundwater exchange zone". *Environmental Management*. 29(6): 763-781.
- Hancock, P.J., Boulton, A.J. y Humphreys, W.F. (2005). "Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater". *Hydrogeology Journal*. 13: 98-111.
- Harding, J.S. (2005). "Impacts of metals and mining on stream communities" en *Metal contaminants in New Zealand*, T.A. Moore, A. Back, J.A. Centeno, J.S. Harding y D.A. Trumm. Nueva Zelanda. 343-357.

- Harvey, J.W. y Bencala, K.E. (1993). "The Effect of streambed topography on surface-subsurface water exchange in mountain catchments". *Water Resources Research*. 29(1): 89-98.
- Hernández Fernández, S. (2002). "Interferencia de los embalses, y su régimen de explotación, con algunos procesos y especies relacionados con la fauna" en *Congreso Internacional de Conservación y Rehabilitación de Presas (11-13 de Noviembre de 2002, Madrid)*. 1-8.
- Iepure, S., Rasines-Ladero, R., Meffe, R., Carreño, F., Mostaza-Colado, D., Sundberg, A., Di Lorenzo, T. y Barroso, J.L. (2017). "The role of groundwater crustaceans in disentangling aquifer type features – a case study of the Upper Tagus Basin, central Spain". *Ecohydrology*. : (submitted).
- Iepure, S., Martínez-Hernández, V., Herrera, S., Rasines-Ladero, R. y de Bustamante, I. (2013). "Response of microcrustacean communities from the surface-groundwater interface to water contamination in urban river system of the Jarama basin (central Spain)". *Environmental Science and Pollution Research*. 20(8): 5813-5826.
- Iepure, S., Meffe, R., Carreño, F., Rasines-Ladero, R. y de Bustamante, I. (2014). "Geochemical, geological and hydrological influence on ostracod assemblages distribution in the hyporheic zone of two Mediterranean rivers in central Spain". *International Review of Hydrobiology*. 99(6): 435-449.
- Karayutug, S. (1999). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. 14.- Genera Paracyclops, Ochridacyclops and Key to the Eucyclopinae*. Leiden (Países Bajos): Backhuys Publishers.
- Keller, E.A. y Kondolf, G.M. (1990). "Groundwater and fluvial processes; selected observations" en *Groundwater Geomorphology: the role of subsurface Water in Earth-Surface Processes and Landforms*, C.G. Higgins y D.R. Coates. Colorado (EE.UU). 319-340.
- Kondolf, G.M. (1997). "Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels". *Environmental Management*. 21(4): 533-551.
- Kondolf, G.M. y Matthews, G. (1993). "Management of coarse sediment in regulated rivers of California" en *Report No. 80*, University of California Water Resources Center. California (EE.UU).
- Krause, S., Blume, T. y Cassidy, N.J. (2012). "Investigating patterns and controls of groundwater up-welling in a lowland river by combining Fibre-optic Distributed Temperature Sensing with observations of vertical hydraulic gradients". *Hydrology and Earth System Sciences*. 16(6): 1775-1792.
- Krause, S., Hannah, D.M., Fleckenstein, J.H., Heppell, C.M., Kaeser, D., Pickup, R., Pinay, G., Robertson, A.L. y Wood, P.J. (2011). "Inter-disciplinary perspectives on processes in the hyporheic zone". *Ecohydrology*. 4(4): 481-499.
- Lafont, M., Durbec, A. e Ille, C. (1992). "Oligochaete worms as biological describers of the interaction between surface and groundwaters: a first synthesis". *Regulated Rivers-Research & Management*. 7: 65-73.
- Lafont, M. y Vivier, A. (2006). "Oligochaete assemblages in the hyporheic zone and coarse surface sediments: Their importance for understanding of ecological functioning of watercourses". *Hydrobiologia*. 564(1 SPEC. ISS.): 171-181.
- Leigh, C., Stubbington, R., Sheldon, F. y Boulton, A.J. (2013). "Hyporheic invertebrates as bioindicators of ecological health in temporary rivers: A meta-analysis". *Ecological Indicators*. 32: 62-73.
- MAGRAMA. 2015. *Sistema Integrado de Información del Agua (SIA)*. <<http://servicios2.marm.es/sia/visualizacion/descargas/mapas.jsp>> [Consulta: 10 de mayo de 2015].
- Malard, F. (2004). "Interstitial Fauna" en *Ecology of a Glacial Floodplain*, J.V. Ward y U. Uehlinger. Países Bajos.
- Marmonier, P., Archambaud, G., Belaidi, N., Bougon, N., Breil, P., Chauvet, E., Claret, C., Cornut, J., Detry, T., Dole-Olivier, M.-J., Dumont, B., Flipo, N., Foulquier, A., Gérino, M., Guilpart, A., Julien, F., Maazouzi, C., Martin, D., Mermillod-Blondin, F., Montuelle, B., Namour, Ph., Navel, S., Ombredane, D., Pelte, T., Piscart, C., Pusch, M., Stroffek, S., Robertson, A., Sanchez-Pérez, J.-M., Sauvage, S., Taleb, A., Wantzen, M. y Vervier, P. (2012). "The role of organisms in hyporheic processes: gaps in current knowledge, needs for future research and applications". *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 48: 253-266.
- Marmonier, P. y Creuzé des Chatelliers, M. (1992). "Biogeography of the benthic and interstitial living ostracods (Crustacea) of the Rhone River (France)". *Journal of Biogeography*. 19(6): 693-704.

- Maroto de Mercado, J., García de Jalón, D., Bejarano, M.D., González del Tánago, M. y Martínez-Fernández, V. (2014). "Metrics for assessing downstream effects of dams: example of some Spanish study cases" en *10th ISE Congress (Trondheim, Noruega)*.
- Maurice, L. (2009). "Groundwater ecology literature review", British Geological Survey (OR/09/061). Londres. 1-29.
- Mellado Díaz, A., Suárez Alonso, M.L. y Vidal-Abarca Gutiérrez, M.R. (2008). "Biological traits of stream macroinvertebrates from a semi-arid catchment: patterns along complex environmental gradients". *Freshwater Biology*. 53: 1-21.
- Mezquita, F., Tapia, G. y Roca, J.R. (1999a). "Ostracoda from springs on the eastern Iberian Peninsula: Ecology, biogeography and palaeolimnological implications". *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. 148: 65-85.
- Mezquita, F., Hernández, R. y Rueda, J. (1999b). "Ecology and distribution of ostracods in a polluted Mediterranean river". *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. 148: 87-103.
- Moldovan, O.T. y Levei, E. (2015). "Temporal variability of fauna and the importance of sampling frequency in the hyporheic zone". *Hydrobiologia*. 755(1): 27-38.
- Moldovan, O.T., Levei, E., Marin, C., Banciu, M., Banciu, H., Pavelescu, C.I., Brad, T., Cîmpean, M., Meleg, I., Iepure, S. y Povară, I. (2011). "Spatial distribution patterns of the hyporheic invertebrate communities in a polluted river in Romania". *Hydrobiologia*. 669: 63-82.
- Mori, N. y Brancelj, A. (2011). "Invertebrate drift during in-stream gravel extraction in the River Bača , Slovenia". *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*. 178(2): 121-130.
- Mori, N., Simčič, T., Lukančič, S. y Brancelj, A. (2011). "The effect of in-stream gravel extraction in a pre-alpine gravel-bed river on hyporheic invertebrate community". *Hydrobiologia*. 667(1): 15-30.
- Mori, N., Kanduč, T., Opalički Slabe, M. y Brancelj, A. (2015). "Groundwater Drift as a Tracer for Identifying Sources of Spring Discharge". *Groundwater*. 53(S1): 123-132.
- Mugnai, R., Messana, G. y di Lorenzo, T. (2015). "The hyporheic zone and its functions: Revision and research status in Neotropical regions". *Brazilian Journal of Biology*. 75(3): 524-534.
- Nagorski, S.A. y Moore, J.N. (1999). "Arsenic mobilization in the hyporheic zone of a contaminated stream". *Water Resources Research*. 35(11): 3441-3450.
- Navarro Alvarogonzález, A., Gernández Uría, A. y Doblas Domínguez, J.G. (1993). "Cuenca del Tajo" en *Las aguas subterráneas en España*, IGME. Madrid (España). 216-230.
- Nelson, S.M. y Roline, R.A. (2003). "Effects of multiple stressors on hyporheic invertebrates in a lotic system". *Ecological Indicators*. 3(2): 65-79.
- Omesová, M. y Helešic, J. (2010). "Organic matter and fine grains as possible determinants of spatial and seasonal variability in bed sediment fauna: A case study from a Hercynian gravel stream". *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*. 40(4): 307-314.
- Orghidan, T. (1959). "Ein neuer Lebensraum des unterirdischen Wassers: der hyporheische Biotop". *Archiv für Hydrobiologie*. 55: 392-414.
- Pieri, V., Vandekerckhove, J. y Goi, D. (2012). "Ostracoda (Crustacea) as indicators for surface water quality: a case study from the Ledra River basin (NE Italy)". *Hydrobiologia*. 688: 25-35.
- Pipan, T. y Culver, D.C. (2007). "Epikarst communities: biodiversity hotspots and potential water tracers". *Environmental Geology*. 53: 265-269.
- Plenet, S. y Gibert, J. (1994). "Invertebrate community responses to physical and chemical factors at the river/aquifer interaction zone: I. Upstream from the city of Lyon". *Archiv für Hydrobiologie*. 132(2): 165-189.
- Price, M. (1996). *Introducing Groundwater*. Londres: Chapman and Hall.
- Rasines-Ladero, R.** (2011). "Determinación del estado de las aguas del río Jarama y comparación entre índice biológicos de calidad ecológica" en *Máster Universitario en hidrología y gestión de los recursos hídricos - Proyectos 2011*, Universidad de Alcalá y Universidad Rey Juan Carlos. Madrid (España). 61-89.
- Rasines-Ladero, R.** y Iepure, S. (2016). "Parent lithology and organic matter influence the hyporheic biota of two Mediterranean rivers in central Spain". *Limnetica*. 35(1): 19-36.
- Reid, J.W. y Williamson, C.E. (2010). "Copepoda" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, J.H. Thorp y A.P. Covich. San Diego (EE.UU). 829-899.

- Richardson, J., McDermott, M.J., Robertson, A.L., Shaw, Peter J. y Milner, A.M. (2010). "The hyporheic assemblage of a recently formed stream following deglaciation in Glacier Bay, Alaska, USA". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 67(2): 304-313.
- Ruiz, F., Abad, M., Bodergat, A.M., Carbonel, P., Rodríguez-Lázaro, J., González-Regalado, M.L., Toscano, A., García, E.X. y Prenda, J. (2013). "Freshwater ostracods as environmental tracers". *International Journal of Environmental Science and Technology*. 10(5): 1115-1128.
- Rundle, S.D. y Ormerod, S.J. (1991). "The influence of chemistry and habitat features on the microcrustacea of some upland Welsh streams". *Freshwater Biology*. 26(3): 439-451.
- SAIH-Tajo. 2014. *Sistema Automático de Información Hidrológica – Confederación Hidrográfica del Tajo*. < <http://saihtajo.chtajo.es>>. [Consulta: 11 de Enero de 2014].
- Schmidt, S.I. y Hahn, H.J. (2012). "What is groundwater and what does this mean to fauna? - An opinion". *Limnologica*. 42(1): 1-6.
- Sear, D.A., Armitage, P.D. y Dawson, F.H. (1999). "Groundwater dominated rivers". *Hydrological Processes*. 13(3): 255-276.
- Smith, A.J. y Delorme, L.D. (2010). "Ostracoda" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, J.H. Thorp y A.P. Covich. San Diego (EE.UU). 725-771.
- Sophocleous, M. (2002). "Interactions between groundwater and surface water: The state of the science". *Hydrogeology Journal*. 10(1): 52-67.
- Stanford, J. y Ward, J.V. (1988). "The hyporheic habitat of river ecosystems". *Nature*. 335(6185): 64-66.
- Stein, H., Kellermann, C., Schmidt, S.I., Briemann, H., Steube, C., Berkhoff, S.E., Fuchs, A., Hahn, H.J., Thulin, B. y Griebler, C. (2010). "The potential use of fauna and bacteria as ecological indicators for the assessment of groundwater quality". *Journal of environmental monitoring: JEM*. 12: 242-254.
- Stoch, F., Fiasca, B., Di Lorenzo, T., Porfirio, S., Petitta, M. y Galassi, D.M.P. (2016). "Exploring copepod distribution patterns at three nested spatial scales in a spring system: habitat partitioning and potential for hydrological bioindication". *Journal of Limnology*. 75(1): 1-13.
- Storey, R.G., Howard, K.W.F. y Williams, D.D. (2003). "Factors controlling riffle-scale hyporheic exchange flows and their seasonal changes in a gaining stream: A three-dimensional groundwater flow model". *Water Resources Research*. 39(2): 1-17.
- Stubbington, R., Wood, P.J. y Reid, I. (2011). "Spatial variability in the hyporheic zone refugium of temporary streams". *Aquatic Sciences*. 73(4): 499-511.
- Thulin, B. y Hahn, H.J. (2008). "Ecology and living conditions of groundwater fauna" en *Technical Report TR-08-06*, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co. (ed.). Estocolmo (Suecia). 1-55.
- Triska, F.J., Duff, J.H. y Avanzino, R.J. (1993). "The role of water exchange between a stream channel and its hyporheic zone in nitrogen cycling at the terrestrial aquatic interface". *Hydrobiologia*. 251(1-3): 167-184.
- Triska, F.J., Kennedy, V.C., Avanzino, R.J., Zellweger, G.W. y Bencala, K.E. (1989). "Retention and Transport of Nutrients in a Third-Order Stream: hyporheic processes". *Ecology*. 70(6): 1893-1905.
- Valet, H.M., Morrice, J.A., Dahm, C.N. y Campana, M.E. (1996). "Parent lithology, surface-groundwater exchange, and nitrate retention in headwater streams". *Limnology and Oceanography*. 41(2): 333-345.
- Vervier, P., Gibert, J., Marmonier, P., y Dole-Olivier, M.-J. (1992). "A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater ecotone". *Journal of the North American Benthological Society*. 11: 93-102.
- Wallace, J.B., Webster, J.R. y Meyer, J.L. (1995). "Influence of log additions on physical and biotic characteristics of a mountain stream". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 52(10): 2120-2137.
- Ward, J.V. (1989). "The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems". *Journal of the North American Benthological Society*. 8(1): 2-8.
- Ward, A.S. (2016). "The evolution and state of interdisciplinary hyporheic research". *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*. 3(1): 83-103.
- Ward, J.V. y Voelz, N.J. (1990). "Gradient analysis of interstitial meiofauna along a longitudinal profile". *Stygologia*. 5: 93-99.

- Ward, J.V. y Voelz, N.J. (1994). "Groundwater fauna of the South Platte River system, Colorado". *Groundwater Ecology*. 391-422.
- Ward, J.V., Bretschko, G., Brunke, M., Danielopol, D., Gibert, J., Gonser, T. y Hildrew, A.G. (1998). "The boundaries of river systems: the metazoan perspective". *Freshwater Biology*. 40: 531-569.
- Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L. y Alley, W.M. (1998). "Ground Water and Surface Water - A single Resource" en *U.S. Geological Survey Circular 1139 - USGS Publications*, U.S. Department of the Interior. Denver (Colorado, EE.UU). 79.
- Zarnetske, J.P., Gooseff, M.N., Brosten, T.R., Bradford, J.H., McNamara, J.P. y Bowden, W.B. (2007). "Transient storage as a function of geomorphology, discharge, and permafrost active layer conditions in Arctic tundra streams". *Water Resources Research*. 43(7).
- Zhou, Y., Ritzl, Robert W., Soltanian, M.R. y Dominic, D.F. (2014). "The Influence of Streambed Heterogeneity on Hyporheic Flow in Gravelly Rivers". *Groundwater*. 52(2): 206-216.
- Zibrat, U. (2012). *Development of a new Biotic Index based on hyporheic fauna for water quality determination in lotic ecosystems*. Tesis. Eslovenia: Graduate School, Nova Gorica University. 1-83.

CAPÍTULO 6

El uso de los ciclopoideos para determinar el estado ecológico en el ambiente hiporreico conforome a la Directiva Marco del Agua



"¿Qué sabe el pez del agua donde nada toda su vida?"
(Albert Einstein)

6.1. Introducción y objetivos

El agua es el recurso natural más importante del planeta, por suponer el elemento básico para la aparición, desarrollo y mantenimiento de la vida de todos los organismos; así como para el funcionamiento de los ecosistemas (Falkenmark, 2003; Sánchez-Martínez et al., 2011; Willaarts et al., 2012). A pesar de que el 75% del total de superficie del planeta es agua, únicamente el 3% es agua dulce que aparece en forma de agua subterránea (30,1%), agua superficial (0,3%), y el resto aparece en forma de hielo (68,1%), agua atmosférica (0,80%) y como parte de los organismos vivos (biosfera) (0,90%) (Shiklomanov, 1993; Griebler y Avramov, 2015). En la península ibérica, las aguas superficiales suponen un 20,68% del agua total disponible; mientras que las subterráneas suponen el 79,32% (MMA, 2000; Alvarez-Cobelas, 2006; Garrido y Llamas, 2010).

De todas las características ligadas al agua, la calidad supone uno de los aspectos básicos a determinar debido a que ésta, condiciona la posibilidad de uso de la misma. El concepto y definición de calidad, entendido como el conjunto de propiedades inherentes al agua que permiten juzgar su valor, y que supone la medición de las condiciones físico-químicas, biológicas y radiológicas en relación con los requisitos de una o más especies bióticas o a cualquier necesidad humana o propósito (Johnson et al., 1997), ha evolucionado a lo largo del tiempo y se ha definido a partir de diferentes aproximaciones. La legislación no ha sido ajena a esta evolución y ha ido sufriendo modificaciones para adaptarse a las diferentes definiciones propuestas para la calidad. A nivel europeo, las primeras directivas enfocadas a la determinación y/o protección de la calidad se centraban en los aspectos físico-químicos, determinando una serie de objetivos a cumplir en función al uso al que éstas estaban destinadas (directivas de primera generación). No obstante, la aparición de la Directiva 2000/60/CE por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, en adelante Directiva Marco del Agua, DMA (DOCE, 2000), supuso un avance en este sentido para mejorar las metodologías y forma de abordar los estudios respecto a la determinación de la calidad del agua superficial (ríos, lagos, embalses y aguas de transición); así como la gestión de los recursos hídricos en los Estados miembros.

La DMA se define como una directiva de tercera generación, por tener como objetivo el control de la contaminación difusa y la aplicación de un enfoque combinado entre las medidas que se aplican, tanto en fuentes de emisión, como en la incidencia del vertido sobre el medio acuático. Esta directiva fue transpuesta al ordenamiento

jurídico español a través de la Ley 62/2003 de medidas fiscales administrativas y del orden social (BOE, 2003), y se ha ido complementando mediante diferentes figuras legislativas como el Real Decreto 907/2007 por el que se aprueba el Reglamento de Planificación Hidrológica (BOE, 2007); la Orden ARM/2656/2008 por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica (BOE, 2008); y el Real Decreto 817/2015, de reciente aprobación, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado cualitativo y cuantitativo de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental, NCAs (BOE, 2015a).

El aspecto más importante de la DMA es la introducción de una metodología que integra los aspectos físico-químicos de las agua con aspectos ecológicos en la definición de la calidad del agua, introduciendo una serie de parámetros e indicadores biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos a considerar para la determinación de la calidad o, lo que la propia directiva define como “*estado de las masas de agua*”, considerado como el grado de alteración que presenta respecto a sus condiciones naturales y que viene determinado por el peor estado obtenido a partir de dos componentes: “*estado químico*” y “*estado ecológico*”(ecoQ). El estado químico se define como “*una expresión de la calidad de las aguas superficiales que refleja el grado de cumplimiento de las normas de calidad ambiental respecto a las sustancias prioritarias y otros contaminantes*”; mientras que el estado ecológico, se define como “*una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales en relación a las condiciones de referencia establecidas*” (DOCE, 2000). La determinación del estado ecológico asociado a las masas de agua superficial, MSPF, de la categoría río, aspecto sobre el que centramos las investigaciones del presente Capítulo, sigue un proceso iterativo (Figura 6. 1). Para ello se consideran elementos de calidad biológica, físico-química e hidromorfológica, las cuales se comparan con unas condiciones de referencia establecidas para cada uno de los ecotipos en los que se clasifican las diferentes masas de agua superficial (BOE, 2015; Torres et al., 2010). Los ríos sobre los que versan nuestras investigaciones (río Henares y río Tajuña) pertenecen a dos ecotipos de la región mediterránea, *R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea* y *R-T16: Ejes mediterráneos continentales mineralizados* (Tabla 6. 1), cuyos valores de referencia y límites de cambio de clase de estado obtenido a partir del *ratio de calidad ecológica*, RCE, se presentan en la Tabla 6. 2.

Entre los indicadores de calidad ecológica utilizados para la determinación del estado ecológico de las aguas superficiales destacan los biológicos. Éstos, se caracterizan por utilizar una serie de organismos bioindicadores (Torres et al., 2010).

Entre estos organismos, los más ampliamente utilizados en el ámbito de las aguas superficiales de la categoría río corresponden a los macroinvertebrados bentónicos, que cumplen con las características deseables y exigibles para un bioindicador, es decir, existe un buen conocimiento respecto a su ecología, taxonomía y distribución geográfica; son sensibles de forma rápida ante cambios en las condiciones del medio en el que se encuentran; presentan requerimientos específicos respecto al hábitat en el que están presentes; y el número de individuos presentes es suficiente para su utilización (BOE, 2015a; Golfieri et al., 2015). A partir del reconocimiento de este grupo como bioindicador, existen numerosos índices de calidad ecológica basados en su presencia/ausencia, abundancia y/u otros parámetros poblacionales (Pavluk et al., 2000; Rueda Sevilla et al., 2005; Camargo et al., 2011; Rasines-Ladero, 2011). En la península ibérica, el más ampliamente utilizado corresponde al IBMWP (*Iberian Biomonitoring Working Party*) de Alba-Tercedor et al. (2002). En el caso de los elementos de calidad físico-química, los parámetros a considerar corresponden al pH, OD, NO₃⁻, NH₄⁺ y PO₄³⁻; así como las sustancias preferentes recogidas en el anexo V del Real Decreto 817/2015 y contaminantes específicos definidos en los planes hidrológicos de cuenca. Por último, los elementos hidromorfológicos, que tienen menor relevancia con respecto a los dos anteriores, ya que sirven únicamente para la distinción entre el “buen estado” y el “muy buen estado” de las MSPF, destaca el índice de calidad de bosque de ribera (QBR) de Munné et al. (2003); si bien existen otros como el Índice del hábitat fluvial, IFH de Benke y Wallace (2003), y adaptado por Pardo et al. (2002) a la península ibérica (BOE, 2015a).

Otro de los aspectos clave de la DMA se refiere al modo de gestionar y manejar los recursos hídricos; un tema que no es baladí en nuestro país, debido a la escasez hídrica y la distribución heterogénea de los recursos hídricos. En general, la gestión ha pasado por tres etapas: i) centrada en el aprovechamiento de los caudales para propósitos básicos, agrícolas, energía hidroeléctrica y abastecimientos (principios del siglo XX); ii) desarrollo importante de la energía hidráulica que permitía atender a más de un objetivo; iii) protagonismos de la conciencia ambiental y los impactos sociales asociados a las políticas hidráulicas (a partir de los años 60) (White, 1998; Sánchez-Martínez et al., 2011).

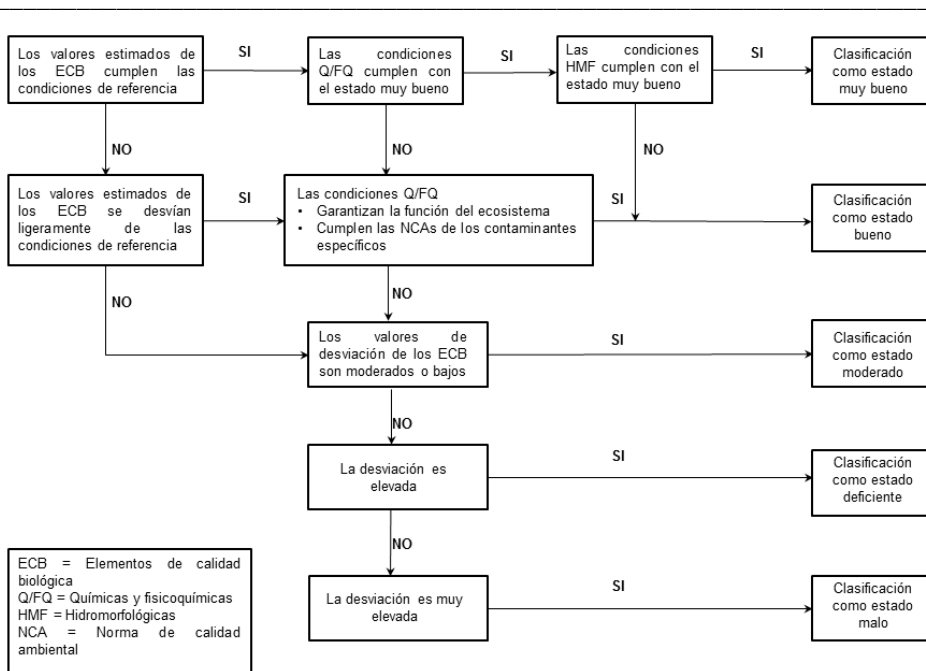


Figura 6. 1. Proceso iterativo para la determinación del estado ecológico en las MSPF conforme a lo establecido en la DMA. Fuente: BOE (2015a).

En este sentido, la DMA introdujo la cuenca hidrográfica como entidades básicas territoriales de gestión, las cuales se encuentran controladas por las confederaciones hidrográficas (que ya existían en España desde 1926) y que establecen los planes hidrológicos de cuenca para la ordenación, gestión y legislación respecto a los recursos e infraestructuras hidrológicas en sus territorios (Colmenar, 2001; Sánchez-Martínez et al., 2011). En el caso de la cuenca hidrográfica del Tajo, es la Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) quien realiza la gestión y promulga los planes de cuenca; siendo el más reciente el correspondiente al año 2016 (RD 1/2016) (BOE, 2016). Además, la DMA establece las MSPF y las masas de agua subterráneas (MSBT) como unidades básicas de gestión hidrológica (DOCE, 2000; DOUE, 2006; Griebler et al., 2010; MAGRAMA, 2016a,b).

La DMA también ha supuesto la introducción como componente esencial del ciclo hidrológico de las aguas subterráneas; si bien su estudio y caracterización se rige por la Directiva 2006/118/CE (DOUE, 2006) y posteriores modificaciones de la misma (DOUE, 2014). Esta legislación fue incorporada al ordenamiento jurídico español mediante el Real Decreto 1514/2009 relativo a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro (BOE, 2009), y el Real Decreto 1075/2015 por el que se modifica el anexo II del Real Decreto 1514/2009 (BOE, 2015b). Su estudio y

caracterización se basa únicamente en la necesidad de determinar el estado de las masas de agua subterránea, MSBT, desde un punto de vista químico y cuantitativo (Brunke y Gonser, 1997; Dole-Olivier, 1998); sin que existan, por el momento, metodologías establecidas para evaluar la integridad ecológica de las masas subterráneas. En este sentido, únicamente Alemania, Austria y Australia han introducido en su ordenamiento jurídico aspectos relacionados con dicha evaluación (Tomlinson y Boulton, 2008; Danielopol y Griebler, 2008; Steube et al., 2009; Marmonier et al., 2012). No obstante, en los últimos años, se ha avanzado en el estudio sobre el uso de la fauna subterránea como indicadores biológicos de calidad ecológica en los ambientes subterráneos (Griebler et al., 2010).

Tabla 6. 1. Ecotipos estudiados y correspondencias con las masas de agua superficial, puntos y ríos estudiado a lo largo de las campañas realizadas entre febrero de 2012 y febrero de 2013.

Ecotipo	Nº MSPF	Código MSPF	Puntos asociados	Río
R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea	5	MSPF0310010	H1	Henares
		MSPF0308010	H2	Henares
		MSPF0204010	T1, T2, T3, T4	Tajuña
		MSPF0202011	T5, T6	Tajuña
		MSPF0201010	T7, T8, T9, T10, T11	Tajuña
R-T16: Ejes mediterráneos continentales mineralizados	4	MSPF0304010	H3	Henares
		MSPF0303010	H4, H5	Henares
		MSPF0302010	H6, H7	Henares
		MSPF0301010	H8, H9	Henares

Abreviatura: MSPF = masa de agua superficial.

Tabla 6. 2. Condiciones de referencia establecidas para los diferentes indicadores biológicos, hidromorfológicos y químicos establecidos por la DMA y el RD 817/2015 para la determinación del estado ecológico en los ecotipos estudiados, R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea (negro), y R-T16: Ejes mediterráneos continentales mineralizados (gris).

Indicador / Parámetro	Condición de referencia	Límite de cambio de clase de estado: Indicadores biológicos e hidromorfológicos: RCE; Indicadores químicos: MEDIDA			
		Muy bueno / bueno	Bueno / moderado	Moderado / deficiente	Deficiente / malo
IBMWP	186 / 136	0,82 / 0,86	0,50 / 0,52	0,30 / 0,31	0,12 / 0,13
QBR	88 / 55	0,795 / 0,857			
pH		6,5 – 8,7	6 – 9		
OD			5		
NH ₄ ⁺		0,2	0,6		
PO ₄ ³⁻		0,2	0,4		
NO ₃ ⁻		10	25		

Abreviatura: MSPF = masa de agua superficial; IBMWP = Iberian Biomonitoring Working Party (índice biológico); QBR = Índice de calidad de bosque de ribera (índice hidromorfológico); RCE = Ratio de calidad ecológica.

En el caso del ambiente hiporreico asociado a los sistemas fluviales, Boulton (2000) propuso tres posibles medidas respecto a la determinación de su calidad: i) el intercambio hidrológico; ii) los ratios respecto a la actividad biogeoquímica intersticial; y iii) la biodiversidad de la fauna hiporreica. No obstante, la falta de protocolos estandarizados de muestreo, excepto aquellos recogidos en informes como los (Malard et al. (2004) y Dearden y Palumbo-Roe (2010) y, sobre todo, la falta de datos de referencia asociados a los distintos ecotipos fluviales dificulta la determinación del estado ecológico en el ecotono hiporreico. Numerosos estudios se han enfocado, no obstante, en la determinación de las relaciones entre la distribución y la diversidad de la fauna y las condiciones ambientales asociadas a la zona hiporreica (Boulton, 2000; Rinderhagen et al., 2000; Griebler et al., 2010; Leigh et al., 2013; Moldovan et al., 2013). A partir de ellos se pone de manifiesto la importancia respecto a las características estructurales del sedimento hiporreico, que suponen el principal factor condicionante respecto a los gradientes hidráulicos, capacidad de transmisividad y almacenaje de nutrientes, así como otras características que condicionan la presencia de la fauna en el ecotono hiporreico (Gibert et al., 1990; Vervier et al., 1992; Bravard et al., 1997; Boulton et al., 1998; Ward et al., 1998; Thulin y Hahn, 2008; Buendía et al., 2013, 2014; Omesová y Helešić, 2010; Rasines-Ladero e Iepure, 2016).

Basándose en estos aspectos, Hahn (2006), diseñó el primer índice de calidad aplicado al ambiente acuático subterráneo, el “*GW-Fauna-Index*” cuya expresión responde a la ecuación [1]. Este índice no es biológico en sentido estricto, sino que se basa en el estudio de aquellos parámetros abióticos (temperatura, oxígeno disuelto y el contenido de detritus), entendidos como los más influyentes respecto a la presencia y/o distribución de los organismos en el medio acuático subterráneo. En 2012 Zibrat elaboró un índice biótico para el ambiente hiporreico basado en el uso de organismos (copépodos) presentes a lo largo de 26 ríos eslovenos. En todos los casos, se pone de manifiesto la necesidad de incrementar el conocimiento de los principales atributos que caracterizan los ecosistemas dependientes de aguas subterráneas con un correcta funcionalidad ecosistémica (buen estado ecológico). Estos atributos se corresponden con: i) presencia, cuando la hay, de fauna dominada por crustáceos y otros grupos; ii) alto ratio de especies estigobiontes (Sb) frente a estigoxenas (nSb); iii) ausencia de especies exóticas; iv) baja diversidad microbiana; v) baja actividad microbiana; vi) alto ratio de microbiota fija frente a aquella en suspensión; vii) baja concentración de nitrógeno y de carbono orgánico disuelto (COD); y viii) ausencia de químicos sintéticos (Korbel y Hose, 2011). La dificultad respecto al desarrollo de índices biológicos de calidad ecológica en el ambiente hiporreico (al igual que en el ambiente

acuático subterráneo) radica en su heterogeneidad y la dificultad de acceso y/o muestreo (Danielopol et al., 2008).

$$[1] \text{GWFI} = \sqrt{\text{Oxígeno disuelto}} \times \sqrt{\text{cantidad relativa de detritus} \times \text{SD temperatura}}$$

Siendo:

Oxígeno disuelto en mg/L

SD temperatura = desviación estándar de la temperatura

6.1.1. Objetivos e hipótesis de partida

Hasta ahora, hemos utilizando como marco de estudio las dos cuencas hidrográficas asociadas a los ríos Henares y Tajuña; así como a las diferentes masas de agua superficial en las que cada uno de los cauces se encuentra dividido. Sin embargo, en este capítulo utilizaremos una aproximación más administrativa y/o de gestión, al considerar como marco de referencia, los dos ecotipos en los que se clasifican las masas de agua estudiadas asociadas al cauce de los ríos Henares y Tajuña, situados en la zona central de la península ibérica, asociados a la cuenca hidrográfica del Jarama y cuyas características litológicas determina su clasificación como *Ríos de montaña mediterránea calcárea*, ecotipo R-T12, en el caso de la totalidad del cauce del Tajuña y del tramo superior del Henares; así como *Ejes mediterráneos continentales mineralizados*, ecotipo R-T16, en el caso del tramo medio y bajo del río Henares (Tabla 6. 1).

El **objetivo principal** es determinar la posibilidad de utilización de los organismos hiporreicos (ciclopoideos), como elementos de calidad biológica para la determinación del estado ecológico en el medio hiporreico asociado a dos ecotipos, calcáreos (R-T12) y mineralizados (R-T16) conforme a la metodología descrita por la DMA, por su permanente presencia en la zona hiporreica. Para ello, nos hemos planteado una serie de objetivos específicos que se presentan a continuación:

Estimar el estado ecológico en las masas de agua superficiales estudiadas, mediante el uso de los elementos de calidad biológicos (IBMWP), físico-químicos e hidromorfológicos (QBR) recogidos en la legislación vigente (RD 817/2015).

- Introducir los elementos clave (composición granulométrica y contenido de materia orgánica en los sedimentos, condiciones físico-químicas de las aguas y las comunidades bióticas de ciclopoideas, crustáceos) para la caracterización espacial y temporal de las condiciones ambientales asociadas a los distintos ecotipos estudiados y relacionarlos con los elementos de calidad ecológica (biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos) utilizados en el ambiente superficial.
- Comparar las comunidades de ciclopoideas asociadas a los ecotipos R-T12 y R-T16 y su relación con las condiciones ambientales para determinar el posible uso de los ciclopoideas como indicadores biológicos de calidad asociada al ambiente hiporreico.
- Determinar la posibilidad de establecer unas condiciones de referencia para cada uno de los parámetros clave determinados en el ambiente hiporreico asociado a los dos ecotipos presentes en el área de estudio.

Nuestra hipótesis de partida supone el contemplar una tendencia decreciente respecto a la calidad ecológica de las aguas superficiales, a lo largo del perfil longitudinal del cauce de los ríos Henares y Tajuña. Además, esperamos que aquellas masas de agua relacionadas con el ecotipo mineralizado R-T16, localizados en el tramo medio y bajo del Henares, presenten una menor calidad ecológica desde el punto de vista de todos los elementos de calidad determinados (biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos), por tratarse de la zona más antropizada, con presencia de grandes núcleos de población y una intensa actividad urbano-industrial y agrícola. Como consecuencia de la variación espacial y temporal de la calidad ecológica asociada a las diferentes masas de agua superficial de los ecotipos estudiados, esperamos una variación análoga en las condiciones ambientales (abióticas y bióticas) de la zona hiporreica; de modo que ésta pueda ser utilizada como complemento en la estimación del estado ecológico en las mismas y sentar las bases para el desarrollo de una metodología para la estimación del estado ecológico en la zona hiporreica de los ríos de la región mediterránea pertenecientes a los ecotipos *R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea* y *R-T16: Ejes mediterráneos continentales mineralizados*.

6.2. Estimación del estado ecológico en los cauces del Henares y Tajuña (ecotipos R-T12 y R-T16)

Los resultados se presentan siguiendo el orden secuencial establecido por la DMA y recogido en el RD 817/2015 (Figura 6. 1). La totalidad de los resultados respecto a la presencia/ausencia de las diferentes familias de macroinvertebrados, valores de los índices de calidad estimados y las categorías ecológicas asociadas a dichos valores se presentan en los *Anexos digitales: AD_ecoQ*.

6.2.1. Elementos de calidad biológica

Un total de 98 muestras de la **zona bentónica** asociada a los ríos Henares y Tajuña fueron analizadas (44 procedentes del río Henares; 54 del Tajuña). Dichas muestras fueron obtenidas de forma adicional a las del ambiente hiporreico, tal y como se ha comentado en el Capítulo 2 de la presente *Tesis*. Los organismos identificados pertenecen a 79 familias de macroinvertebrados diferentes, agrupadas en 17 órdenes. De ellas, 50 familias (15 órdenes) fueron identificados a lo largo de los puntos asociados al ecotipo mineralizado; mientras que en el calcáreo, estas cifras asciende a 74 familias (17 órdenes) (*AD_ecoQ*). De ellos, los órdenes con mayor representación corresponden al de los dípteros y el de los tricópteros, ambos con 14 familias. Estos órdenes aparecen con mayor representación en los tramos mineralizados (14 familias de ambos); mientras que en los calcáreos aparecen 10 familias de dípteros y nueve de tricópteros.

A partir de su identificación, y utilizando las puntuaciones de cada una de las familias conforme a lo establecido por Alba-Tercedor et al. (2002) y el MAGRAMA (2013), en la Tabla 6. 2 se presentan los valores puntuales, y por masa superficial del índice IBMWP, estimado a partir del peor valor de aquellos obtenidos en los puntos asociados a dicha masa, tal y como establece la DMA,. En ella se observa como ninguno de los puntos, ni masa superficial, alcanza la categoría de “muy bueno” respecto a su estado ecológico desde el punto de vista biológico; destacando los valores excesivamente bajos respecto al índice IBMWP en el punto T2 (Peña horadada, Luzón) durante las campañas de invierno (diciembre de 2012 y febrero de 2013). De forma general se observa un gradiente longitudinal en el que, en ambos ecotipos, los tramos más altos de los cauces estudiados presentan una calidad biológica superior a las de los tramos medios y bajos.

Tabla 6. 3. Valores brutos y medios del índice biológico de calidad ecológica IBMWP, categoría ecológica (ecoQ) asociada a los puntos y las MSPF correspondientes a los ríos estudiados (río Henares, en fondo gris, y río Tajuña) clasificados según los ecotipos R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea y R-T16: Ejes mediterráneos continentales mineralizados.

IBMWP	Febrero 2012			Mayo 2012			Septiembre 2012			Diciembre 2012			Febrero 2013			Valores Medios		
R-T12	Valor	EcoQ	EcoQ (MSPF)	Valor	EcoQ	EcoQ (MSPF)	Valor	EcoQ	EcoQ (MSPF)	Valor	EcoQ	EcoQ (MSPF)	Valor	EcoQ	EcoQ (MSPF)	Valor	EcoQ	EcoQ (MSPF)
H1	79	III	III	66	III	III	92	III	III	87	III	III	101	II	II	85	III	III
H2	64	III	III	76	III	III	81	III	III	63	III	III	81	III	III	73	III	III
T1	100	II		90	III		92	III		74	III		73	III		86	III	
T2	118	II	II	116	II	III	-	-	III	5*	V	V*	21*	V*	V*	65	IV	IV
T3	109	II	II	83	III	III	108	II	III	36	III	V*	103	II	V*	88	III	IV
T4	93	II		115	II		87	III		101	II		104	II		100	II	
T5	107	II	II	93	II	II	92	III	III	113	II	III	101	II	III	101	II	II
T6	106	II	II	92	II	II	119	II	III	89	III	III	80	III	III	97	II	II
T7	95	II		78	III		93	II		86	III		89	III		88	III	
T8	84	III		102	II		88	III		93	II		103	II		94	II	
T9	59	III	IV	51	IV	IV	38	IV	IV	26	IV	IV	46	IV	IV	44	IV	IV
T10	46	IV		34	IV		49	IV		22	IV		43	IV		39	IV	
T11	60	III		42	IV		53	IV		42	IV		77	III		55	IV	
R-T16	Valor	EcoQ	EcoQ (MSPF)	Valor	EcoQ	EcoQ (MSPF)	Valor	EcoQ	EcoQ (MSPF)	Valor	EcoQ	EcoQ (MSPF)	Valor	EcoQ	EcoQ (MSPF)	Valor	EcoQ	EcoQ (MSPF)
H3	60	III	III	66	III	III	80	II	II	72	II	II	74	II	II	70	III	III
H4	64	III	III	75	II	II	42	III	III	23	IV	IV	50	III	III	51	III	III
H5	67	III	III	84	II	II	58	III	III	44	III	IV	66	III	III	64	III	III
H6	54	III	IV	47	III	IV	52	III	III	-	-	III	65	III	III	54	III	III
H7	39	IV	IV	32	IV	IV	45	III	III	51	III	III	47	III	III	43	III	III
H8	50	III	IV	40	IV	IV	67	III	IV	44	III	IV	44	III	III	49	III	IV
H9	39	IV	IV	32	IV	IV	33	IV	IV	31	IV	IV	49	III	III	37	IV	IV

NOTA: Los límites de cambio de clase (RCE) establecidos para los ecotipos R-T12 y R-T16 se han obtenido a partir del RD 817/2015 (Tabla 6. 2; BOE, 2015). Abreviatura: MSPF = masa de agua superficial. Clave: EcoQ = categoría ecológica (estado ecológico) diferenciada en: I= muy buena; II = buena; III = moderada; IV = deficiente; V = malo.

Los análisis de comparación (ANOVA, F / Kruskal-Wallis, H -test) respecto al valor del índice IBMWP indican una clara distinción entre las MSPF del tramo alto del Henares y de la totalidad del cauce del Tajuña asociadas al ecotipo R-T12 ($F = 18,14$; p -valor $< 0,05$); así como entre las pertenecientes al ecotipo R-T16 ($H = 10,36$; p -valor $< 0,05$). De forma temporal, no se detectan variaciones significativas (p -valor $> 0,05$); si bien, en invierno y primavera (febrero de 2012, 2013 y mayo de 2012) presentan mejores características ecológicas desde un punto de vista biológico en ambos ecotipos (Tabla 6. 3).

En el ambiente hiporreico un total de 97 muestras biológicas obtenidas en la zona hiporreica de los cauces estudiados (43 en el Henares y 54 en Tajuña) fueron analizadas para la identificación de las especies de ciclopoideos presentes en sus respectivos ambientes hiporreicos. Un total de 3.558 individuos fueron capturados a lo largo de los ecotonos hiporreicos muestreados; realizándose una correcta identificación taxonómica sobre 2.176 individuos en el ambiente hiporreico asociado al ecotipo R-T12; y 695 individuos en el ambiente hiporreico asociado al ecotipo R-T16. En total se han identificado **31 especies** pertenecientes a siete géneros: *Paracyclops* (cuatro especies), *Eucyclops* (siete especies), *Microcyclops* (cuatro especies), *Megacyclops* (una especie), *Acanthocyclops* (ocho especies), *Diacyclops* (seis especies) y *Macrocyclops* (una especie). De todas ellas, seis son estigobiontes, *Eucyclops hadjebensis*, *Eucyclops* sp. 1, *Eucyclops graeteri*, *Acanthocyclops venustus*, *Acanthocyclops* n. sp. 1, y *Acanthocyclops agamus*). Las curvas de acumulación de especies indican la correcta representatividad de las muestras biológicas para ambos ecotipos (Tabla 6. 4). En la Tabla 6. 5 se muestra el listado de las especies identificadas y los ecotipos en los que han sido identificadas. En la Tabla 6. 6 y Tabla 6. 7 se presentan las abundancias medias, la diversidad (n° de especies presentes, S ; e índice de Shannon-Wiener, H'), así como la relación entre especies estigobiontes y no estigobiontes (Sb/nSb) en los puntos y masas de agua superficial asociada a los ecotipos calcáreos (R-T12) y mineralizados (R-T16), respectivamente.

Tabla 6. 4. Valores de los estimadores de diversidad no paramétricos Chao 1, Chao 2 y Jackknife en los sitios de muestreo correspondientes a Heras de Ayuso (Guadalajara) y Romancos (Guadalajara) (febrero 2012 - abril 2014) asociados al cauce del río Henares (H) y Tajuña (T), respectivamente.

Estimador de biodiversidad	R-T12	R-T16
Chao 1	29,6	18,2
Chao 2	34,1	16,9
Jackknife	34,86	18,9
S observado	27	16

Capítulo 6

Tabla 6. 5. Relación de especies de ciclopoideas encontrados en los ambientes hiporreicos asociados a cada uno de los ecotipos estudiados.

Especie	R-T12 (27 especies)	R-T16 (16 especies)
<i>Eucyclops graeteri</i> * (Chappuis, 1927)	SI	NO
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851)	NO	SI
<i>Eucyclops hadjebensis</i> * (Kiefer, 1926)	SI	SI
<i>Eucyclops</i> n. sp.	SI	SI
<i>Eucyclops</i> sp. 1*	NO	SI
<i>Eucyclops</i> sp. 2	SI	NO
<i>Eucyclops</i> sp. 3	SI	NO
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine, 1820)	SI	SI
<i>Paracyclos imminutus</i> (Kiefer, 1929)	SI	SI
<i>Paracyclos chiltoni</i> (Thomson, 1882)	SI	SI
<i>Paracyclos fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	SI	SI
<i>Paracyclos oligarthrus</i> (Sars, 1909)	SI	NO
<i>Acanthocyclops venustus</i> gr.* (Norman y Scott, 1906)	SI	NO
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars, 1863)	SI	SI
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer, 1853)	NO	SI
<i>Acanthocyclops agamus</i> * (Kiefer, 1938)	SI	NO
<i>Acanthocyclops</i> sp. 1	SI	NO
<i>Acanthocyclops</i> sp. 2	SI	NO
<i>Acanthocyclops</i> n. sp. 1*	SI	SI
<i>Acanthocyclops</i> n. sp. 2	SI	NO
<i>Diacyclops languidoides languidoides</i> (Lilljeborg, 1901)	SI	SI
<i>Diacyclops languidus</i> (Sars, 1863)	SI	NO
<i>Diacyclops crassicaudis crassicaudis</i> (Sars, 1863)	SI	NO
<i>Diacyclops bisetosus</i> (Rehberg, 1880)	SI	NO
<i>Diacyclops</i> sp. 1	NO	SI
<i>Diacyclops</i> sp. 2	SI	SI
<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1921)	SI	SI
<i>Microcyclops rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	SI	SI
<i>Microcyclops varicans</i> (Sars, 1863)	SI	NO
<i>Microcyclops</i> sp. 1	SI	NO
<i>Microcyclops</i> sp. 2	SI	NO

* Especie estigobionte.

En el ecotipo calcáreo (R-T12) correspondiente a los tramos altos del Henares y a la totalidad del cauce del Tajuña, la MSPF0204010 (tramo alto del Tajuña) presenta las abundancias totales y la proporción de Sb/nSb más elevadas; mientras que la mayor diversidad se registra en la MSPF0201010 (tramo bajo del Tajuña) (Tabla 6. 6). A escala temporal la máxima abundancia se registra durante primavera (mayo 2012); mientras que la diversidad es superior en diciembre de 2012 (ver anexos digitales: *AD_fauna*). Los análisis *PERMANOVA* indican una diferenciación en la composición de las comunidades de ciclopoideas asociada a las distintas MSPFs del ecotipo calcáreo (*Pseudo-F*_{4,59} = 3,13; *p-valor* = 0,0002; *perms* = 9.878); no observándose diferenciación temporal al respecto (*Pseudo-F*_{4,59} = 1,02; *p-valor* = 0,428;

perms = 9.863). El análisis SIMPER (Tabla 6. 8) indica aquellas especies que contribuyen a la diferenciación entre las MSPFs asociadas al ecotono R-T12.

En el ecotipo mineralizado (R-T16) correspondiente a los tramos medios y bajos del Henares, la MSPF0301010 (tramo bajo del Henares) presenta las abundancias totales y la proporción de Sb/nSb más elevadas; mientras que la mayor diversidad se registra en la MSPF0303010 (tramo medio del Henares) (Tabla 6. 7). A escala temporal la máxima abundancia se registra durante primavera (mayo 2012); mientras que la diversidad es superior en invierno (febrero de 2012 y 2013) (ver anexos digitales: *AD_fauna*). El análisis *PERMANOVA* indica una diferenciación respecto a la composición faunística de las poblaciones de ciclopoideos de las MSPFs asociadas al ecotipo R-T16 (*Pseudo-F*_{3,29} = 4,39; *p-valor* = 0,0001; *perms* = 9.917); no observándose diferenciación temporal al respecto (*Pseudo-F*_{4,28} = 1,04; *p-valor* = 0,405; *perms* = 9.903). El análisis SIMPER (Tabla 6. 9) indica aquellas especies que contribuyen a la diferenciación entre las MSPFs asociadas al ecotono mineralizado.

La composición de las comunidades de ciclopoideos difiere según el ecotipo (*Pseudo-F*_{1,95} = 12,99; *p-valor* = 0,0001; *perms* = 9.941); siendo las especies que más contribuyen a su diferenciación, *Paracyclops imminutus* y la especie estigobionte *Eucyclops hadjbensis* (asociadas con el ecotipo R-T12); mientras que el ecotipo R-T16 se caracteriza por presentar mayor abundancia de especies cosmopolitas y tolerantes como *Paracyclops chiltoni* y *Macrocyclus albidus* (análisis db-RDA mostrando un 40,8% de la variación total; Figura 6. 2). El análisis SIMPER indica que junto a éstas, aparecen otras especies que también contribuyen en dicha diferenciación como *Paracyclops fimbriatus*, *Diacyclops languidoides languidoides* y la especie estigobionte *Acanthocyclops* n. sp. 1, con mayor presencia en el ambiente hiporreico asociado al ecotipo calcáreo.

Tabla 6. 6. Abundancias medias (número total de individuos) y diversidad (número de especies presentes e índice de Shannon-Wiener), y ratio especies Sb/nSb de ciclopoideas identificados a lo largo del ecotono hiporreico asociado al ecotipo R-T12, cuyos puntos y MSPF corresponden con puntos del río Henares (fondo gris) y del Tajuña.

Especies	Ab. medias	Masa de agua			Puntos de muestreo											Masa de agua (Puntos)	
		0204010	0202011	0201010	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	0310010 (H1)	0308010 (H2)
<i>Eucyclops hadjebensis</i> * (Kiefer, 1926)	4,5	14,6	0,0	0,1	48,2	0,2	2,8	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	1,2
<i>Eucyclops</i> .n. sp.	0,1	0,0	0,0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0,0	0,0
<i>Eucyclops graeteri</i> * (Chappuis, 1927)	0,1	0,0	0,0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0,0	0,0
<i>Eucyclops</i> sp. 2	0,1	0,0	0,0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0,0	0,0
<i>Eucyclops</i> sp. 3	0,1	0,1	0,0	0,0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820)	0,5	0,7	1,3	0,1	0,0	0,0	0,6	2,0	0,0	2,6	0,0	0,0	0,2	0,4	0,2	0,0	0,0
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	12,7	27,1	1,3	7,8	38,8	67,2	3,2	7,2	0,2	2,4	21,8	0,0	0,0	15,2	2,0	8,6	0,0
<i>Paracyclops chitoni</i> (Thomson, 1882)	0,6	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	3,4	1,0	2,8	0,0	0,0	0,0
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	5,5	13,6	1,2	0,4	0,0	0,0	0,0	51,6	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	13,0	3,0
<i>Paracyclops oligarthrus</i> (Sars, 1909)	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,2	0,0
<i>Acanthocyclops</i> sp. 1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars, 1863)	0,1	0,0	0,0	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0,8	0,0	0,0	0,0
<i>Acanthocyclops venustus</i> * (Norman y Scott, 1906)	3,8	0,0	0,0	10,0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,8	47,2	0,0	0,0	0,0
<i>Acanthocyclops</i> n. sp. 1*	2,1	2,1	3,5	2,1	0,2	0,0	7,0	0,8	7,0	0,0	0,0	0,2	10,2	0,2	0,0	0,0	0,0
<i>Acanthocyclops</i> n. sp. 2	0,3	0,0	0,0	0,9	0	0	0	0	0	0	0	3,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0
<i>Acanthocyclops agamus</i> * (Kiefer, 1938)	0,1	0,0	0,0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Acanthocyclops</i> sp. 2	0,1	0,0	0,0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diacyclops languidoides languidoides</i> (Lilljeborg, 1901)	2,5	2,1	0,4	0,4	0,0	0,0	7,8	0,2	0,2	0,6	0,0	1,4	0,4	0,0	0,0	0,0	26,0
<i>Diacyclops languidus</i> (Sars, 1863)	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,2
<i>Diacyclops</i> sp. 2	0,1	0,0	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,2	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0
<i>Diacyclops crassicaudis</i> (Sars, 1863)	0,2	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	2,6	0,0	0,0	0,0
<i>Diacyclops bisetosus</i> (Rehberg, 1880)	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0

Continuación Tabla 6. 6

Especies	Ab. medias	Masas de agua			Puntos de muestreo											Masas de agua (Puntos)	
		0204010	0202011	0201010	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	0310010 (H1)	0308010 (H2)
<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1921)	0,2	0,5	0,0	0,0	0,0	0,7	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Microcyclus rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	0,1	0,0	0,0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0,4	0,8
<i>Microcyclus varicans</i> (Sars, 1863)	0,1	0,0	0,1	0,0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0,0	0,0	
<i>Microcyclus</i> sp. 1	0,1	0,0	0,6	0,0	0	0	0	0	0	1,2	0	0	0	0	0,0	0,0	
<i>Microcyclus</i> sp. 2	0,1	0,0	0,0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,0	0,0	
Total	33,9	60,9	8,7	25,5	87,2	68,1	23,0	66,2	10,0	7,4	22,2	10,4	15,6	74,8	3,4	28,2	33,2
S	27,0	9,0	8,0	21,0	3,0	3,0	7,0	7,0	5,0	5,0	2,0	8,0	6,0	13,0	6,0	4,0	5,0
Especie(s) Sb	5	2,0	1,0	4,0	2,0	1,0	2,0	2,0	1,0	0,0	0,0	2,0	2,0	3,0	1,0	0	1
Sb/nSb	0,2	0,2	0,1	0,2	0,6	0,3	0,3	0,3	0,2	-	-	0,2	0,3	0,2	0,2	-	0,2
H'	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,1	0,4	0,4	0,3	0,6	0,1	0,3	0,4	1,0	0,7	0,2	0,5

Abreviaturas: Ab. Medias = abundancias medias; Sb = estigobionte, nSb = no estigobionte; S = n° total especies. Clave: negrita * = especie estigobionte.

Tabla 6. 7. Abundancias medias (número total de individuos) y diversidad (número de especies presentes e índice de Shannon-Wiener), y ratio especies Sb/nSb de ciclopoideos identificados a lo largo del ecotono hiporreico asociado al ecotipo R-T16, cuyos puntos y MSPF corresponden con puntos del río Henares.

R-T16: Ejes mediterráneos continentales mineralizados	Masas de agua superficial					Puntos de muestreo						
Especies	Ab. medias	0304010	0303010	0302010	0301010	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9
<i>Eucyclops hadjebensis</i> * (Kiefer, 1926)	0,4	0,0	0,4	0,9	0,2	0,0	0,8	0,0	1,7	0,2	0,4	0,0
<i>Eucyclops</i> sp. 1*	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
<i>Eucyclops</i> n. sp.	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851)	0,2	0,5	0,0	0,3	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820)	3,2	0,0	0,1	0,0	11,4	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	7,0	15,8
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	0,2	0,2	0,6	0,0	0,0	0,2	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Paracyclops chitoni</i> (Thomson, 1882)	12,54	0,0	4,5	23,9	15,8	0,0	4,4	4,6	21,0	26,2	17,0	14,6
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	0,9	0,0	3,0	0,0	0,0	0,0	5,6	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Paracyclops oligarthrus</i> (Sars, 1909)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars, 1863)	0,4	0,0	0,2	0,4	0,6	0,0	0,2	0,2	0,5	0,4	0,0	1,2
<i>Acanthocyclops</i> n. sp. 1*	0,3	0,0	0,7	0,4	0,0	0,0	0,0	1,4	1,0	0,0	0,0	0,0
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer, 1853)	0,1	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,2	0,0	0,0
<i>Diacyclops</i> sp. 1	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0
<i>Diacyclops languidoides languidoides</i> (Lilljeborg, 1901)	0,3	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0
<i>Diacyclops languidus</i> (Sars, 1863)	00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Diacyclops</i> sp. 2	0,1	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0
<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1921)	0,3	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,4	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Microcyclus rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	1,7	7,7	2,1	0,0	0,0	7,7	0,0	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0
Total	20,9	8,4	12,7	27,7	28,3	8,4	12,8	12,6	24,7	30,4	24,4	32,2
S	16	3	10	9	6	3	7	7	5	8	3	5
Especie(s) Sb	3	0	3	2	2	0	2	1	2	1	1	1
Sb/nSb	0,2	-	0,3	0,2	0,3	-	0,3	0,1	0,4	0,1	0,3	0,2
H'	0,4	0,2	0,6	0,3	0,5	0,2	0,6	0,5	0,2	0,4	0,3	0,6

Abreviaturas: Ab. Medias = abundancias medias; Sb = estigobionte, nSb = no estigobionte; S = n° total especies. Clave: negrita * = especie estigobionte.

El uso de los ciclopoideos para determinar el estado ecológico conforme a la DMA

Tabla 6. 8. Resultados SIMPER (*Similarity Percentajes*) obtenidos en PRIMER-E respecto a las MSPFs con mayor diferenciación respecto a la composición de las comunidades (especies de ciclopoideos) en el ecotono hiporreico asociado al ecotipo R-T12.

R-T12	MSPF0310010	MSPF0201010	(Av. Diss.= 98,80)			
Especies	Ab. Med.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	1,39	0,10	28,97	0,79	29,32	29,32
<i>Paracyclops oligarthrus</i> (Sars, 1909)	1,11	0,00	24,01	0,75	24,30	53,62
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	0,00	0,44	9,04	0,46	9,15	62,77
<i>Diacyclops languidooides languidooides</i> (Lilljeborg, 1901)	0,00	0,15	4,21	0,28	4,26	67,03
	MSPF0310010	MSPF0204010	(Av. Diss. = 97,84)			
Especies	Av. Abund.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	1,39	0,35	29,71	0,82	30,37	30,37
<i>Paracyclops oligarthrus</i> (Sars, 1909)	1,11	0,00	23,05	0,74	23,56	53,93
<i>Eucyclops hadjebensis*</i> (Kiefer, 1926)	0,00	1,14	20,25	0,73	20,69	74,63
<i>Acanthocyclops n. sp. 1*</i>	0,00	0,44	8,32	0,50	8,50	83,13
	MSPF0310010	MSPF0202010	(Av. Diss. = 97,75)			
Especies	Av. Abund.	Av. abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	1,39	0,26	30,29	0,82	30,99	30,99
<i>Paracyclops oligarthrus</i> (Sars, 1909)	1,11	0,00	24,79	0,76	25,36	56,35
<i>Diacyclops languidooides languidooides</i> (Lilljeborg, 1901)	0,00	0,25	9,27	0,44	9,46	65,81
<i>Acanthocyclops n. sp. 1*</i>	0,00	0,51	9,07	0,45	9,27	75,08
	MSPF0310010	MSPF0308010	(Av. Diss. = 88,03)			
Especies	Av. Abund.	Av. Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Diacyclops languidooides languidooides</i> (Lilljeborg, 1901)	0,00	2,48	33,87	2,14	38,48	38,48
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	1,39	1,02	23,51	1,20	26,70	65,18
<i>Paracyclops oligarthrus</i> (Sars, 1909)	1,11	0,00	14,83	0,78	16,85	82,03
<i>Microcyclops rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	0,22	0,32	7,61	0,57	8,64	90,68

Clave: * = especies estigobionte.

Capítulo 6

Tabla 6. 9. Resultados SIMPER (*Similarity Percentajes*) obtenidos en PRIMER-E respecto a las MSPFs con mayor diferenciación respecto a la composición de las comunidades (especies de ciclopoideas) en el ecotono hiporreico asociado al ecotipo R-T16.

	MSPF0304010	MSPF0301010	(Dis. media = 100)			
Especies	Abund media	Abund media	Dis. media	Dis/SD	Contrib%	Cum.%
<i>P. aracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	0,00	2,57	45,74	2,35	45,74	45,74
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine, 1820)	0,00	1,64	23,61	1,20	23,21	69,36
<i>Microcyclops rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	1,19	0,00	16,31	0,83	16,31	85,67
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851)	0,27	0,00	4,14	0,54	4,14	89,81
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	0,17	0,00	3,74	0,51	3,74	93,55
	MSPF0304010	MSPF0302010	(Dis. media = 98,56)			
Especies	Abund media	Abund media	Dis. media	Dis/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	0,00	2,30	36,56	1,49	37,10	37,10
<i>Microcyclops rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	1,19	0,00	18,69	0,79	18,96	56,06
<i>Diacyclops languidoides</i> (Lilljeborg, 1901)	0,00	0,43	9,66	0,46	9,80	65,85
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851)	0,27	0,20	7,12	0,67	7,23	73,08
	MSPF0303010	MSPF0302010	(Dis. media = 75,52)			
Especies	Abund media	Abund media	Dis. media	Dis/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	1,29	2,30	24,88	1,64	32,94	32,94
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	0,84	0,00	11,32	0,70	14,99	47,93
<i>Diacyclops languidoides</i> (Lilljeborg, 1901)	0,00	0,43	6,32	0,52	8,37	56,30
<i>Eucyclops hadjebensis</i> * (Kiefer, 1926)	0,21	0,41	5,42	0,78	7,18	63,48
	MSPF0303010	MSPF0301010	(Dis. media = 64,72)			
Especies	Abund media	Abund media	Dis. media	Dis/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	1,29	2,57	18,17	1,41	28,08	28,08
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine, 1820)	0,07	1,64	18,06	1,21	27,91	55,99
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	0,84	0,00	10,09	0,75	15,59	71,58
<i>Microcyclops rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	0,37	0,00	3,29	0,43	5,09	76,66
	MSPF0302010	MSPF0301010	(Dis. media = 65,26)			
Especies	Abund media	Abund media	Dis. media	Dis/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	2,30	2,57	22,00	1,33	33,71	33,71
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine, 1820)	0,00	1,64	17,81	1,13	27,30	61,01
<i>Diacyclops languidoides</i> (Lilljeborg, 1901)	0,43	0,00	5,35	0,54	8,19	69,20
<i>Eucyclops hadjebensis</i> * (Kiefer, 1926)	0,41	0,11	4,45	0,72	6,82	76,02

Clave: D. lang. lang. = *Diacyclops languidoides languidoides*; * = especies estigobionte.
Abreviaturas : Dis. = disimilaridad; Abund. = abundancia; SD (desviación estandar).

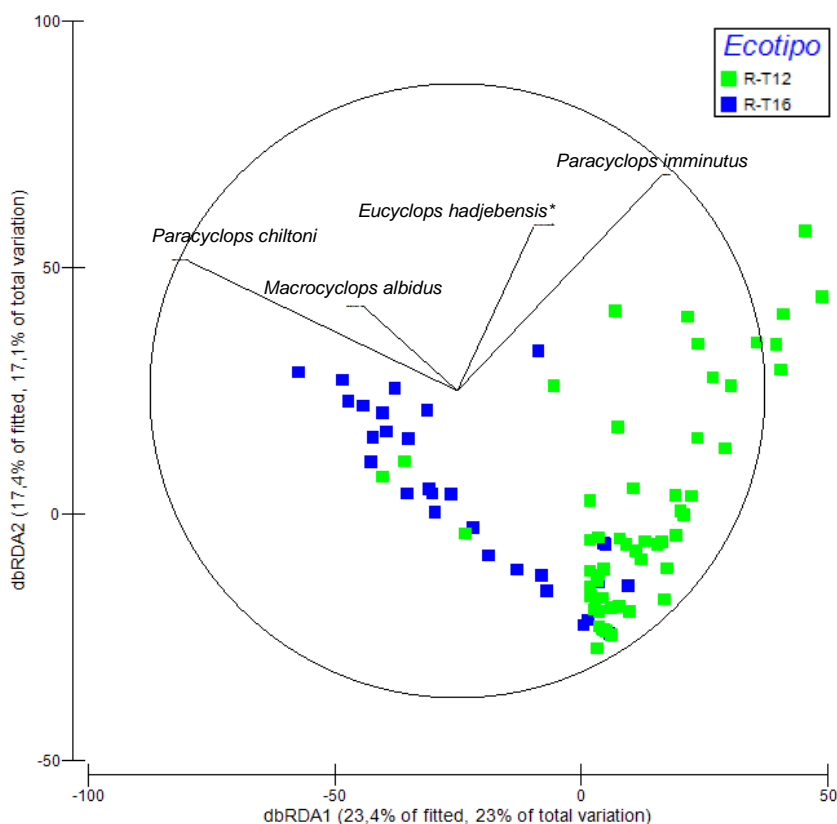


Figura 6. 2. Análisis db-RDA mostrando la diferencia entre los ambientes hiporreicos asociados a los ecotipos R-T12 y R-T16 respecto a la composición de las comunidades de ciclopoideos presentes en cada uno de ellos. Los vectores muestran aquellas especies más significativas de cada uno de los ríos ($R > 0,5$). Clave: * = especie estigobionte.

6.2.2. Elementos de calidad físico-química

Un total de 91 muestras de **agua superficial** (60 obtenidas en los puntos asociados al ecotipo R-T12 y 31 en el R-T16) fueron analizadas para la determinación de aquellos parámetros físico-químicos recogidos en el RD 817/2015 (BOE, 2015) para el establecimiento del estado ecológico desde el punto de vista físico-químico. Los resultados se presentan en la Tabla 6. 10 y Tabla 6. 11 junto a los valores del índice simplificado de calidad de aguas (ISQA) de Torres et al. (2010) que, pese a no estar recogido en la legislación, permite determinar la calidad del agua de forma sencilla. Los resultados relativos al ISQA indican un estado ecológico clasificado como bueno o muy bueno de las aguas superficiales. No obstante, algunos puntos, principalmente en aquellos relacionados con el ecotipo R-16 y/o tramos bajos de los ríos, durante las campañas de mayo de 2012 presentan peores resultados. Considerando los parámetros recogidos por el RD 817/2015, las elevadas concentraciones de NO_3^- , PO_4^{3-}

y NH_4^+ , también en los tramos más bajos de los ríos Henares y Tajuña, provocan desviaciones respecto a las condiciones de referencia que genera una disminución respecto a la estimación del estado ecológico; si bien también se observan derivaciones respecto al PO_4^{3-} en los tramos altos de ambos ríos.

Los análisis de comparación (ANOVA, F / *Kruskal-Wallis*, H) respecto al valor del índice ISQA determinan una clara distinción entre **las MSPF asociadas al ecotipo R-T12** ($H = 10,10$; $p\text{-valor} < 0,05$), observándose mayores diferencias en la MSPF0202011 (tramo medio del Tajuña) con respecto al resto por presentar valores más elevados, e indicar una mejor calidad de las aguas desde el punto de vista físico-químico. Respecto a los parámetros recogidos por el RD 817/2015, en este ecotipo se detectan diferencias significativas entre las MSPFs estudiadas respecto al pH ($H = 55,88$; $p\text{-valor} < 0,05$) y OD ($H = 57,02$; $p\text{-valor} < 0,05$), que presentan un gradiente variable de concentración a lo largo de los cauces del río Tajuña y del tramo alto del río Henares); así como respecto al NO_3^- ($H = 53,28$; $p\text{-valor} < 0,05$) que presenta un gradiente creciente a lo largo de los cauces estudiados. Temporalmente, el valor del índice ISQA, también presenta variaciones significativas ($H = 26,59$; $p\text{-valor} < 0,05$), con valores máximos durante el invierno (febrero de 2012) y mínimos durante la primavera (mayo de 2012). En el caso de los parámetros recogidos por el RD 817/2015, sólo el pH ($H = 20,80$; $p\text{-valor} < 0,05$) y el OD ($H = 7,25$; $p\text{-valor} < 0,05$) presenta diferencias temporales, con una mayor concentración de los mismos en invierno (febrero de 2012 y 2013) (Tabla 6.10).

En el **ecotipo mineralizado, R-T16**, también se observan diferencias respecto a los valores del índice ISQA asociados a sus MSPF ($H = 10,43$; $p\text{-valor} < 0,05$), especialmente en la MSPF0301010 (tramo bajo del Henares) por presentar un menor valor del mismo. En los parámetros recogidos por el RD817/2015 se detectan diferencias entre las MSPFs respecto al pH ($H = 13,10$; $p\text{-valor} < 0,05$), OD ($F = 3,94$; $p\text{-valor} < 0,05$), NO_3^- ($F = 4,16$; $p\text{-valor} < 0,05$) y PO_4^{3-} ($H = 13,08$; $p\text{-valor} < 0,05$), que presentan un gradiente de concentración decreciente, en el caso del pH y del OD; y creciente en el caso del NO_3^- y PO_4^{3-} . Temporalmente, el índice ISQA también muestra una distinción ente las campañas de muestreo realizadas ($H = 4,57$; $p\text{-valor} < 0,05$), determinándose que este índice alcanza sus máximos durante las campañas invernales (febrero 2012 y febrero 2013) y sus mínimos, en primavera (mayo 2012). En relación a los parámetros recogidos por el RD 817/2015, se detectan diferencias respecto al OD ($F = 1,76$; $p\text{-valor} < 0,05$) y NH_4^+ ($H = 13,99$; $p\text{-valor} < 0,05$) que presentan sus máximos valores en invierno (febrero 2012), en el caso del primero; y durante la primavera e invierno (mayo 2012, febrero 2013) en el caso del segundo (Tabla 6.11).

Tabla 6. 10. Resultados analíticos de los parámetros físico-químicos utilizados para determinación del estado ecoQ de las aguas superficiales pertenecientes al ecotipo R-T12 y valor estimado del índice simplificado de calidad de aguas (ISQA). Puntos del río Henares marcado en fondo gris

R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea													
Puntos	H1	H2	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11
Campaña 1													
pH	8,0	8,2	8,4	7,6	8,3	8,2	8,3	8,3	8,3	8,4	8,2	8,2	8,1
OD (mg/L)	10,9	10,7	12,7	9,0	12,5	11,5	11,1	11,8	12,6	13,3	11,7	10,9	11,4
NO ₃ ⁻ (mg/L)	9,0	10,5	10,8	9,1	11,2	11,3	8,3	13,8	20,8	19,6	19,3	19,5	23,1
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ISQA	71,4	79,1	84,5	81,7	82,4	85,5	86,9	87,1	84,7	83,1	81,1	75,0	78,2
Campaña 2													
pH	8,3	8,2	7,4	8,5	8,3	8,1	8,2	8,1	8,0	8,2	7,9	7,7	7,9
OD (mg/L)	10,1	10,6	8,7	10,2	13,5	12,1	10,7	8,7	8,3	8,7	9,2	10,7	9,1
NO ₃ ⁻ (mg/L)	7,2	2,3	11,4	5,6	4,3	8,5	7,4	10,7	14,8	13,9	12,3	30,5	36,2
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ISQA	66,8	60,4	78,5	62,6	74,2	77,2	81,1	62,9	60,6	58,3	60,5	64,9	65,3
Campaña 3													
pH	7,4	8,0	7,4	-	8,3	8,1	8,3	8,5	8,1	8,2	8,1	7,8	8,1
OD (mg/L)	9,2	10,4	6,9	-	9,1	9,5	11,1	1,8	9,3	9,5	8,9	9,5	9,1
NO ₃ ⁻ (mg/L)	1,4	6,9	12,6	-	1,9	11,4	5,0	7,3	13,5	16,3	13,8	21,3	31,1
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	-	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	5,9	0,0
ISQA	79,2	74,3	80,2	-	79,0	85,9	86,6	88,9	80,0	81,4	68,6	57,8	76,3
Campaña 4													
pH	7,2	8,0	7,3	-	7,9	8,0	8,0	8,1	8,1	8,1	8,0	8,1	8,1
OD (mg/L)	9,0	14,1	10,1	-	12,2	8,7	9,2	11,0	11,3	11,1	11,3	11,6	11,4
NO ₃ ⁻ (mg/L)	1,2	7,0	16,3	-	5,5	10,9	6,9	10,8	12,3	12,8	13,9	17,9	20,9
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	-	0,0	-	-	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,0	1,7	1,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ISQA	76,7	78,6	63,3	-	83,4	68,7	88,1	90,4	89,3	84,6	81,9	80,3	80,2
Campaña 5													
pH	8,1	8,4	7,9	8,7	8,3	8,2	8,3	8,5	8,5	8,4	8,3	8,4	8,4
OD (mg/L)	9,9	12,3	10,4	13,7	11,8	11,4	11,6	12,9	12,5	12,2	11,6	12,3	11,8
NO ₃ ⁻ (mg/L)	5,3	10,2	15,2	7,9	-	10,6	-	16	14,2	15,2	-	17,4	20,0
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,0	-	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,0	-	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0
ISQA	68,8	72,4	76,1	74,1	-	55,4	-	74,3	73,2	69,6	-	61,5	66,9
Valores medios													
pH	7,8	8,2	7,7	8,3	8,2	8,1	8,2	8,3	8,2	8,3	8,1	8,0	8,1
OD (mg/L)	9,8	11,6	9,8	11,0	11,8	10,6	10,8	11,0	10,6	11,0	10,5	11,0	11,0
NO ₃ ⁻ (mg/L)	4,8	7,4	13,2	7,6	5,7	10,6	6,9	11,8	15,1	15,6	14,9	21,3	26,2
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,0	0,3	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	1,2	0,0
ISQA	72,6	73,0	76,5	72,8	79,7	74,5	85,7	80,7	77,6	75,4	73,0	67,9	73,4

Clave: negrita = valores por encima de los límites establecidos (condiciones de referencia) por el RD 817/2015 (BOE, 2015). Coloración indicando el ecoQ (calidad de aguas) según el ISQA: muy buen estado (azul); buen estado (verde); moderado (amarillo); deficiente (naranja); malo (rojo).

Capítulo 6

Tabla 6. 11. Resultados analíticos de los parámetros físico-químicos utilizados para determinación del estado ecoQ de las aguas superficiales pertenecientes al ecotipo R-T16 y valor estimado del índice (ISQA).

R-T16: Ejes mediterráneos continentales mineralizados								
	Puntos	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9
Febrero 2012								
pH		8,5	8,4	8,0	7,0	8,0	7,6	7,5
OD (mg/L)		13,6	12,7	11,1	9,4	10,6	7,1	7
NO ₃ ⁻ (mg/L)		8,1	9,1	10,6	14,4	15,7	25,9	29,9
NH ₄ ⁺ (mg/L)		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)		0,0	0,0	0,0	3,1	3,2	3,1	3,4
ISQA		80,1	73,2	80,2	65,8	78,7	63,6	68,2
Mayo 2012								
pH		8,0	7,9	8,0	7,9	7,9	7,8	7,8
OD (mg/L)		9,5	8,4	8,8	8,1	7,9	5,1	5,1
NO ₃ ⁻ (mg/L)		2,1	5,2	7,1	14,5	9,6	10,4	17,7
NH ₄ ⁺ (mg/L)		0,0	0,3	0,0	0,0	0,2	2,8	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)		0,0	0,0	1,2	3,1	3,3	1,5	1,6
ISQA		71,8	65,6	65,5	70,4	59,4	55,1	52,1
Septiembre 2012								
pH		8,7	8,1	8,2	8,2	8,1	8,1	7,9
OD (mg/L)		12,7	9,6	10,1	9,1	8,4	8,2	7,9
NO ₃ ⁻ (mg/L)		7,6	14,5	-	-	17,9	28,7	-
NH ₄ ⁺ (mg/L)		0,0	0,0	-	-	0,0	0,0	-
PO ₄ ³⁻ (mg/L)		0,0	2,0	-	-	2,6	2,3	-
ISQA		78,4	70,6	-	-	72,9	69,1	-
Diciembre 2012								
pH		8,3	8,1	8,0	-	7,9	7,9	7,8
OD (mg/L)		10,6	10,7	8,1	-	8,3	7,0	7,7
NO ₃ ⁻ (mg/L)		11,3	12,7	11,7	-	21,4	24,8	19,6
NH ₄ ⁺ (mg/L)		0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)		0,0	0,0	0,7	-	1,1	1,3	1,3
ISQA		81,9	83,5	72,9	-	74,9	71,2	67,9
Febrero 2013								
pH		8,5	8,4	8,5	8,1	8,1	8,1	7,9
OD (mg/L)		12,3	11,8	15,1	11,3	10,6	9,4	7,5
NO ₃ ⁻ (mg/L)		8,6	7,9	9,4	13,0	12,3	13,7	15,9
NH ₄ ⁺ (mg/L)		0,0	0,3	0,0	0,2	1,1	3,2	5,2
PO ₄ ³⁻ (mg/L)		0,0	0,0	0,0	1,7	1,9	1,8	1,8
ISQA		75,2	76,3	73,4	71,7	77,3	70,8	69,1
Valores medios								
pH		8,3	8,1	8,2	8,0	8,0	7,8	7,7
OD (mg/L)		10,11	9,5	10,1	7,7	7,3	4,6	4,3
NO ₃ ⁻ (mg/L)		7,5	9,9	9,7	14,0	15,4	20,7	20,8
NH ₄ ⁺ (mg/L)		0,0	0,1	0,0	0,0	0,3	1,2	1,3
PO ₄ ³⁻ (mg/L)		0,0	0,4	0,5	2,6	2,4	2,0	2,0
ISQA		77,5	73,8	73,0	69,3	72,6	65,96	64,3

Clave: negrita = valores por encima de los límites establecidos (condiciones de referencia) por el RD 817/2015 (BOE, 2015). Coloración indicando el ecoQ (calidad de aguas) según el ISQA: muy buen estado (azul); buen estado (verde); moderado (amarillo); deficiente (naranja); malo (rojo).

En el **ambiente hiporreico** asociado a los dos ecotipos estudiados, los parámetros físico-químicos considerados como posibles elementos de calidad para la estimación del estado ecológico, hemos considerado tanto aquellos parámetros recogidos por el RD 817/2015, como aquellos que, en el Capítulo 4 de la presente Tesis, fueron considerados como relevantes para la presencia y/o distribución de las especies de ciclopoides. Dichos parámetros corresponden a la conductividad eléctrica (CE), la dureza y la concentración de sulfatos. Un total de 96 muestras de agua hiporreica (63 en los puntos pertenecientes al ecotipo R-T12 y 33 en los del R-T16) fueron analizadas. El resultado de dichos análisis, agrupados por ecotipos se presentan en la Tabla 6. 12 y Tabla 6. 13. Los resultados son similares a los obtenidos respecto a las aguas superficiales; si bien existe diferenciación entre el ambiente superficial e hiporreico del ecotipo calcáreo, R-T12 respecto al pH ($U\text{-test} = -69,5$; $p\text{-valor} < 0,05$) y la concentración de OD ($t\text{-test} = 6,18$; $p\text{-valor} < 0,05$); ambos superiores en el ambiente superficial. En los puntos asociados al ecotipo mineralizado, R-T16, las diferencias significativas entre el ambiente superficial e hiporreico corresponden a las concentraciones de OD ($t\text{-test} = 2,65$; $p\text{-valor} < 0,05$) y de PO_4^{3-} ($U\text{-test} = -150,0$; $p\text{-valor} < 0,05$); registrándose también concentraciones superiores en el ambiente superficial, en ambos casos.

Conforme a los límites establecidos por el RD 817/2015, en los **puntos asociados al ecotipo calcáreo, R-T12**, se superan los valores de referencia respecto a lo nitratos y los fosfatos (Tabla 6. 2), especialmente en los tramos bajos del Tajuña y en las campañas de primavera y verano (mayo y septiembre 2012) (Tabla 6.12). En el caso de los **puntos relacionados con el ecotipo mineralizado, R-T16**, las desviaciones se producen principalmente respecto al NH_4^+ y al PO_4^{3-} (Tabla 6. 13).

Capítulo 6

Tabla 6. 12. Resultados analíticos de los parámetros físico-químicos utilizados para tratar de determinar el estado ecoQ de las aguas hiporreicas pertenecientes al ecotipo R-T12. (Río Henares en fondo gris)

R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea													
Puntos	H1	H2	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11
Febrero 2012													
CE (µS/cm)	1.180,3	1.912,3	822,0	612,0	660,0	788,7	614,5	530,3	714,0	1.675,0	1063,0	1.430,0	1.520,7
pH	7,9	8,1	8,4	7,7	7,7	8,2	8,2	8,1	8,4	7,6	8,0	8,2	8,1
OD (mg/L)	5,4	10,0	12,7	8,4	6,6	11,6	10,5	8,5	12,2	9,0	8,6	10,7	11,3
Dureza (mg/L)	560,4	601,4	328,7	368,9	303,8	317,2	253,1	293,4	368,9	1.019,3	637,4	748,3	775,0
NO ₃ ⁻ (mg/L)	5,8	10,9	13,8	8,5	8,2	11,8	9,0	14,0	21,6	18,0	13,1	19,9	22,7
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	333,6	318,4	83,8	123,5	74,4	72,2	62,6	62,4	123,9	803,2	418,2	531,5	576,8
Mayo 2012													
CE (µS/cm)	1.038,5	2.656,7	554,0	793,0	571,3	686,3	519,0	571,7	754,7	1.994,0	1.359,7	2.010,0	2.140,0
pH	7,7	8,0	7,4	8,1	7,7	8,1	8,2	8,1	8,0	7,3	8,0	7,5	7,9
OD (mg/L)	5,9	8,7	7,9	8,6	5,8	13,7	4,0	8,3	5,8	5,7	8,9	8,9	8,4
Dureza (mg/L)	435,2	674,5	341,6	392,3	339,7	302,9	208,6	199,7	323,2	928,4	679,3	982,9	1.081,0
NO ₃ ⁻ (mg/L)	4,8	2,7	11,1	7,3	7,2	10,0	6,1	10,8	14,8	12,2	19,8	35,3	37,0
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,9
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	231,5	455,3	95,7	149,0	67,0	69,1	60,9	61,2	146,8	708,0	478,3	704,4	812,3
Septiembre 2012													
CE (µS/cm)	1.257,3	1.853,0	451,0	-	414,5	412,3	397,0	378,0	572,0	1.047,7	988,7	1.307,0	1.377,0
pH	7,5	8,0	7,6	-	7,9	8,0	8,2	8,3	8,1	7,8	8,0	7,4	8,1
OD (mg/L)	8,9	7,4	6,7	-	5,0	5,6	7,5	9,9	8,4	7,2	8,0	5,5	8,8
Dureza (mg/L)	627,4	821,3	374,0	-	342,4	333,9	286,4	282,6	439,1	724,2	872,6	1.030,9	1.051,1
NO ₃ ⁻ (mg/L)	1,3	6,6	10,4	-	0,9	6,6	5,7	8,1	15,4	17,2	13,4	17,5	31,3
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	3,0	0,0	0,0	0,0
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	325,5	473,3	126,4	-	52,9	63,5	60,3	63,1	202,0	469,2	606,9	775,8	803,9
Diciembre 2012													
CE (µS/cm)	1.359,0	1.477,3	468,0	-	636,3	791,3	416,3	377,0	452,3	2.514,7	1.069,0	1.380,3	1.492,3
pH	7,3	7,9	7,3	-	7,7	8,0	8,1	8,1	8,0	7,2	7,8	8,1	8,0
OD (mg/L)	3,2	8,8	8,5	-	9,8	8,6	9,4	10,4	7,1	6,4	8,9	11,7	10,2
Dureza (mg/L)	690,8	506,2	341,3	-	297,5	326,5	228,4	238,5	364,5	801,6	604,5	860,2	894,2
NO ₃ ⁻ (mg/L)	0,8	6,1	0,5	-	6,9	16,4	8,4	11,0	16,6	9,3	11,4	17,9	21,4
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	-	0,0	1,0	0,0	0,0	1,0	0,0	3,3	0,0	0,0
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	500,7	302,2	145,8	-	108,7	101,0	60,4	62,0	141,6	626,3	401,3	613,4	642,9
Febrero 2013													
CE (µS/cm)	1.857,7	2.009,3	649,0	1.126,7	1.178,0	1.195,0	949,7	936,7	1.132,3	3.163,3	1.763,0	2.260,0	2.380,0
pH	7,8	8,3	7,8	8,6	8,0	7,9	8,1	8,3	8,2	7,5	8,3	8,3	8,4
OD (mg/L)	5,1	11,3	8,5	12,9	8,8	9,2	8,3	10,8	10,0	6,7	11,6	12,3	11,1
Dureza (mg/L)	596,2	477,8	223,1	352,3	250,9	299,8	262,1	235,5	341,8	1.413,6	620,2	821,5	836,5
NO ₃ ⁻ (mg/L)	1,8	9,5	11,7	7,7	5,1	8,7	5,8	12,1	6,0	12,3	14,7	20,1	19,6
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,3	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	384,4	305,2	65,4	207,6	54,7	93,2	67,7	79,1	152,2	1.157,5	425,0	631,7	635,9
Valores medios													
CE (µS/cm)	1.338,6	1.981,7	588,8	843,9	692,0	774,7	579,3	558,7	725,1	2.078,9	1.248,7	1.677,5	1.782,0
pH	7,6	8,1	7,7	8,1	7,8	8,0	8,2	8,2	8,1	7,5	8,0	7,9	8,1
OD (mg/L)	5,7	9,2	8,8	10,0	7,2	9,7	7,9	9,6	8,7	7,0	9,2	8,8	9,9
Dureza (mg/L)	582,0	616,2	321,7	371,1	306,9	316,1	247,7	249,9	367,5	977,4	682,8	888,8	927,5
NO ₃ ⁻ (mg/L)	2,9	7,1	9,5	7,8	5,7	10,7	7,0	11,2	14,9	13,8	14,5	22,1	26,4
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,0	0,0	0,2	0,5	0,0	0,2	0,0	0,1	0,4	0,6	0,7	0,0	1,2
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	355,1	370,2	103,4	160,0	71,6	79,8	62,4	65,6	153,3	751,4	465,9	651,3	694,4

Clave: negrita = valores por encima de los límites establecidos por el RD 817/2015 (BOE, 2015).

Tabla 6. 13. Resultados analíticos de los parámetros físico-químicos utilizados para tratar de determinar el estado ecoQ de las aguas hiporreicas pertenecientes al ecotipo R-T16.

R-T16: Ejes mediterráneos continentales mineralizados								
	Puntos	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9
Febrero 2012								
CE (µS/cm)		1.312,7	1.288,3	1.302,0	1.266,0	1.260,7	1.212,7	1.222,3
pH		8,5	8,4	8,1	7,9	8,0	7,6	7,6
OD (mg/L)		13,4	12,1	10,9	9,2	9,8	5,4	3,0
Dureza (mg/L)		456,9	443,0	439,5	486,0	432,8	408,5	422,9
NO ₃ ⁻ (mg/L)		8,6	10,1	15,2	10,7	15,5	14,4	17,5
NH ₄ ⁺ (mg/L)		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
PO ₄ ³⁻ (mg/L)		0,0	0,0	2,0*	0,0	2,0*	0,0	0,0
SO ₄ ²⁻ (mg/L)		286,0	272,0	232,5	278,2	253,7	234,1	245,9
Mayo 2012								
CE (µS/cm)		823,3	933,0	952,7	996,7	1.022,7	956,3	932,0
pH		8,1	8,0	8,0	7,8	7,9	7,8	7,7
OD (mg/L)		6,9	6,5	8,8	2,9	3,6	4,0	3,1
Dureza (mg/L)		282,3	331,9	360,6	396,9	400,9	324,3	342,2
NO ₃ ⁻ (mg/L)		2,0	4,9	6,9	17,0	13,2	5,5	12,9
NH ₄ ⁺ (mg/L)		0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	3,6	1,1
PO ₄ ³⁻ (mg/L)		0,0	0,0	0,6	2,1	2,1	3,0	1,4
SO ₄ ²⁻ (mg/L)		156,8	183,2	190,7	191,1	188,0	167,6	188,7
Septiembre 2012								
CE (µS/cm)		1.070,0	1.115,3	1.138,3	1.051,3	1.056,0	974,3	987,3
pH		8,3	8,3	8,2	8,1	8,0	7,9	7,8
OD (mg/L)		8,8	8,2	9,6	8,6	7,2	2,7	3,2
Dureza (mg/L)		553,2	594,2	596,3	521,3	510,0	485,7	475,5
NO ₃ ⁻ (mg/L)		10,6	13,7	12,4	22,9	16,2	12,8	15,6
NH ₄ ⁺ (mg/L)		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)		0,0	0,0	0,0	2,5	3,0	0,0	1,2
SO ₄ ²⁻ (mg/L)		308,1	286,3	293,6	233,4	241,5	258,6	236,3
Diciembre 2012								
CE (µS/cm)		973,0	971,0	1.003,3	-	1.030,7	983,0	1.018,3
pH		8,3	8,1	7,9	-	7,9	7,9	7,8
OD (mg/L)		9,1	10,0	7,0	-	7,2	2,6	5,8
Dureza (mg/L)		467,6	492,4	491,4	-	501,0	469,4	439,3
NO ₃ ⁻ (mg/L)		13,3	12,3	9,1	-	18,8	0,8	17,3
NH ₄ ⁺ (mg/L)		0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)		0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	1,7
SO ₄ ²⁻ (mg/L)		267,9	277,9	280,6	-	253,7	342,5	260,2
Febrero 2013								
CE (µS/cm)		1.302,0	1.295,0	1.348,3	1.321,7	1.283,0	1.314,0	1.323,7
pH		8,6	8,4	8,5	8,1	8,1	8,0	7,9
OD (mg/L)		12,3	10,6	14,1	10,2	8,4	8,2	6,2
Dureza (mg/L)		392,4	385,8	441,9	400,8	-	358,4	379,5
NO ₃ ⁻ (mg/L)		8,4	8,2	10,1	12,3	-	11,1	12,4
NH ₄ ⁺ (mg/L)		0,4	0,2	0,2	1,4	-	1,7	2,6
PO ₄ ³⁻ (mg/L)		0,0	0,0	0,0	1,9	-	0,0	0,0
SO ₄ ²⁻ (mg/L)		252,3	244,0	259,3	224,8	-	219,9	227,1
Valores medios								
CE (µS/cm)		1096,2	1.120,5	1.148,9	1.158,9	1.130,6	1.088,1	1096,7
pH		8,3	8,2	8,2	8,0	8,0	7,8	7,7
OD (mg/L)		10,1	9,5	10,1	7,7	7,3	4,6	4,3
Dureza (mg/L)		430,5	449,5	465,9	451,3	461,2	409,2	411,9
NO ₃ ⁻ (mg/L)		8,6	9,8	10,7	15,7	15,9	8,9	15,1
NH ₄ ⁺ (mg/L)		0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	1,1	0,9
PO ₄ ³⁻ (mg/L)		0,0	0,0	0,5	1,6	1,8	0,6	0,9
SO ₄ ²⁻ (mg/L)		254,2	252,7	251,3	231,9	234,2	244,5	231,6

Clave: * valores por encima de los límites establecidos por el RD 817/2015 (BOE, 2015).

6.2.3. Elementos de calidad hidromorfológica

Los valores respecto al índice QBR, fueron obtenidos a partir de informes realizados por la CHT en los años 2010 y 2013 (CHT, 2017); seleccionándose aquellos que estuvieran próximos a los puntos y/o a las MSPF muestreadas en nuestro estudio. Puesto que éste índice es utilizado para distinguir entre las categorías bueno o muy bueno del estado ecológico, en la Tabla 6. 14 se presentan, además de los valores del índice y el estado ecológico según el RD 817/2015; la categoría ecológica de acuerdo a Munné et al. (2003), que permite obtener una mejor información sobre el estado hidromorfológico de los puntos estudiados.

Tabla 6. 14. Valores del índice QBR obtenidos para cada uno de los puntos de muestreo estimados a partir de informes de la CHT (CHT, 2017) y categoría ecológica correspondiente conforme a la legislación (RD 817/2015) y Munné et al., 2003). Valores medios de los parámetros sedimentológicos (% de las fracciones granulométricas) determinados en el ambiente hiporreico que pudieran relacionarse con la calidad hidromorfológica asociada a los puntos estudiados en el ecotipo R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea; R-T16: Ejes mediterráneos continentales mineralizados (febrero 2012 - febrero 2013).

R-T12	Valor QBR	EcoQ [1]	EcoQ [2]	A. muy gruesas	A. gruesas	A. medias	A. finas	A. muy finas	MOFP
H1	15	II	V	25,6	26,4	21,3	14,2	12,3	9,9
H2	45	II	IV	21,4	32,2	30,1	10,6	5,7	2,9
T1	35	II	IV	18,7	19,8	28,5	21,4	11,5	4,1
T2	35	II	IV	11,3	25,3	37,5	18,8	6,9	3,4
T3	35	II	IV	15,8	33,2	32,1	13,8	5,1	1,7
T4	35	II	IV	33,4	34,5	15,7	10,9	5,5	6,6
T5	50	II	IV	26,7	40,1	19,9	8,3	4,9	3,6
T6	50	II	IV	18,5	30,2	33,1	12,7	5,4	2,8
T7	50	II	IV	28,7	30,7	23,9	9,9	6,8	5,0
T8	50	II	IV	16,2	25,8	31,8	18,8	7,2	3,9
T9	50	II	IV	19,9	27,1	24,9	13,1	14,9	5,9
T10	50	II	IV	19,3	20,1	34,2	18,4	8,0	4,5
T11	50	II	IV	34,4	31,6	18,5	9,0	6,4	5,8
R-T16	Valor QBR	EcoQ [1]	EcoQ [2]	A. muy gruesas	A. gruesas	A. medias	A. finas	A. muy finas	MOFP
H3	75	I	II	48,6	33,8	8,6	4,7	4,2	6,4
H4	80	I	II	27,2	28,7	20,8	14,3	9,0	5,1
H5	80	I	II	25,2	25,3	20,7	14,2	14,5	6,5
H6	65	II	III	19,4	29,2	21,1	16,5	13,8	5,7
H7	62	II	III	14,9	27,0	27,5	22,1	8,4	3,3
H8	62	II	III	14,5	40,3	35,6	7,1	2,5	2,2
H9	62	II	III	13,0	26,0	40,2	16,4	4,5	3,2

Abreviaturas: A. = arenas; MOFP = materia orgánica finamente particulada contenida en los sedimentos hiporreicos. Clave: [1] = calidad ecológica según el RD 817/2015; [2] = calidad ecológica según Munné et al. (2003); EcoQ = categoría ecológica (estado ecológico) diferenciada en: I= muy buena; II = buena; III = moderada; IV = deficiente; V = malo; fondo gris = puntos de muestreo asociados al río Henares.

Los resultados indican que, de alcanzarse el buen estado ecológico a partir de los elementos de calidad biológica y físico-química comentados en los epígrafes anteriores; únicamente los puntos H3, H4 y H5 (MSPF0304010 y MSPF0303010, asociados al tramo medio del Henares) alcanzarían el estado ecológico “muy bueno” o “bueno”. No obstante, a partir de las puntuaciones establecidas por Munné et al. (2003), se observa un estado ecológico clasificado como deficiente o malo en la totalidad de los puntos asociados al ecotipo calcáreo, R-T12 (tramo alto del río Henares y la totalidad del cauce del Tajuña). En los puntos asociados al ecotipo mineralizado, R-T16 (tramos medios y bajos del Henares) la calidad hidromorfológica es superior, siendo clasificada ésta como “buena” o “moderada”.

Los análisis de comparación respecto al valor del índice QBR indican una diferenciación significativa entre **las MSPF asociadas al ecotipo R-T12** ($H = 62$; p -valor $< 0,05$), observándose mayores diferencias en la MSPF0310010 (tramo alto del Henares) y la MSPF0204010 (tramo alto del Tajuña), por presentar la peor calidad hidromorfológica. Entre las **MSPFs asociadas al ecotipo R-T16** (tramo medio y bajo del río Henares) también presentan diferencias significativas en entre sus MSPFs ($H = 27,76$; p -valor $< 0,05$), especialmente en aquellas relacionadas con el tramo bajo (MSPF0302010 y MSPF0301010) por presentar una peor calidad hidromorfológica (Tabla 6.14).

En **el ambiente hiporreico** un total de 192 muestras de sedimento hiporreico (126 procedentes de puntos asociados al ecotipo R-T12 y 66 al R-T16) fueron analizadas, obteniéndose los resultados mostrados en la Tabla 6. 14. Las dinámicas respecto a la composición granulométrica de los sedimentos ya ha sido comentada a lo largo del capítulo 3 de la presente *Tesis*. No obstante, cabe destacar que, el ecotipo calcáreo, R-T12, por comprender la totalidad del cauce del Tajuña y el tramo alto del Henares se caracteriza por unos sedimentos con una mayor heterogeneidad composicional y litológica, determinada fundamentalmente por la presencia de materiales calcáreos y afloramiento de materiales yesíferos; presentando una mayor proporción de arenas finas en la composición de sus sedimentos (ver epígrafe 3.2.1 y 3.2.2, Capítulo 3). Los sedimentos asociados al ecotipo mineralizado, R-T16, relacionado con el tramo medio y bajo del río Henares, se caracterizan por una mayor homogeneidad litológica y estructural, con una composición granulométrica más gruesa y una litología fundamentalmente detrítica de carácter silíceo como consecuencia del aporte de material detrítico procedente de sus afluentes Bornova y Sorbe, principalmente (ver epígrafe 3.2.1, Capítulo 3). En relación al contenido de materia orgánica en los sedimentos (MOFP), no existe diferenciación entre ambos

ecotipos; si bien, se observa una diferenciación respecto a la distribución de esta materia, a lo largo del gradiente longitudinal de los ríos estudiados, tal y como se ha comentado en el Capítulo 3 de esta *Tesis*. En el ecotipo calcáreo, cabe destacar la correlación negativa entre el valor del índice QBR y el contenido de MOFP ($R_s = -0,4$; p -valor $< 0,05$); mientras que en el mineralizado destaca la correlación negativa entre el QBR y el contenido de arenas medias en la composición de los sedimentos ($R_s = -0,69$; p -valor $< 0,05$); así como las positivas entre el QBR y la proporción de arenas gruesas ($R_s = 0,46$; p -valor $< 0,05$), arenas muy finas ($R_s = 0,45$; p -valor $< 0,05$) y el contenido de MOFP ($R_s = 0,65$; p -valor $< 0,05$).

A partir de los **resultados de los diferentes elementos de calidad ecológica determinados en el ambiente superficial** de los cauces estudiados y asociados a los ecotipos R-T12 y R-T16, se puede determinar que el estado ecológico general en los cauces estudiados puede considerarse como “moderado”; si bien, algunos puntos asociados al río Tajuña (T2, T4, T5, T6 y T8), perteneciente al ecotipo calcáreo, podrían presentar un estado ecológico “bueno”, según sus desviaciones con respecto a las condiciones de referencia establecidos por el RD 817/2015 (BOE, 2015). Los resultados en este sentido muestran además una diferenciación respecto al estado ecológico determinado en los ecotipos estudiados a partir de los elementos de calidad ecológica presentados ($Pseudo-F_{1,86} = 32,74$; p -valor $= 0,0001$; $perms = 9.944$). Los análisis de comparación (test de la t de student, t -test / U-Mann Whitney, U -test) determinan que, el índice biótico, IBMWP (U -test $= -643,5$; p -valor $< 0,05$), así como las concentraciones de OD (t -test $= 3,45$; p -valor $< 0,05$) son superiores en el ecotipo calcáreo, R-T12. En el ecotipo mineralizado, R-T16, los valores del índice ISQA (U -test $= -2,88$; p -valor $< 0,05$), QBR (U -test $= 1.071$; p -valor $> 0,05$) y las concentraciones de PO_4^{3-} (U -test $= 530,5$; p -valor $< 0,05$) y NH_4^+ (U -test $= 147,5$; p -valor $< 0,05$) son superiores.

6.3. Los ciclopoideos como elementos de calidad biológica

En el ambiente hiporreico **asociado al ecotipo R-T12** (Tabla 6. 15), la comunidad de ciclopoideos indica la presencia de algunas especies de ciclopoideos relacionados con distintos elementos de calidad ecológica, tanto superficiales como hiporreicos. De entre todas ellas estacan las observadas entre las especies *Paracyclops oligarthrus*, *Diacyclops crassicaudis crassicaudis* o *Eucyclops* n. sp., que se relacionan con elementos de calidad ecológica hidromorfológicos (QBR), y con la

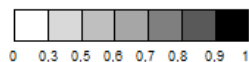
materia orgánica así como con el índice biológico IBMWP. No obstante, destaca la ausencia de correlación entre los parámetros poblacionales como los ratios Sb/nSb o la riqueza de especies con estos elementos.

Tabla 6. 15. Correlaciones de Spearman entre las especies y los parámetros ambientales considerados para el estudio, composición granulométrica, e índices de calidad ecológica (p-valor < 0,05) en el ecotono hiporreico (HZ) y ambiente superficial (Río) asociado al ecotipo R-T12.

R-T12	<i>Paracyclops imminutus</i>	<i>Paracyclops chiltoni</i>	<i>Paracyclops oligarthrus</i>	<i>Eucyclops n. sp.</i>	<i>Eucyclops graeteri*</i>	<i>Eucyclops sp. 2</i>	<i>Eucyclops sp. 3</i>	<i>Microcyclops varicans</i>	<i>Acanthocyclops sp. 1</i>	<i>Acanthocyclops venustus*</i>	<i>Acanthocyclops n. sp. 2</i>	<i>Diacyclops crassicaudis</i>	<i>Diacyclops bisetosus</i>	Sb/nsb (abundancias)	S (nsb)	S (sb/nsb)
CE (Río)						+						+				
Dureza (Río)				+	+						+	+				
NO ₃ ⁻ (Río)				+	+					+		+				
PO ₄ ³⁻ (Río)																
SO ₄ ²⁻ (Río)				+	+					+	+	+				
NH ₄ ⁺ (Río)	+							+	+					+		
Dureza (HZ)		+														
NO ₃ ⁻ (HZ)				+	+					+						
PO ₄ ³⁻ (HZ)				+												+
SO ₄ ²⁻ (HZ)		+														
Arena muy gruesa				+		+									+	
Arena gruesa							+									
MOFP			+													
IBMWP													-			
QBR			-													

NOTA: la Tabla sólo muestra aquellos parámetros y/o especies que presentan alguna correlación significativa positiva (+) o negativa (-). La graduación de los colores muestra los rangos respecto al valor de R_s . Abreviaturas: (ab) = abundancias; Sb = especie estigobionte; nSb = especies no estigobionte; S = riqueza de especies.

Coefficiente de correlación Spearman (R_s)



El análisis *BEST* indica una correlación débil entre los parámetros indicativos para la calidad del agua en el ambientes hiporreico y las comunidades de ciclopoideos asociadas al ecotipo calcáreo, R-T12; indicando que los principales parámetros que condicionan las comunidades de ciclopoideos presentes en este ecotipo corresponden al pH, OD, QBR y el contenido en arenas gruesas en los sedimentos hiporreicos ($R = 0,180$; p -valor < 0,05). Así mismo, a partir del análisis de la partición de la variación considerando tres grupos: a) las variables físico-químicas recogidas por el RD 817/2015; b) los índices de calidad ecológica (IBMWP y QBR); y c) los parámetros granulométricos y resto de parámetros físico-químicos considerados en este estudio

(CE, dureza, SO_4^{2-}), se determina que sólo el 33,8% de la variación queda explicada por dichas variables y su interacción (Figura 6. 3).

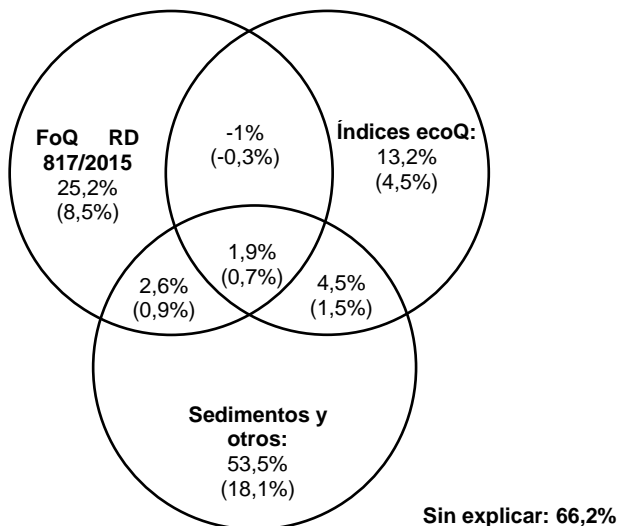


Figura 6. 3. Diagrama de Venn explicando el porcentaje relativo a la variación que representan las variables físico-químicas recogidas por el RD 817/2015, las relacionadas con los índices de calidad ecológica (IBMWP y QBR), y otras características determinadas como relevantes respecto a la distribución de los ciclopoideos en el ecotono hiporreico, respecto a la distribución de los ciclopoideos a lo largo del ambiente hiporreico asociado al ecotipo R-T12. Los valores entre paréntesis hacen referencia a la variabilidad, respecto al total, explicada por cada uno de los conjuntos de variables.

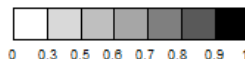
En el ambiente hiporreico asociado al ecotipo R-T16, destacan las correlaciones observadas entre las variables poblacionales como las abundancias totales o de especies estigobiontes con los índices de calidad ecológica QBR y ISQA; así como la correlación de algunas especies estigobiontes como *Eucyclops hadjebensis* y *Acanthocyclops* n. sp. 1, con estos índices y otros elementos de calidad ecológica. (Tabla 6. 16). El análisis *BEST* ($R = 0,197$; $p\text{-valor} < 0,05$) indica una correlación débil respecto a los factores abióticos y las comunidades de ciclopoideos asociadas al ecotipo mineralizado, R-T16; determinando que el pH, las concentraciones de NO_3^- , y los contenidos de arenas gruesas, finas y de materia orgánica en los sedimentos, suponen los principales factores que condicionan la presencia de las comunidades de ciclopoideos en este ecotipo. En este sentido en el análisis de la partición de la variación considerando los tres grupos de variables anteriormente citados, se determina que el 51,4% de la variación queda explicada por dichas variables y su interacción (Figura 6. 4).

Tabla 6. 16. Correlaciones de Spearman entre las especies y los parámetros ambientales considerados para el estudio, composición granulométrica, e índices de calidad ecológica (p-valor < 0,05) en el ecotono hiporreico (ZH) y ambiente superficial (Río) asociado al ecotipo R-T16.

R-T16	<i>Paracyclops chiloni</i>	<i>Paracyclops fimbriatus</i>	<i>Eucyclops hadjebensis</i> *	<i>Eucyclops</i> sp. 1*	<i>Eucyclops</i> n. sp.	<i>E.ucyclops serrulatus</i>	<i>Microcyclops.rubellus</i>	<i>Acanthocyclops robustus</i>	<i>Acanthocyclops</i> n. sp. 1*	<i>Diacyclops languoides languoides</i>	<i>Diacyclops</i> sp 1	<i>Macrocyclus albitus</i>	Ciclopoideos totalesl (abundancias)	Especies Sb (abundancias)	Especies nSb (abundancias)	Ratio Sb/nsb (abundancias)	Especies Sb	Especies nsb	Ratio especies Sb/nsb	S (total)
CE (Río)														+						
pH (Río)			+		-															
OD (Río)			+				+					-		+						
Dureza (Río)		-											-		-					
NO ₃ ⁻ (Río)		-			+															
PO ₄ ³⁻ (Río)																-				-
SO ₄ ²⁻ (Río)													-		-					
NH ₄ ⁺ (Río)						+				+			+		+			+		+
CE (HZ)														+						
pH (HZ)			+				+							+						
OD (HZ)			+									-		+						
Dureza (HZ)	-	-												-		-				
NO ₃ ⁻ (HZ)		-													+					
PO ₄ ³⁻ (HZ)										+		+								
SO ₄ ²⁻ (HZ)				+									-							
NH ₄ ⁺ (HZ)												+								
Arena gruesa									-					-						
Arena fina											+									
MOFP												-								
ISQA							+					-								
IBMWP			+																	
QBR												-		+						

NOTA: La Tabla sólo muestra aquellos parámetros y/o especies que presentan alguna correlación significativa positiva (+) o negativa (-). La graduación de los colores muestra los rangos respecto al valor de R_s . Abreviaturas: (ab) = abundancias; Sb = especie estigobionte; nSb = especies no estigobionte; S = riqueza de especies.

Coefficiente de correlación Spearman (R_s)



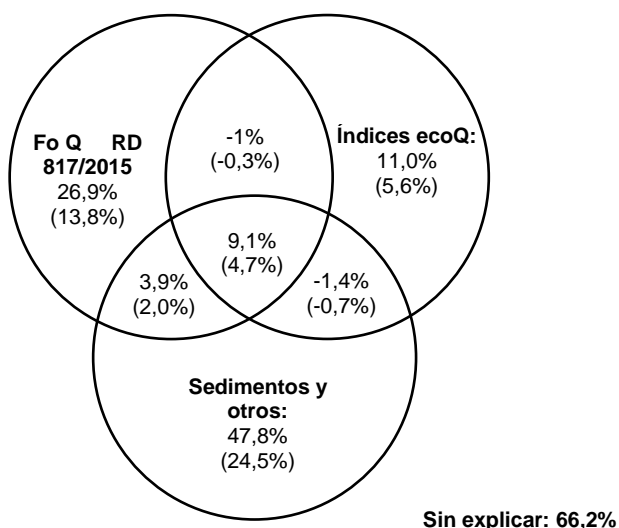


Figura 6. 4. Diagrama de Venn explicando el porcentaje relativo a la variación que representan las variables físico-químicas recogidas por el RD 817/2015, las relacionadas con los índices de calidad ecológica (IBMWP y QBR), y otras características determinadas como relevantes respecto a la distribución de los ciclopoideos en el ecotono hiporreico, respecto a la distribución de los ciclopoideos a lo largo del ambiente hiporreico asociado al ecotipo R-T16. Los valores entre paréntesis hacen referencia a la variabilidad, respecto al total, explicada por cada uno de los conjuntos de variables.

Como base para futuras investigaciones relacionadas con la utilización de la especies de ciclopoideos en la determinación de la calidad ecológica al ambiente hiporreico, la Tabla 6. 17 recoge el listado completo de las especies presentes en el ecotono hiporreico de los ríos Henares y Tajuña pertenecientes a los ecotipos R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea y R-T16: ejes mediterráneos continentales mineralizados, mostrando los rangos de tolerancia respecto a los parámetros estudiados recogidos por la legislación vigente para la determinación del estado ecológico de las masas de agua superficial de la categoría: río; así como de los parámetros físico-químicos considerados clave en la composición de las comunidades de ciclopoideos, según las investigaciones realizadas a lo largo de la presente *Tesis*.

Tabla 6. 17. Rangos de tolerancia (mínimo - máximo; o valor único) de las especies identificadas a lo largo de los cauces estudiados (Henares y Tajuña) durante el periodo estudiado (febrero 2012-febrero 2013) en relación a los parámetros recogidos por el RD 817/2015 y determinados como relevantes a partir de los análisis BEST (Capítulo 4 de la presente Tesis) medidos en el ambiente hiporreico y clasificadas según el ecotipo en el que aparecen.

Especie	Ecotipo	T	CE	pH	OD	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	Dureza
<i>Eucyclops graeteri</i> * (Chappuis, 1927)	R-T12	19,73	1.307,0	7,35	5,46	17,53	0,00	0,00	775,77	1.030,92
<i>Eucyclops</i> sp. 2	R-T12	7,37 - 8,00	1.380,33 - 2.260,00	8,09 - 8,35	11,72 - 12,27	17,91 - 20,06	0,00 - 0,00	0,00 - 0,00	613,35 - 631,66	821,53 - 860,20
<i>Eucyclops</i> sp. 3	R-T12	14,53	412,33	8,00	5,64	6,60	0,00	0,00	63,45	333,91
<i>Paracyclops oligarthrus</i> (Sars, 1909)	R-T12	5,33 - 15,35	1.038,50 - 1.180,33	7,74 - 7,85	5,38 - 5,92	4,78 - 5,78	0,00 - 0,23	0,00 - 0,00	231,55 - 333,61	435,15 - 560,36
<i>Acanthocyclops venustus</i> * (Norman y Scott, 1906)	R-T12	6,77 - 16,77	1.063,00 - 2.010,00	7,52 - 8,04	8,55 - 8,85	13,09 - 35,27	0,00 - 0,00	0,00 - 0,00	418,19 - 704,37	637,42 - 982,86
<i>Acanthocyclops agamus</i> (Kiefer, 1938)	R-T12	15,23	1.047,67	7,84	7,22	17,23	0,00	3,04	469,16	724,17
<i>Acanthocyclops</i> sp. 1	R-T12	1,67 - 9,10	660,00 - 2.380,00	7,72 - 8,35	6,61 - 11,08	8,20 - 19,63	0,00 - 0,00	0,00 - 0,00	74,44 - 635,91	303,82 - 836,52
<i>Acanthocyclops</i> n. sp. 2	R-T12	15,23 - 19,73	1.047,67 - 1.307,00	7,35 - 7,84	5,46 - 7,22	17,23 - 17,53	0,00 - 0,00	0,00 - 3,04	469,16 - 775,77	724,17 - 1.030,92
<i>Acanthocyclops</i> sp. 2	R-T12	10,57	2.514,67	7,20	6,43	9,32	0,00	0,00	626,26	801,63
<i>Diacyclops languidus</i> (Sars, 1863)	R-T12	9,33	1.477,33	7,86	8,78	6,10	0,00	0,00	302,17	506,19
<i>Diacyclops crassicaudis</i> <i>crassicaudis</i> (Sars, 1863)	R-T12	8,00 - 19,73	1.307,00 - 3.163,33	7,20 - 8,35	5,46 - 12,27	9,32 - 20,06	0,00 - 0,00	0,00 - 0,00	626,26 - 1.157,52	801,63 - 1.413,60
<i>Diacyclops bisetosus</i> (Rehberg, 1880)	R-T12	8,10	1.069,00	7,80	8,87	11,38	0,00	3,29	401,29	604,49
<i>Microcyclops varicans</i> (Sars, 1863)	R-T12	17,40	397,0	8,21	7,50	5,65	0,00	0,00	60,31	286,39
<i>Microcyclops</i> sp. 1	R-T12	6,37 - 15,87	377,00 - 936,67	8,06 - 8,35	9,87 - 10,76	8,14 - 12,06	0,00	0,00	62,01 - 79,05	235,46 - 282,61
<i>Microcyclops</i> sp. 2	R-T12	7,37	1.380,33	8,09	11,72	17,91	0,00	0,00	613,35	860,20
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851)	R-T16	6,53 - 11,17	973,00 - 1.283,00	7,85 - 8,25	7,25 - 9,13	13,26 - 18,78	0,00 - 0,00	0,00 - 0,00	253,74 - 267,87	467,58 - 501,00
<i>Eucyclops</i> sp. 1*	R-T16	10,87 - 12,13	971,00 - 1.018,33	7,76 - 8,08	5,77 - 10,01	12,25 - 17,32	0,00 - 0,00	0,00 - 1,74	260,24 - 277,88	439,34 - 492,39
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer, 1853)	R-T16	20,00 - 21,53	996,67 - 1.022,67	7,77 - 7,90	2,91 - 3,59	13,20 - 17,00	0,00 - 0,00	2,06 - 2,09	187,97 - 191,08	396,90 - 400,88
<i>Diacyclops</i> sp. 1	R-T16	10,50	1.260,67	7,99	9,84	15,46	0,00	2,01	253,68	432,79

Clave: * = especie estigobionte; negrita = valor por encima del límite de referencia establecido en el RD 817/2015 para el/los ecotipos R-T12 = Ríos mediterráneos de la montaña calcárea y R-T16 = Ejes mediterráneos continentales mineralizados.

Continuación Tabla 6. 17

Especie	Ecotipo	T	CE	pH	OD	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	Dureza
<i>Eucyclops hadjebensis</i> * (Kiefer, 1926)	Ambos	0,70 - 21,53	412,33 - 2.380,00	7,34 - 8,42	2,91 - 12,65	0,53 - 19,63	0,00 - 1,71	0,00 - 2,09	52,85 - 635,91	223,14 - 836,52
<i>Eucyclops</i> n. sp.	Ambos	9,80 - 16,43	1.222,33 - 2.140,00	7,56 - 7,91	3,02 - 8,40	17,49 - 36,98	0,00 - 0,50	0,00 - 5,92	245,85 - 812,34	422,88 - 1.080,96
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820)	Ambos	6,37 - 21,27	377,00 - 2.010,00	7,52 - 8,35	2,68 - 10,76	5,45 - 35,27	0,00 - 3,55	0,00 - 3,29	62,01 - 704,37	235,46 - 982,86
<i>Paracyclops imminutus</i> (Kiefer, 1929)	Ambos	0,70 - 17,97	377,00 - 2.380,00	7,31 - 8,57	3,24 - 12,65	0,53 - 36,98	0,00 - 0,42	0,00 - 5,92	52,85 - 812,34	223,14 - 1.080,96
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)	Ambos	4,77 - 21,53	452,33 - 2.260,00	7,56 - 8,36	2,57 - 12,27	0,81 - 22,89	0,00 - 3,55	0,00 - 3,03	141,47 - 803,23	324,27 - 1.019,33
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	Ambos	4,77 - 18,27	412,33 - 2.656,67	7,31 - 8,52	3,24 - 13,67	0,82 - 19,94	0,00 - 0,23	0,00 - 0,61	60,89 - 531,53	208,60 - 821,33
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars, 1863)	Ambos	5,47 - 21,27	987,33 - 2.260,00	7,77 - 8,53	3,24 - 14,11	10,06 - 20,06	0,00 - 1,44	0,00 - 2,01	224,81 - 631,66	400,75 - 860,20
<i>Acanthocyclops</i> n. sp. 1*	Ambos	0,70 - 15,95	414,50 - 2.260,00	7,72 - 8,53	3,98 - 14,11	0,93 - 20,06	0,00 - 0,22	0,00 - 3,29	52,85 - 631,66	208,60 - 821,53
<i>Diacyclops languidoides</i> (Lilljeborg, 1901)	Ambos	5,77 - 20,53	377,00 - 2.656,67	7,20 - 8,33	3,59 - 11,27	2,03 - 19,78	0,00 - 0,00	0,00 - 3,04	61,22 - 700,81	199,73 - 928,38
<i>Diacyclops</i> sp. 2	Ambos	6,37 - 17,00	936,67 - 2.514,67	7,20 - 8,35	6,43 - 10,76	9,32 - 31,32	0,00 - 0,00	0,00 - 0,00	79,05 - 803,88	235,46 - 1.051,05
<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1921)	Ambos	5,47 - 17,97	571,33 - 1.348,33	7,71 - 8,53	5,79 - 14,11	6,92 - 10,09	0,00 - 0,21	0,00 - 1,21	66,97 - 271,98	137,54 - 262,89
<i>Microcyclus rubellus</i> (Lilljeborg, 1901)	Ambos	5,47 - 19,73	952,67 - 2.009,33	7,35 - 8,54	5,46 - 14,11	4,78 - 17,53	0,00 - 0,23	0,00 - 0,61	190,67 - 775,77	360,65 - 1.030,92

Clave: * = especie estigobionte; negrita = valor por encima del límite de referencia establecido en el RD 817/2015 para el/los ecotipos R-T12 = Ríos mediterráneos de la montaña calcárea y R-T16 = Ejes mediterráneos continentales mineralizados.

6.4. Discusión de los resultados

La calidad ecológica asociada a los ecotipos estudiados (R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea y R-T16: ejes mediterráneos continentales mineralizados) y la importancia de las condiciones ambientales en la zona hiporreica

La determinación del estado ecológico en los ecosistemas fluviales tiene una especial importancia debido a que éste, informa acerca del grado de funcionalidad del ecosistema; así como sobre su capacidad de proveer de servicios ambientales (Vidal-Abarca et al., 2016). A partir de los resultados obtenidos, los ríos Henares y Tajuña presentan un estado ecológico general clasificado como “moderado”. En consonancia con nuestra hipótesis de partida, se observa que en las masas superficiales asociadas a los tramos altos y medios de ambos cauces, con independencia del ecotipo al que se encuentran asociados, presentan un gradiente decreciente respecto a la calidad ecológica indicada por los elementos de calidad biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos. Esta tendencia coincide con la observada por otros autores como Rasines-Ladero (2011) y Benítez-Mora (2014); siendo **el componente biológico (elementos de calidad biológica)** el que condicionan principalmente dicho estado (BOE, 2015). La estimación de un buen estado ecológico en la MSPF0202011, asociada al tramo medio del Tajuña, a partir del índice biológico IBMWP, llama la atención puesto que se trata del tramo más afectado por la presencia del embalse de la Tajera, que como comentamos en el capítulo 3 de la presente *Tesis*, supone una modificación en los caudales circulantes, así como en la estructura de los sedimentos que, debería suponer un descenso en la diversidad de macroinvertebrados (MAGRAMA, 2015; SAIH-Tajo, 2014). No obstante, varios estudios han puesto de manifiesto la capacidad de estos organismos de resistir a variaciones en las condiciones ambientales del medio bentónico. Ello se relaciona además con la teoría de la perturbación intermedia de (Connell, 1978), que indica que una intensidad intermedia de los impactos, provoca una mayor diversidad en las comunidades bióticas. El efecto que tiene la presa sobre las condiciones ambientales en la superficie y en la zona hiporreica, han sido puestos de manifiesto en estudios como los de (Hernández Fernández, 2002; Kondolf, 1997; Rasines-Ladero e Iepure, 2016), Además en esta masa, existe una gran presencia de insectos en el ambiente hiporreico (tabla 4.5; Capítulo 4), que indica la importancia de la zona hiporreica como refugio para la fauna macrobentónica. Esta función de refugio, también tiene importancia en la masa MSPF0304010, en el que la presencia de una gravera en la localidad de Heras de

Ayuso (Guadalajara), también favorece el mantenimiento de las poblaciones de insectos frente a los impactos derivados de ella. Esta función adquiere una mayor importancia en periodos en los que se registra un mayor caudal circulante (primavera), que provoca un descenso en el número de familias presentes en el ambiente bentónico como consecuencia de la migración activa de estos organismos a la zona hiporreica (Lake, 2000; Mori y Brancelj, 2011; Rasines-Ladero e Iepure, 2016; Stubbington et al., 2011)

Otro punto en el que los resultados parecen estar en contra de la teoría de partida, corresponde al de Peña Horadada, Luzón (Guadalajara), relacionado con el tramo alto del río Tajuña (MSPF0204010), en el que se registran unos valores muy bajos respecto al índice IBMWP, que determina como “moderado” su estado ecológico. Esto parece relacionarse con la total desecación del cauce en dicho punto durante el verano. Como consecuencia, en la campaña de otoño (diciembre 2012), las poblaciones de macroinvertebrados parecen no haber tenido tiempo suficiente para recuperarse y/o recolonizar el ambiente superficial, con el consiguiente descenso en el valor del índice biótico. De hecho, durante dicha campaña, únicamente se registra la presencia de familias de coleópteros, oligoquetos y dípteros, que según indican (DeWalt et al., 2010; Torres et al., 2010), presentan mayor capacidad de recolonización por tratarse de organismos voladores, en el caso de los dípteros y coleópteros, o de enterrarse en el sedimento como los oligoquetos. Esto además, pone de nuevo en relieve la importancia de la zona hiporreica como refugio en los cauces temporales (Lake, 2003; Wood et al., 2010).

En contraposición a la hipótesis de partida, también sorprende el estado ecológico clasificado como “moderado” en el tramo alto del río Henares (MSPF0310010 y MSPF0308010), ya que estas masas, relacionadas con el ecotipo calcáreo, R-T12, se caracteriza por la ausencia de grandes presiones antrópicas en ellas. No obstante el punto situado en la localidad de Jadraque (Guadalajara), y asociado a la masa MSPF0308010, presenta unas condiciones bastante peculiares desde el punto de vista físico-químico de sus aguas, como consecuencia de la presencia de elevadas concentraciones de sodio, cloruro y conductividad eléctrica, derivado, tal y como indicamos a lo largo del capítulo 3 de la presente *Tesis*, de un aporte de aguas salinas desde su afluente, el río Salado. Además un mayor aporte subterráneo, favorecido por las características granulométricas de los sedimentos que componen el ambiente hiporreico, pueden así mismo contribuir a la mayor mineralización de las aguas ((EPA, 2001; Rasines-Ladero e Iepure, 2016; Samboni Ruiz et al., 2007; Statzner y Bêche, 2010). Además, en la localidad de Sigüenza (Guadalajara) y los núcleos de población

asociados a la masa MSPF0310010, aparecen vertidos directos al cauce de aguas residuales sin tratar, que pueden también contribuir al descenso de la calidad biológica.

En cualquier caso, los resultados respecto al estado ecológico estimado a partir de los elementos de calidad biológica no coinciden con aquellos recogidos en los informes realizados por la Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) (Orío Hernández, 2012), por diferentes motivos. El primero de ellos, parece relacionarse con la no correspondencia entre los periodos de muestreo bentónico; así como que, estos informes se basan en los datos obtenidos durante una única campaña de muestreo realizada en primavera que, según el protocolo ML-Rv-I-2013 elaborado por el Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente para el muestreo de fauna bentónica en ríos vadeables, supone la estación propicia para la realización de los mismos (MAGRAMA, 2013). En este sentido, algunos trabajos como los de Zamora-Muñoz et al. (1995) y Solimini et al. (2000) indican que la variación temporal en los índices biológicos carecen de importancia, de modo que el hecho de que nuestro estudio contemple varias estaciones, puede incurrir en una subestimación de la calidad ecológica, como consecuencia de interpretar erróneamente variaciones poblacionales naturales asociadas a las comunidades de macroinvertebrados bentónicos que no estén relacionadas necesariamente con impactos de origen antrópico. A todo ello, se une la discordancia entre los puntos de muestreo seleccionados por la CHT para realizar sus estudios, además de poder haberse realizado un muestreo menos eficiente o representativo con respecto al realizado desde la propia CHT. No obstante, esta última causa podría ser desestimada, si tenemos en cuenta trabajos como los realizados por Solimini et al. (2000) o Rasines-Ladero (2011), que indican la más que probada eficacia y representatividad de las muestras bentónicas obtenidas a partir del uso de redes de mano y lavados de plantas macrófitas asociadas al cauce. No obstante, ambos estudios coinciden en señalar el métodos de los sustratos artificiales como el más eficiente de todos (De Pauw et al., 1994); de modo que, en futuros trabajos se recomienda el uso de esta metodología para garantizar una mejor representatividad de las muestras biológicas obtenidas en la zona bentónica.

Al igual que los macroinvertebrados, las comunidades de ciclopoideos asociadas al ambiente hiporreico presentan una variación espacial y temporal que permite distinguir los ecotipos estudiados, R-T12 y R-T16; así como las diferentes masas de agua superficial asociadas a cada uno de ellos. En este sentido, cabe destacar que, respecto al número de especies identificadas, el ecotipo R-T12 (litologías calcáreas) presenta una mayor diversidad que el R-T16 (ríos muy mineralizados); al igual que el índice IBMWP presenta un mayor valor en el ecotipo calcáreo frente al

mineralizado. Estas diferencias parecen responder precisamente a las particularidades inherentes a cada uno de los ecotipos, los cuales, según lo establecido por la DMA corresponden con las características biogeográficas, litológicas y fisiográficas (DOCE, 2000; Moreno et al., 2006). Así pues, la mayor diversidad en el ecotipo R-T12, parece responder a la litología carbonatada predominante a lo largo del continuo hiporreico asociado a los cauces del Tajuña y del tramo alto del Henares (CHT, 2005; Lozano Gutierrez-Ravé et al., 2007; Navarro Alvargonzález et al., 1993; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). Ello además está en consonancia con estudios como los de Dole-Olivier et al. (2000) que indican la preferencia de los microcrustáceos por sustratos carbonatados. Además, el R-T16, por presentar una mineralización elevada y mayor intensidad en los impactos que soporta (tramo bajo del Henares) podrían relacionarse con la menor diversidad registrada en el. Las especies de ciclopoideas que caracterizan el ecotipo calcáreo se corresponden con especies eminentemente subterráneas como *Eucyclops hadjebensis* y *Acanthocyclops* n. sp. 1; además de por las especies *Paracyclops imminutus* y *Paracyclops fimbriatus*; mientras que el ecotipo mineralizado se caracteriza por mayores abundancias respecto a especies cosmopolitas y tolerantes como *Paracyclops chilotini* y *Macrocyclus albidus* (Karaytug, 1999; Robertson, 2000; Särkkä et al., 1998). Así pues parece que el ecotipo R-T12 se caracteriza por una mayor conectividad con el ambiente subterráneo probablemente a que en este ecotipo se considera la totalidad del cauce del Tajuña, que presenta una mayor conectividad con el ambiente hiporreico; mientras que el R-T16 parece relacionarse más con el ambiente superficial conforme a lo descrito en los capítulos anteriores y a los trabajos de (Rasines-Ladero e Iepure, 2016).

Respecto a los **elementos de calidad físico-química** se observa, en general, una buena calidad de las aguas superficiales asociadas a las diferentes MSPFs estudiadas, independientemente del ecotipo del que se trate. En este sentido, y teniendo en consideración las limitaciones comentadas con anterioridad respecto al muestreo realizado, los resultados son bastante similares a los obtenidos por la CHT (Orío Hernández, 2012; CHT, 2017). No obstante, algunos parámetros, especialmente el fosfato, nitrato y amonio se registran por encima de los límites de referencia establecidos (Tabla 6. 1), provocando la clasificación del estado ecológico como “moderado” o “deficiente” según el grado de desviación que se detecte (BOE, 2015). Entre estas desviaciones destacan las observadas respecto a los NO_3^- , en los puntos más bajos de los cauces estudiados (H8, H9 y T10 y T11) asociados a ambos ecotipos (R-T16 y R-T12, respectivamente). El origen de estos Nitrato parece relacionarse con la intensa actividad agrícola que existe en dichos puntos.

En el caso del Henares, la presencia de estos nitratos y fosfatos, puede deberse también a vertidos de aguas residuales y a la suelta de agua desde los embalses situados en sus afluentes de cabecera (Díez-Mayáns y Bienes, 2015; Fernández et al., 1991; Iepure et al., 2013; Iepure et al., 2014; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). En el caso del amonio, los límites establecidos se superan en el tramo bajo del Henares (MSPF0302010 y MSPF0301010) durante las campañas de mayo de 2012 y febrero de 2013, probablemente derivados de la presencia de vertidos procedentes de estaciones de depuración. (Díez-Mayáns y Bienes, 2015; EPA, 2001). En relación a los fosfatos, las desviaciones parecen deberse a las actividades agrícolas (uso de fertilizantes), al detectarse sus elevadas concentraciones, al igual que el resto de parámetros, en los tramos bajos de ambos ríos durante prácticamente todas las campañas de muestreo; si bien, también puede provenir de la descarga de vertidos de depuradora (EPA, 2001), también muy presentes en dichos tramos, especialmente en el asociado al cauce del Henares. Además el fosfato puede estar formando parte de la materia orgánica ingresada al cauce del río procedente de la hojarasca, lo que podría también explicar su presencia en los tramos altos del Tajuña donde existe un bosque de ribera bastante bien conservado ((Fernández Cirelli y Di Risio, 2005).

En relación al ISQA, a pesar de tratarse de un índice muy sencillo, calculado a partir de 5 parámetros (temperatura, demanda química de oxígeno, conductividad, sólidos en suspensión y oxígeno disuelto), su aplicación para la determinación en el estado ecológico conforme a lo establecido en la legislación vigente presenta cierta incertidumbre al observarse sobreestimaciones y subestimaciones del mismo, en comparación a la determinada a partir del uso de los parámetros físico-químicos establecidos en dicha legislación (Samboni Ruiz et al., 2007; Torres et al., 2010; BOE, 2015). En este sentido, las confederaciones hidrográficas utilizan como aproximación para la estimación de la calidad físico-química del agua el índice de calidad de agua (ICA), y dentro de este, el índice de calidad general (ICG), que utiliza mayor número de parámetros para su cálculo (Samboni Ruiz et al., 2007; Rasines-Ladero, 2011; CHT, 2017). No obstante, la falta en la medida de algunos parámetros necesarios para su estimación impidió su utilización y comparación en el presente estudio, de modo que, en futuros trabajos de caracterización, se recomienda la determinación de un mayor número de parámetros físico-químicos que permitan su cálculo. Además, y a pesar de la gran interacción existente entre el ambiente superficial e hiporreico, la mayor mineralización asociada al segundo, especialmente en aquellas masas de agua relacionadas con el cauce del río Tajuña, implicaría la necesidad de adaptar los límites de referencia de alguno de los parámetros recogidos en el R.D. 817/2015. En el caso del pH, los límites establecidos para el ecotipo R-T12; así como en el R-T16 parecen

adecuados puesto que la mayoría de las especies de ciclopoideas, así como de los crustáceos en general, que suponen uno de los grupos taxonómicos de mayor representación en el ambiente hiporreico no toleran una gran acidez de las aguas (Burton et al., 2001; Palmer et al., 2007; Rundle y Ormerod, 1991).

Sin embargo, no ocurre lo mismo con respecto a los otros parámetros. En el caso del PO_4^{3-} , al igual que ocurre con el NH_4^+ y NO_3^- , la mayor presencia de estos elementos en el ambiente hiporreico debido a diferentes factores como los incrementos en los tiempos de retención o la mayor conectividad con el ambiente subterráneo (Bencala et al., 1984; Nogaro et al., 2013; Boano et al., 2014); hacen necesario adaptar los límites, considerando además la afección que éstos tienen sobre la fauna hiporreica. En este sentido, algunos trabajos como los de (Di Lorenzo et al., 2014) han indicado la necesidad de adaptar los límites, por ejemplo relacionados con el NH_4^+ , en los ambientes subterráneos para evitar la afección a la fauna presente en estos ambientes. Por ello la realización de más investigaciones en este sentido es crucial para la correcta caracterización y establecimiento de medidas de protección en el ambiente hiporreico. Esto no solo ayudaría a establecer mejor los límites necesarios para el establecimiento de la calidad físico-química de las aguas hiporreicas; sino también para determinar con mejor precisión los límites de tolerancia de las especies respecto a estos parámetros. En el caso del oxígeno disuelto, es conocido que, la baja concentración de este elemento supone un factor limitante para el establecimiento de la fauna, determinándose que la concentración mínima para el establecimiento de organismos vivos en el ambiente hiporreico de entre 0,5 – 1 mg/L (Danielopol et al., 1994; Pospisil, 1994; Hahn, 2006; Dole-Olivier et al., 2009). Por ello, a pesar de que el límite establecido en el RD 817/2015 comprende los requerimientos asociados a la zona hiporreica, parece lógico disminuir éstos para permitir una evaluación mejor adaptada respecto a las condiciones asociadas al ecotono hiporreico

Respecto a los **elementos de calidad hidromorfológica** destacan los bajos valores del índice QBR obtenidos para la totalidad del cauce del río Tajuña y de los tramos altos del Henares (ecotipo R-T12), a pesar de la aparente buena conservación del bosque de ribera. No obstante, puesto que ésta representa únicamente uno de los aspectos necesarios para su determinación, es posible que aspectos como la estructura del sedimento y las características hidromorfológicas de los cauces, lo condicionen (Ramos, 1947; Munné et al., 2003; CHT, 2005; Bardaji et al., 2008; Camargo et al., 2011; CHT, 2017). En este sentido, el sedimento de la zona hiporreica asociado a estas masas, se caracteriza por presentar una estructura heterogénea, con un mayor contenido de las fracciones gruesas de las arenas en su composición, que

según Munné et al. (2003), Rasines-Ladero (2011) y CHT (2017), supondría un mayor valor del índice QBR; indicando, nuevamente, la discordancia entre nuestros resultados y los de la CHT. En el caso de los valores del índice QBR asociados al tramo medio y bajo del río Henares (ecotipo R-T12) que presenta un estado ecológico bueno y moderado desde el punto de vista hidromorfológico, parece relacionarse con una estructura granulométrica de los sedimentos más homogénea y con una composición fundamentalmente conformada por granulometrías gruesas que favorece un mayor intercambio entre las aguas superficiales e hiporreicas y, por tanto, una mayor heterogeneidad ambiental en el ecosistema fluvial indicada a partir de un mayor valor del índice hidromorfológico de calidad ecológica QBR.

Los ciclopoideas como elemento de calidad biológica para la determinación del estado ecológico en el ambiente hiporreico.

En los ríos que experimentan periodos de sequía e incluso desecación del cauce, el análisis complementario de la zona hiporreica en la evaluación del estado ecológico de los cursos fluviales, adquiere especial relevancia al presentar una mayor persistencia frente al ambiente superficial, ya que puede mantener el agua retenida en sus intersticios y, por tanto, servir como refugio y punto de muestreo en casos extremos tal y como hemos señalado anteriormente (Boulton et al., 1992; Dole-Olivier, 2011; Leigh et al., 2013). Estos autores han señalado que, en el ambiente hiporreico, los ciclopoideas son equiparables a los macroinvertebrados bentónicos; pudiendo ser utilizados para la determinación del estado ecológico desde el punto de vista biológico. Sin embargo, son muy pocos los estudios realizados en este sentido, destacando aquellos realizados por Nelson y Roline (2003), Moldovan (2013) y Zibrat (2012). No obstante, hasta la fecha no han sido utilizados o incorporados al ordenamiento jurídico de ningún país del mundo para la caracterización de la calidad del ambiente hiporreico; así como tampoco han sido incluidos en planes de gestión y manejo de los recursos hídricos. Únicamente Alemania, Austria y Australia han introducido en su ordenamiento jurídico aspectos relacionados con dicha evaluación; si bien estos, se centran en aspectos ecológicos relacionados con las aguas subterráneas, y no con el ambiente hiporreico en sí (Tomlinson y Boulton, 2008; Danielopol y Griebler, 2008; Steube et al., 2009; Marmonier et al., 2012).

Como paso previo a la determinación de la calidad ecológica en la zona hiporreica, hemos comprobado la posibilidad de utilizar las comunidades de ciclopoideas presentes en los cauces del Henares y Tajuña, atendiendo a los ecotipos a los que se asocian, con la finalidad de determinar la existencia de algún tipo de relación entre las

comunidades de ciclopoideas y los elementos de calidad ecológica utilizados para la determinación del estado ecológico en las aguas superficiales. En el ecotipo calcáreo, R-T12, cabe destacar la ausencia de relación alguna entre parámetros poblacionales como la abundancia total de organismos ciclopoideas, ratio Sb/nSb o riqueza de especies, entre otros. Únicamente se ha detectado una correlación negativa entre la especie *Paracyclops oligarthrus* con el índice QBR y entre la especie *Diacyclops bisetosus* y el índice IBMWP. Todo ello parece estar relacionado con una mayor interacción del ambiente hiporreico con el ambiente subterráneo, ya que este ecotipo comprende la totalidad del cauce del río Tajuña y de la parte alta del Henares caracterizadas, tal y como indicamos a lo largo del capítulo 4 de la presente Tesis y en conformidad a los trabajos de (Rasines-Ladero e Iepure, 2016), por una mayor conectividad con el ambiente subterráneo de la zona hiporreica. Por ello, no existe una gran correlación con aquellos parámetros relacionados con el ambiente superficial, incluidos los índices de calidad ecológica. En este sentido, y a pesar de esa falta de correlación, los puntos y masas de agua en los que se registra un mayor valor del índice biótico IBMWP corresponde a aquellos en los que se registra una menor diversidad de especies de ciclopoideas; mientras que la presencia de especies estigobiontes hiporreicas, especialmente en las masas superficiales, corresponde con un descenso en la calidad biológica superficial, indicando una relación inversa en este ecotipo. Las correlaciones positivas registradas entre las especies *Eucyclops n. sp.*, *Diacyclops crassicaudis crassicaudis* y las especies estigobiontes *Eucyclops graeteri* y *Acanthocyclops venustus* con la concentración de nitrato, fosfato y sulfato medidos en la superficie parece casuales, al no detectarse correlaciones semejantes con los parámetros homónimos medidos en el ambiente hiporreico, exceptuando las correspondientes a las observadas respecto a la especie *Eucyclops n. sp.* que aparece en los puntos más impactados del río Tajuña (Titutlcia); así como del Henares (Mejorada del Campo); indicando su gran capacidad de tolerancia y su asociación a posibles puntos de *upwelling* en los que se produce una clara conexión entre el ambiente superficial y subterráneo a través del ambiente hiporreico (Ward et al., 1998; Buss et al., 2009; Rasines-Ladero e Iepure, 2016).

Por el contrario, en el ecotipo mineralizado, R-T16, sí existe un mayor número de correlaciones entre las especies de ciclopoideas asociadas al ambiente hiporreico y los elementos de calidad ecológica determinados en las aguas superficiales debido a la mayor conectividad entre éstas y el ambiente hiporreico de las masas superficiales asociadas al tramo medio y bajo del Henares (Rasines-Ladero e Iepure, 2016). En este sentido, se observa una relación positiva entre la abundancia de especies estigobiontes y el índice QBR, posiblemente como consecuencia, la mayor

conectividad hidrológica con el ambiente subterráneo que favorece la aparición de estas especies y la presencia, entre otros aspectos relacionados con el índice QBR, de una vegetación de ribera bien conservada en estos tramos, con cierta sinuosidad del cauce y otros aspectos hidromorfológicos que incrementan el valor del índice QBR (de la Cruz Rot y Peinado, 1996; Martínez-Martínez, 2000). Como consecuencia de situaciones de *upwelling* en esta zona se favorece también la presencia de aguas más mineralizadas, debido a la mayor interacción de las aguas subterráneas con las rocas (Bencala et al., 1984; Nogaro et al., 2013; Boano et al., 2014). Ello parece explicar la correlación positiva respecto a la abundancia de especies estigobiontes y de ciclopoideos (correlación positiva) con la elevada conductividad eléctrica, el oxígeno disuelto y el amonio. También se observan correlaciones positivas entre la especie estigobionte *Eucyclops hadjebensis* y el índice IBMWP, así como con el pH y OD. En este sentido, la correlación parece responder a la ecología de la especie y a la posible situación de *upwelling* en los puntos en los que aparece. De hecho, y tal como indican Fernández (2004), Di Lorenzo et al. (2013) y Graillet et al. (2014) en sus investigaciones, las zonas de *upwelling* suponen puntos de mayor diversidad, de modo que las comunidades bentónicas también pueden verse favorecidas como consecuencia aportes subterráneos, en especial si las aguas vienen cargadas con nutrientes. En este sentido cabría haber registrado una correlación entre la abundancia o riqueza de especies estigobiontes y el índice IBMWP; sin embargo, estas correlaciones no son significativas. (Pospisil, 1994; Dussart y Defaye, 2001, 2006; Munné et al., 2003; Rasines-Ladero e Iepure, 2016). También se observan correlaciones significativas entre *Macrocyclus albidus* (correlación negativa) y el índice QBR, así como con el índice ISQA y el oxígeno disuelto; demostrando la capacidad de tolerancia de esta especie (Dole-Olivier et al., 2000; Robertson, 2000; Galassi, 2001); que podría ser susceptible de ser utilizada como indicadora de mala calidad del ambiente superficial. También destaca la correlación positiva entre *Acanthocyclops robustus* y el índice ISQA que indica lo contrario a lo comentado con respecto a *Macrocyclus albidus*. No obstante, al tratarse de una especie tolerante (Maier, 1998; Karaytug, 1999), parece que la correlación observada con dicho índice es casual. Con la finalidad de evitar esta incertidumbre respecto a la validez de las correlaciones, es necesario incrementar el periodo de estudio y/o el número de muestras consideradas en estos análisis (Leigh et al., 2013; Moldovan y Levei, 2015).

Tras determinar las relaciones existentes entre las comunidades de ciclopoideos asociadas a los cauces estudiados y los elementos de calidad ecológica superficial; a continuación nos centramos en el uso de los ciclopoideos como indicadores de algunas **características ambientales asociadas a la zona hiporreica y su posible**

uso como indicadores de calidad ecológica del ambiente hiporreico. A lo largo de los Capítulos 4 y 5 de la presente Tesis se ha indicado la posibilidad del uso de determinadas especies de ciclopoideas como bioindicadoras y/o biotrazadoras de las condiciones ambientales asociadas al ambiente hiporreico. Así pues, parece lógico pensar que los ciclopoideas asociados a los cauces estudiados son susceptibles de ser utilizados como bioindicadores de la calidad ecológica, de un modo análogo a como lo hacen los macroinvertebrados en el ambiente superficial. Para ello, de forma inicial deberían establecerse unas condiciones de referencia en cada uno de los ecotipos seleccionados respecto a los diferentes parámetros considerados como indicativos de la calidad ecológica asociada al ambiente hiporreico. En este sentido trabajos como los de Boulton (2000) indican que para la determinación de la calidad en el ambiente hiporreico habría que recurrir a tres posibles medidas: i) el intercambio hidrológico; ii) los ratios respecto a la actividad biogeoquímica intersticial; y iii) la biodiversidad de la fauna hiporreica. De estas tres medidas, a lo largo de las investigaciones realizadas con esta Tesis hemos tratado de dar respuesta a dos de ellas; aquellas relacionadas con el intercambio hidrológico, y las relacionadas con la diversidad. En ambos casos, el uso de los ciclopoideas para su identificación parece adecuado, ya que la presencia de especies estigobiontes parece relacionarse con un mayor intercambio hidrológico entre el ambiente subterráneo e hiporreico; que además se relaciona, con una mayor diversidad, tal y como indican Brunke y Gonser (1997), Ward et al. (1998), Buss et al. (2009), Di Lorenzo et al. (2013) y Graillet et al. (2014), entre otros.

Así pues, según nuestra interpretación, un buen estado ecológico podría relacionarse con la presencia de una elevada diversidad de especies, destacando las estigobiontes por su relación con las aparición de zonas de *upwelling* (Hancock et al., 2005). En este sentido, y como posibles parámetros a utilizar para la determinación del estado ecológico en la zona hiporreica a partir de las comunidades de ciclopoideas presentes en él, planteamos el uso de la riqueza de especies (S), el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y el ratio S_b/nS_b por ser representativo de dos, de las tres características establecidas por Boulton (2000) para la determinación de la calidad ecológica en el ambiente hiporreico.

Así mismo, debido a la gran influencia que los sedimentos hiporreicos (composición granulométrica y contenido de MOFP) adquieren respecto al resto de condiciones ambientales que se suceden en el ambiente hiporreico, tal y como indican los análisis de la varianza realizados y cuyos resultados parecen estar en consonancia a los de autores como Franken et al. (2001), Rasines-Ladero e Iepure, (2016) y Ward (2016), parece lógico contemplar estas características como elementos de calidad

hidromorfológica para determinar la calidad ecológica asociada a la zona hiporreica. De hecho, la DMA, el RD 817/2015 y el propio índice QBR recogen la necesidad de su caracterización para el estudio de los elementos de calidad hidromorfológica (DOCE, 2000; Munné et al., 2003; BOE, 2015). En este sentido sería necesario el establecimiento de una serie de parámetros como el contenido medio respecto a las diferentes fracciones granulométricas en los sedimentos característicos a los diferentes ecotipos; ya que las características litológicas y geológicas adquirirían una gran relevancia; de modo que se permita determinar a partir de ellos una correcta funcionalidad ecosistémica, por ejemplo basado en la capacidad de mantener la conectividad hidrológica entre el ambiente hiporreico y los ecosistemas acuáticos con los que se relaciona. Un posible parámetro a utilizar como indicativo de la capacidad del medio de permitir un correcto intercambio hidrológico, podría ser el contenido de finos (contenido en limos y arcillas) los cuales contribuyen al *efecto clogging* y, por tanto, a la disminución en la calidad ecológica del ecotono hiporreico conforme a lo establecido por Boulton (2000).

Del mismo modo podría recurrirse al estudio de las correlaciones entre los parámetros abióticos y bióticos. En este sentido, entre las correlaciones observadas en el ecotipo R-T12 respecto a las variables abióticas y bióticas estudiadas, destacan las correlaciones positivas entre el ratio de las abundancias de Sb/nSb con la concentración de amonio; y las de la riqueza de especies no estigobiontes con las arenas muy gruesas. En ambos casos, parecen correlaciones meramente circunstanciales, al no haber una explicación determinada respecto al porqué de su ocurrencia. Entre las variables abióticas y bióticas del ecotipo R-T16 destacan las correlaciones negativas observadas entre las abundancias de ciclopoideos y la dureza y los sulfatos, probablemente debido al factor litológico, en el que la presencia de sulfatos parece limitar el tamaño de las poblaciones. Además destaca también la correlación positiva observada entre las abundancias de especies subterráneas con la conductividad, el pH, el oxígeno disuelto, lo cual parece estar en relación con una situación de *upwelling*, que incrementa el contenido de iones y de la conductividad eléctrica (mineralización de las aguas) (Bencala et al., 1984; EPA, 2001; Nogaro et al., 2013; Boano et al., 2014); así como en la abundancia de especies estigobiontes (Buss et al., 2009; Grailot et al., 2014). Debido a la incertidumbre inherente al uso de las correlaciones en estudios de relación entre variables abióticas y bióticas (Leigh et al., 2013; Moldovan y Levei, 2015); así como las débiles correlaciones observadas en este estudio y otros realizados por autores como (Hahn, 2006), podemos determinar que los indicadores biológicos de calidad ecológica a desarrollar deberían contemplar aspectos

poblacionales; y no centrarse, al menos no únicamente, en el resultado ofrecido por éstas.

6.5. Observaciones destacables

A partir de las investigaciones realizadas para la caracterización de los ambientes hiporreicos del río Henares y Tajuña se desprenden las siguientes observaciones destacadas o conclusiones generales:

- En relación al **estado ecológico superficial**, se confirma nuestra hipótesis de partida, al observarse un **gradiente longitudinal decreciente** respecto a al estado ecológico, estimado a partir del uso de los **diferentes elementos de calidad**; determinándose, además, un **peor estado respecto a las MSPFs asociadas al ecotipo R-T16**, coincidente con las características inherentes a dicho ecotipo (elevado grado de mineralización) y por la mayor intensidad respecto a los impactos que soporta; mientras que el ecotipo **R-T12** presenta un mejor estado ecológico.
- Los **ambientes hiporreicos** asociados a los ecotonos estudiados se **diferencian por la composición de sus comunidades** de ciclopoideas, determinándose que las especies que caracterizan el ambiente hiporreico asociado al **ecotono R-T12** presenta una mezcla de **especies estigobiontes** como *Eucyclops hadjebensis*, *Acanthocyclops* n. sp. 1, *Acanthocyclops agamus* y *Acanthocyclops venustus*; así como por especies **poco tolerantes** como *Paracyclops imminutus* y *Paracyclops fimbriatus*. El ambiente hiporreico asociado al **ecotono R-T16** se caracteriza por la presencia de **especies tolerantes y cosmopolitas** y más tolerantes como *Paracyclops chiltoni* y *Macrocyclus albidus*.
- Las comunidades de ciclopoideas asociadas al ecotipo R-T12 se relacionan con el pH, QBR, OD y el contenido en arenas gruesas. Las comunidades de ciclopoideas asociadas al ecotono R-T16 se relacionan con el pH, NO₃⁻, y el contenido en arenas gruesas, finas y de materia orgánica en los sedimento.
- Se ha demostrado el potencial uso de los ciclopoideas como organismos indicadores de las condiciones ambientales en la zona hiporreica asociadas a los ecotipos R-T12 y R-T16; así como para complementar la determinación del estado ecológico superficial.

- Para la **evaluación del estado ecológico** en el ambiente hiporreico desde el punto de vista **físico-químico** es necesaria la **adecuación** respecto a los **valores límites establecidos por la legislación vigente** (RD 817/2015) de las concentraciones relativas al oxígeno disuelto; así como NH_4^+ , PO_4^{3-} y NO_3^- **en el ambiente hiporreico**, debido a las condiciones características de este medio.
- Para el desarrollo de futuros índices biológicos de calidad, o para la determinación del estado ecológico asociado al ambiente hiporreico es necesario profundizar en las relaciones abióticas y bióticas; si bien la determinación de la calidad ecológica debería basarse en el uso de aspectos poblacionales como la riqueza de especies (S), el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y el ratio Sb/nSb .
- Respecto a los **elementos de calidad hidromorfológica**, el uso de la composición granulométrica y de contenido de materia orgánica de los sedimentos, MOFP, parecen ser adecuadas por su relación con el índice QBR utilizado en la determinación del estado ecológico en el ambiente superficial. No obstante, debido a la importancia de la estructura del sedimento en el establecimiento de las comunidades bióticas y respecto a las dinámicas que rigen el ambiente hiporreico, los **elementos de calidad hidromorfológica deben adquirir más importancia en próximas metodologías** encaminadas a la determinación de la **calidad ecológica en el ambiente hiporreico**. Entre los posibles **parámetros indicadores de calidad hidromorfológica** asociada al ambiente hiporreico habría que introducir el uso del **contenido de material fino** (limos y arcillas) como posibles indicadores del *efecto clogging*.

6.6. Bibliografía

- Alba-tercedor, J., Jáimez-cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Vivas, S. y Zamora-Muñoz, C. (2002). "Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP 'I)". *Limnetica*. 21(3-4): 175-185.
- Alvarez-Cobelas, M. (2006). "Groundwater-mediated limnology in Spain". *Limnetica*. 25(1-2): 107-122.
- Bardaji, T., Nicolau, J.M., Bartolomé, C., Roquero, E., Silva, P.G. y Pérez-Jimenez, J.L. (2008). "III.7. Itinerario geoambiental por la Alcarria" en *Geología de Guadalajara*, A. Calonge, M. Rodríguez. Madrid (España). 255-268.
- Bencala, K.E., Kennedy, V.C., Zellweger, G.W., Jackman, A.P. y Avanzino, R.J. (1984). "Interactions of solutes and streambed sediment: 1. An experimental analysis of cation and anion transport in a mountain stream". *Water Resources Research*. 20(12): 1797-1803.
- Benítez-Mora, A. (2014). *Benthic macroinvertebrates and submersed macrophytes of the Henares River basin: ecological responses to anthropogenic perturbations*. Tesis. Alcalá de Henares (Madrid): Universidad de Alcalá (UAH).
- Benke, A.C. y Wallace, J.B. (2003). "Influence of Wood on Invertebrate Communities in Streams and Rivers" en *American Fisheries Society Symposium 37* (Bethesda, Maryland). S. Gregory, K. Boyer y A. Furnell. 149-177.
- Boano, F., Harvey, J.W., Marion, A., Packman, A.I., Revelli, R., Ridolfi, L. y Wörman, A. (2014). "Hyporheic flow and transport processes: Mechanisms, models, and biogeochemical implications". *American Geophysical Union*. 52(4): 603-679.
- BOE. (2003). Ley 62/2003, de 30 de diciembre, de medidas fiscales, administrativas y del orden social. Boletín Oficial del Estado (BOE). 46874-46992.
- BOE. (2007). Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica. Boletín Oficial del Estado (BOE). 29361-29398.
- BOE. (2008). Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. Boletín Oficial del Estado (BOE). 38472-38582.
- BOE. (2009). Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. Boletín Oficial del Estado (BOE). 88201-88215.
- BOE. (2015). Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Boletín Oficial del Estado (BOE). 80582-80677.
- BOE. (2015). Real Decreto 1075/2015, de 27 de noviembre, por el que se modifica el anexo II del Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. Boletín Oficial del Estado (BOE). 118211-118215.
- BOE. (2016). Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura, Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas. Boletín Oficial del Estado (BOE). 2972-4301.
- Boulton, A.J. (2000). "River ecosystem health down under: Assessing ecological condition in riverine groundwater zones in Australia". *Ecosystem Health*. 6(2): 108-118.
- Boulton, A.J., Valett, H.M. y Fisher, S.G. (1992). "Spatial distribution and taxonomic composition of the hyporheos of several Sonoran Desert streams". *Archiv Fur Hydrobiologie*. 125: 37-61.
- Boulton, A.J., Findlay, S., Marmonier, P., Stanley, E.H. y Valett, H.M. (1998). "The Functional Significance of the Hyporheic Zone in Streams and Rivers". *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29(1): 59-81.
- Bravard, J.-P., Amoros, C., Pautou, G., Bornette, G., Bournaud, M., Creuzé des Châtelliers, M., Gibert, J., Peiry, J.-L., Perrin, J.-F. y Tachet, H. (1997). "Stream incision in Southeast France: Morphological phenomena and impacts upon biocenoses". *Regulated Rivers: Research & Management*. 13: 75-90.
- British technical standard. 2016. "Water quality. Guidance on methods for sampling invertebrates in the hyporheic zone of rivers" en *Technical Standards BS (BSE EN 16772:2016)*. Inglaterra:

EH/3/5.

- Brunke, M. y Gonser, T. (1997). "The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater". *Freshwater Biology*. 37: 1-33.
- Buendía, C., Gibbins, C.N., Vericat, D. y Batalla, R.J. (2014). "Effects of flow and fine sediment dynamics on the turnover of stream invertebrate assemblages". *Ecohydrology*. 7(4): 1105-1123.
- Buendía, C., Gibbins, C.N., Vericat, D., Batalla, R.J. y Douglas, A. (2013). "Detecting the structural and functional impacts of fine sediment on stream invertebrates". *Ecological Indicators*. 25: 184-196.
- Burton, S.M., Rundle, S.D. y Jones, M.B. (2001). "The relationship between trace metal contamination and stream meiofauna". *Environmental Pollution*. 111: 159-167.
- Buss, S.R., Cai, Z., Cardenas, B., Fleckenstein, J., Hannah, D.M., Hepell, K., Hulme, P.J., Ibrahim, T.G., Kaeser, D.H., Krause, S., Lawler, D.M., Lerner, D., Mant, J., Malcolm, I., Old, G., Parkin, G., Pickup, R., Pinay, G., Porter, J., Rhodes, G., Ritchie, A., Riley, J., Robertson, A., Sear, D., Shileds, B., Smith, J., Tellam, J. y Wood, P. (2009). "The Hyporheic Handbook. A handbook on the groundwater – surface water interface and hyporheic zone for environment managers", Environment Agency- Science report: SC050070. Bristol (Reino Unido). 280.
- Camargo, J.A., Gonzalo, C. y Alonso, Á. (2011). "Assessing trout farm pollution by biological metrics and indices based on aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates: A case study". *Ecological Indicators*. 11(3): 911-917.
- CHT. (2005a). "Ficha SWB2. Caracterización de masas de agua superficial tipo río" en *Informe de los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua*, Confederación Hidrográfica del Tajo. Madrid (España). 1-223.
- CHT. (2005b). "Capítulo 1. Demarcación Hidrográfica" en *Informe Resumen de los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua*, Confederación Hidrográfica del Tajo. Madrid (España). 1-94.
- CHT. 2017. "Resultados/Informes: Aguas superficiales - Estado/Potencial ecológico en ríos" en *Confederación Hidrográfica del Tajo - Ministerio de agricultura y pesca, alimentación y medio ambiente*. http://www.chtajo.es/Informacion%20Ciudadano/Calidad_Vertidos/Resultados_Informes/Paginas/RISupEstadoR%c3%ados.aspx [Consulta: 2 de diciembre de 2012].
- Colmenar, E. (2001). "Las Confederaciones Hidrográficas cumplen 75 años - Bodas de Platino". *Ambienta*. 3: 37-40.
- Connell, J.H. (1978). "Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs". *Science*. 199(4335): 1302-1310.
- Danielopol, D.L. y Griebler, C. (2008). "Changing paradigms in groundwater ecology - From the "living fossils" tradition to the "new groundwater ecology"". *International Review of Hydrobiology*. 93(1907): 565-577.
- Danielopol, D.L., Creuzé des Châtelliers, M., Mösslacher, F., Pospisil, P. y Popa, R. (1994). "Adaptation of Crustacea to interstitial habitats: A practical agenda for ecological studies" en *Groundwater Ecology*. J. Gibert, D.L. Danielopol y J.A. Stanford. Londres: Academic Press. 217-243.
- Danielopol, D.L., Griebler, C., Gunatilaka, A., Hahn, H.J., Gibert, J., Mermillod-Blondin, F. Messana, G., Notenboom, J. y Sket, B. (2008). "Incorporation of Groundwater Ecology in Environmental Policy" en *Groundwater Science and Policy: An International Overview*. P. Quevauviller. Londres: Royal Society of Chemistry. 671-689.
- De la Cruz Rót, M. y Peinado, M. (1996). "El paisaje vegetal de la cuenca del río Henares (I): comunidades arbóreas y arbustivas". *Wad-al-Hayara*. 23: 335-396.
- De Pauw, N., Lambert, V. y Van Kenhove, A. (1994). "Performance of two artificial substrate samplers for macroinvertebrates in biological monitoring of large and deep rivers and canals in Belgium and the Netherlands". *Environmental Monitoring and Assessment*. 30: 25-47.
- Dearden, R. y Palumbo-Roe, B. (2010). *Technical Note OR/10/048: Hyporheic Zone Sampling Procedures*. Reino Unido: British Geological Survey.
- DeWalt, R.E., Resh, V.H. y Hilsenhoff, W.L. (2010). "Diversity and Classification of Insects and Collembola" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, H. Thorp y A.P. Covich. San Diego, California, EE.UU. 587-657.

- Di Lorenzo, T., Stoch, F. y Galassi, D.M.P. (2013). "Incorporating the hyporheic zone within the river discontinuum: Longitudinal patterns of subsurface copepod assemblages in an Alpine stream". *Limnologica*. 43(4): 288-296.
- Di Lorenzo, T., Cifoni, M., Lombardo, P., Fiasca, B. y Galassi, D.M.P. (2014). "Ammonium threshold values for groundwater quality in the EU may not protect groundwater fauna: evidence from an alluvial aquifer in Italy". *Hydrobiologia*. 743: 139-150.
- Díez-Mayáns, C. y Bienes, R. (2015). "Evolución de la contaminación por nitratos , nitritos y amonio en los ríos Henares , Tajuña , Jarama y Tajo de la Comunidad de Madrid" en *Control de la Erosión y Degradación del Suelo*, R. Bienes, M. Marqués. España. 143-148.
- DOCE. 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 la Comunidad Europea (DOCE). L 327/1-L 327/73.
- Dole-Olivier, M.-J. (1998). "Surface water – groundwater exchanges in three dimensions on a backwater the Rhone River". *Freshwater Biology*. 40: 93-109.
- Dole-Olivier, M.-J. (2011). "The hyporheic refuge hypothesis reconsidered: A review of hydrological aspects". *Marine and Freshwater Research*. 62(11): 1281-1302.
- Dole-Olivier, M.-J., Galassi, D.M.P., Marmonier, P. y Creuzé des Châtelliers, M. (2000). "The biology and ecology of lotic microcrustaceans". *Freshwater Biology*. 44: 63-91.
- Dole-Olivier, M.-J., Malard, F., Martin, D., Lefébure, T. y Gibert, J. (2009). "Relationships between environmental variables and groundwater biodiversity at the regional scale". *Freshwater Biology*. 54(4): 797-813.
- DOUE. 2006. "DIRECTIVA 2006/118/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 12 de diciembre de 2006 relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro." : L 232/19-L 232/31.
- DOUE. (2014). "DIRECTIVA 2014/80/UE DE LA COMISIÓN de 20 de junio de 2014 que modifica el anexo II de la Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro". Diario Oficial de la Unión Europea (DOUE). L 182/52-L 182/55.
- Dussart, B.H. y Defaye, D. (2001). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. 16.- Introduction to the Copepoda*. Leiden (Países Bajos): Backhuys Publishers.
- Dussart, B.H. y Defaye, D. (2006). *World Directory of Crustacea Copepoda of Inland waters II - Cyclopidiformes*. Leiden (Países Bajos): Backhuys Publishers.
- EPA. (2001). *Parameters of Water Quality - Interpretation and Standards*. Dublin (Irlanda): Environmental Protection Agency, EPA.
- Falkenmark, M. (2003). "Freshwater as shared between society and ecosystems: from divided approaches to integrated challenges.". *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*. 358(1440): 2037-2049.
- Fernández, H.R. (2004). "Does wrong precedence assignment lead to underestimates in groundwater biodiversity". *Ecología austral*. 14: 77-81.
- Fernández, L., López, J.A., Navarrete, P., Ocaña, L. y Sánchez, J. (1991). "Contaminación de aguas subterráneas. Los nitratos y su incidencia en España.". *Tecnoambiente*. 5: 47-52.
- Fernández C., Alicia y Di Risio, C.D. (2005). "Química del agua: reacciones y procesos" en *Recursos Hídricos. Conceptos básicos y estudio de caso en iberoamerica*, C. Díaz, M. Esteller y F. Lopez-Vera. IV-9-IV-32.
- Franken, R.J.M., Storey, R.G. y Williams, D.D. (2001). "Biological , chemical and physical characteristics of downwelling and upwelling zones in the hyporheic zone of a north-temperate stream". *Hydrobiologia*. 444: 183-195.
- Galassi, D.M.P.(2001). "Groundwater copepods: diversity patterns over ecological and evolutionary scales". *Hydrobiologia*. 453/454: 227-253.
- Garrido, A. y Llamas, M.R. (2010). *Water Policy in Spain*. Londres: CRC Press.
- Gibert, J., Dole-Olivier, M.-J., Marmonier, P. y Vervier, P. (1990). "Surface water-groundwater ecotones" en *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*, R.J. Naiman y H. Décamps. Reino Unido. 199-226.
- Golfieri, B., Hardersen, S., Maiolini, B. y Surian, N. (2015). "Odonates as indicators of the ecological integrity of the river corridor: Development and application of the Odonate River

- Index (ORI) in northern Italy". *Ecological Indicators*. 61: 234-247.
- Graillot, D., Paran, F., Bornette, G., Marmonier, ., Piscart, C. y Cadilhac, L. (2014). "Coupling groundwater modeling and biological indicators for identifying river / aquifer exchanges". *SpringerPlus*. 3(68): 1-14.
- Griebler, C. y Avramov, M. (2015). "Groundwater ecosystem services : a review". *Freshwater Science*. 34(1): 355-367.
- Griebler, C., Stein, H., Kellermann, C., Berkhoff, S., Brielmann, H., Schmidt, S., Selesi, D., Steube, C., Fuchs, A. y Hahn, H.J. (2010). "Ecological assessment of groundwater ecosystems - Vision or illusion?". *Ecological Engineering*. 36: 1174-1190.
- Hahn, H.J. (2006). "The GW-Fauna-Index: A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats". *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*. 36(2): 119-137.
- Hancock, P.J., Boulton, Andrew J.; y Humphreys, William F. (2005). "Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater". *Hydrogeology Journal*. 13(1): 98-111.
- Hernández Fernández, S. (2002). "Interferencia de los embalses, y su régimen de explotación, con algunos procesos y especies relacionados con la fauna" en *Congreso Internacional de Conservación y Rehabilitación de Presas (11-13 de Noviembre de 2002, Madrid)*. 1-8.
- Iepure, S., Martínez-Hernández, V., Herrera, S., **Rasines-Ladero, R.** y de Bustamante, I. (2013). "Response of microcrustacean communities from the surface-groundwater interface to water contamination in urban river system of the Jarama basin (central Spain)". *Environmental Science and Pollution Research*. 20(8): 5813-5826.
- Iepure, S., Meffe, R., Carreño, F., **Rasines-Ladero, R.** y de Bustamante, I. (2014). "Geochemical, geological and hydrological influence on ostracod assemblages distribution in the hyporheic zone of two Mediterranean rivers in central Spain". *International Review of Hydrobiology*. 99(6): 435-449.
- Johnson, D.L., Ambrose, S.H., Bassett, T.J., Bowen, M.L., Crummey, D.E., Isaacson, J.S., Johnson, D.N., Lamb, P., Saul, M. y Winter-Nelson, A.E. (1997). "Meanings of Environmental Terms". *Journal of Environment Quality*. 26(3): 581.
- Karaytug, S. (1999). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. 14.- Genera Paracyclops, Ochrudacyclops and Key to the Eucyclopinæ*. Leiden (Países Bajos): Backhuys Publishers.
- Kondolf, G.M. (1997). "Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels". *Environmental Management*. 21(4): 533-551.
- Korbel, K.L. y Hose, G.C. (2011). "A tiered framework for assessing groundwater ecosystem health". *Hydrobiologia*. 661(1): 329-349.
- Lake, P.S. (2000). "Disturbance, patchiness, and diversity in streams". *Journal of the north american Benthological society*. 19(4): 573-592.
- Lake, P.S. (2003). "Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters". *Freshwater Biology*. 48(7): 1161-1172.
- Leigh, C., Stubbington, R., Sheldon, F. y Boulton, A.J. (2013). "Hyporheic invertebrates as bioindicators of ecological health in temporary rivers: A meta-analysis". *Ecological Indicators*. 32: 62-73.
- Lozano Gutierrez-Ravé, E., López Martín, M., Ruiz Herrero, L., Castro Quiles, A. y Ruiz Hernández, J.M. (2007). "Capítulo V. D.H. 0.31 TAJO. Memoria Resumen". en *Encomienda de gestión para la realización de trabajos científico-técnicos de apoyo a la sostenibilidad y protección de las aguas subterráneas. (Actividad 4)*, M. Varela Sánchez, J.M. Murillo Díaz, J.C. Rubio Campos, M. Gómez Sánchez, A. Battlle Gargallo, S. Casas Ruiz, E.I. Castillo Pérez, A. Padilla Benítez, J.A. Navarro, J.M. Esnaola Navarro. Madrid (España). 137-157.
- MAGRAMA. (2013). *Protocolo De Muestreo Y Laboratorio De Fauna Bentónica De Invertebrados En Ríos Vadeables. (ML-Rv-I-2013)*. Madrid: Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente.
- MAGRAMA - Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. (2016). *Aguas superficiales*. <<http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/>> [consulta: 28 de Julio de 2016].
- MAGRAMA - Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. (2016). *Aguas subterráneas*. <<http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/subterranas/>>

- aguas/aguas-subterráneas/> [consulta: 29 de Julio de 2016].
- MAGRAMA. 2015. *Sistema Integrado de Información del Agua (SIA)*. <<http://servicios2.marm.es/sia/visualizacion/descargas/mapas.jsp>> [Consulta: 10 de mayo de 2015].
- Malard, F., Dole-Olivier, M.-J., Mathieu, J., Stoch, F., Boutin, C., Brancelj, A., Camacho, A.I., Fiers, F., Galassi, D., Gibert, J., Lefebure, T., Martin, P., Sket, B. y Valdecasas, A.G. (2004). "Sampling Manual for the Assessment of Regional Groundwater Biodiversity - PASCALIS Project Report", C. Griebler, D.L. Danielopol, J. Gibert, H.P. Nachtnebel y J. Norenboom. Lyon (Francia). 1-74.
- Marmonier, P., Archambaud, G., Belaidi, N., Bougon, N., Breil, P., Chauvet, E., Claret, C., Cornut, J., Datry, T., Dole-Olivier, M.-J., Dumont, B., Flipo, N., Foulquier, A., Gérino, M., Guilpart, A., Julien, F., Maazouzi, C., Martin, D., Mermillod-Blondin, F., Montuelle, B., Namour, Ph., Navel, S., Ombredane, D., Pelte, T., Piscart, C., Pusch, M., Stroffek, S., Robertson, A., Sanchez-Pérez, J.-M., Sauvage, S., Taleb, A., Wantzen, M. y Vervier, P. (2012). "The role of organisms in hyporheic processes: gaps in current knowledge, needs for future research and applications". *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 48: 253-266.
- Martínez-Martínez, T. (2000). *Vegetación de Ribera del Río Henares en la Comunidad de Madrid*. Madrid: Consejería de Medio Ambiente, Dirección General de Educación y Promoción Ambiental.
- MMA. (2000). *El Libro Blanco del Agua*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- Moldovan, O.T. (2013). "One step forward for subterranean biology". *Subterranean Biology*. 11(1): 1-2.
- Moldovan, O.T. y Levei, E. (2015). "Temporal variability of fauna and the importance of sampling frequency in the hyporheic zone". *Hydrobiologia*. 755(1): 27-38.
- Moldovan, O.T., Meleg, I.N., Levei, E. y Terente, M. (2013). "A simple method for assessing biotic indicators and predicting biodiversity in the hyporheic zone of a river polluted with metals". *Ecological Indicators*. 24: 412-420.
- Moreno, J.L., Navarro, C. y De Las Heras, J. (2006). "Abiotic ecotypes in south-central Spanish rivers: reference conditions and pollution.". *Environmental pollution*. 143(3): 388-396.
- Mori, N. y Brancelj, A. (2011). "Invertebrate drift during in-stream gravel extraction in the River Bača , Slovenia". *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*. 178(2): 121-130.
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N. y Rieradevall, M. (2003). "A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index". *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 13(2): 147-163.
- Navarro Alvargonzález, A., Gemández Uría, A. y Doblás Domínguez, J.G. (1993). "Cuenca del Tajo" en *Las aguas subterráneas en España*, IGME. Madrid (España). 216-230.
- Nelson, S.M. y Roline, R.A. (2003). "Effects of multiple stressors on hyporheic invertebrates in a lotic system". *Ecological Indicators*. 3(2): 65-79.
- Nogaro, G., Datry, T., Mermillod-Blondin, F., Foulquier, A. y Montuelle, B. (2013). "Influence of hyporheic zone characteristics on the structure and activity of microbial assemblages". *Freshwater Biology*. 58(12): 2567-2583.
- Omesová, M. y Helešić, J. (2010). "Organic matter and fine grains as possible determinants of spatial and seasonal variability in bed sediment fauna: A case study from a Hercynian gravel stream". *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*. 40(4): 307-314.
- Orío Hernández, A. (2012). *Evaluación del estado ecológico y químico de las masas de agua. Categoría: RIOS (2007-2011)*. Madrid: Confederación Hidrográfica del Tajo.
- Palmer, M.A., Strayer, D.L. y Rundle, S.D. (2007). "Meiofauna" en *Methods in Stream Ecology (Second Edition)*, F.R. Hauer y G.A. Lamberti. Londres (Reino Unido). 415-433.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J.L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-tercedor, J., Jáimez-cuéllar, P., Moyà, G., Prat, N., Robles, S., Suárez, M.L., Toro, M. y Vidal-Abarca Gutiérrez, M.R. (2002). "El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat.". *Limnetica*. 21: 115-133.
- Pavluk, T.I., Bij De Vaate, A. y Leslie, H.A. (2000). "Development of an Index of trophic completeness for benthic macroinvertebrate communities in flowing waters". *Hydrobiologia*. 427(1-3): 135-141.
- Pospisil, P. (1994). "The groundwater fauna of a Danube Aquifer in the "Lobau" Wetland in Vienna, Austria" en *Groundwater Ecology*, J. Gibert, D.L. Danielopol, y J.A. Stanford. Nueva York.

- Ramos, D. (1947). "Notas sobre la geografía del bajo Tajuña". *Estudios Geográficos*. 8(26): 41-163.
- Rasines-Ladero, R.** (2011). "Determinación del estado de las aguas del río Jarama y comparación entre índice biológicos de calidad ecológica" en *Máster Universitario en hidrología y gestión de los recursos hídricos - Proyectos 2011*, Universidad de Alcalá y Universidad Rey Juan Carlos. Madrid (España). 61-89.
- Rasines-Ladero, R.** y Iepure, S. (2016). "Parent lithology and organic matter influence the hyporheic biota of two Mediterranean rivers in central Spain". *Limnetica*. 35(1): 19-36.
- Rinderhagen, M., Ritterhoff, J. y Zauke, G.P. (2000). "Crustaceans as bioindicators". *Biomonitoring of Polluted Water-Reviews on Actual Topics*. 9(II): 161-194.
- Robertson, A.L. (2000). "Lotic meiofaunal community dynamics: colonisation, resilience and persistence in a spatially and temporally heterogeneous environment". *Freshwater Biology*. 44(1): 135-147.
- Rueda Sevilla, J., López Martínez, C. y Hernández Villar, R. (2005). "Evaluación de la calidad de los ecosistemas acuáticos a partir del modo de nutrición (IMN) de sus macroinvertebrados. Una adaptación para la educación secundaria". *Didáctica de las ciencias experimentales y sociales*. 19: 103-114.
- Rundle, S.D. y Ormerod, S.J. (1991). "The influence of chemistry and habitat features on the microcrustacea of some upland Welsh streams". *Freshwater Biology*. 26(3): 439-451.
- SAIH-Tajo. 2014. *Sistema Automático de Información Hidrológica – Confederación Hidrográfica del Tajo*. < <http://saihtajo.chtajo.es>>. [Consulta: 11 de Enero de 2014].
- Samboni R., Natalia E., Carvajal Escobar, Y. y Escobar, J.C. (2007). "Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua". *Ingeniería e Investigación*. 27(3): 172-181.
- Sánchez-Martínez, M.T., Rodríguez-Ferrero, N. y Salas-Velasco, M. (2011). "La gestión del agua en España. La unidad de Cuenca". *Revista de Estudios Regionales*. 92: 199-220.
- Särkkä, J., Levonen, L. y Mäkelä, J. (1998). "Harpacticoid and cyclopoid fauna of groundwater and springs in southern Finland". *Journal of Marine Systems*. 15: 155-161.
- Shiklomanov, I.A. (1993). "World fresh water resources" en *Water in crisis a guide to the world's fresh water resources*, P. Gleick. Nueva York. 13-24.
- Solimini, A.G., Gulia, P., Monfrinotti, M. y Carchini, G. (2000). "Performance of different biotic indices and sampling methods in assessing water quality in the lowland stretch of the Tiber River". *Hydrobiologia*. 422/423: 197-208.
- Statzner, B. y Bêche, L.A. (2010). "Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems?". *Freshwater Biology*. 55: 80-119.
- Steube, C., Richter, S. y Griebler, C. (2009). "First attempts towards an integrative concept for the ecological assessment of groundwater ecosystems". *Hydrogeology Journal*. 17(1): 23-35.
- Stubbington, R., Wood, P.J. y Reid, I. (2011). "Spatial variability in the hyporheic zone refugium of temporary streams". *Aquatic Sciences*. 73(4): 499-511.
- Thulin, B. y Hahn, H.J. (2008). "Ecology and living conditions of groundwater fauna" en *Technical Report TR-08-06*, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co. (ed.). Estocolmo (Suecia). 1-55.
- Tomlinson, M. y Boulton, A. (2008). *Subsurface groundwater dependent ecosystems: a review of their biodiversity, ecological processes and ecosystem services*. Camberra (Australia): Waterlines Occasional Paper - the National Water Commission.
- Torres, A, Conty, A. y Relaño, C. (2010). *Atlas de macroinvertebrados de la Cuenca del Tajo. Cuenca Hidrográfica del Tajo*. Madrid (España): Confederación Hidrográfica del Tajo.
- Torres, P., Cruz, C.H. y Patiño, P. (2010). "Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una Revisión Crítica". *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*. 8(15): 79-94.
- Vervier, P., Gibert, J., Marmonier, P., y Dole-Olivier, M.-J. (1992). "A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater ecotone". *Journal of the North American Benthological Society*. 11: 93-102.
- Vidal-Abarca, M.R., Santos-Martin, F., Martín-López, B., Sánchez-Montoya, M.M. y Suárez Alonso, M.L. (2016). "Exploring the Capacity of Water Framework Directive Indices to Assess Ecosystem Services in Fluvial and Riparian Systems: Towards a Second Implementation Phase". *Environmental Management*. 57(6): 1139-1152.

- Ward, A.S. (2016). "The evolution and state of interdisciplinary hyporheic research". *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*. 3(1): 83-103.
- Ward, J.V., Bretschko, G., Brunke, M., Danielopol, D., Gibert, J., Gonser, T. y Hildrew, A.G. (1998). "The boundaries of river systems: the metazoan perspective". *Freshwater Biology*. 40: 531-569.
- White, G.F. (1998). "Reflections on the 50-year international search for integrated water management". *Water Policy*. 1(1): 21-27.
- Willaarts, B.A., Volk, M. y Aguilera, P.A. (2012). "Assessing the ecosystem services supplied by freshwater flows in Mediterranean agroecosystems". *Agricultural Water Management*. 105: 21-31.
- Wood, P.J., Boulton, A.J., Little, S. y Stubbington, R. (2010). "Is the hyporheic zone a refugium for aquatic macroinvertebrates during severe low flow conditions?". *Fundamental and Applied Limnology*. 176(4): 377-390.
- Zamora-Muñoz, C., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A. y Alba-Tercedor, J. (1995). "Are Biological Indices BMWP' and ASTP' and their signifance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variation.". *Water Research*. 29(1): 285-290.
- Zibrat, U. (2012). *Development of a new Biotic Index based on hyporheic fauna for water quality determination in lotic ecosystems*. Tesis. Eslovenia: Graduate School, Nova Gorica University. 1-83.

PARTE IV: CONCLUSIONES

CAPÍTULO 7

Conclusiones y tendencias futuras



"Si hay magia en este planeta, está contenida en el agua"
(Loran Eisely)

7.1. Conclusiones Generales

El objetivo principal de la *Tesis* ha sido el de estudiar y caracterizar de forma espacial y temporal las condiciones ambientales (abióticas y bióticas) relacionadas con la zona hiporreica de los ríos Henares y Tajuña, dos cauces mediterráneos eminentemente calcáreos, situados en la zona central de la península ibérica y pertenecientes a la cuenca hidrográfica del río Jarama (Demarcación Hidrográfica del Tajo). En este sentido nos hemos centrado en el estudio de las características relacionadas con la litología, la estructura y la textura del sedimento, las propiedades físico-químicas de las aguas, así como de las comunidades bióticas, especialmente las del grupo de los ciclopoideos (copépodos, crustáceos). Este estudio realizado entre febrero de 2012 y febrero de 2013, comprende las escalas espaciales de río, de tramo y/o masas de agua superficial, y local (punto de muestreo).

A continuación se comentan las conclusiones más significativas respecto a los aspectos tratados a lo largo de esta *Tesis*, pudiendo concluir lo siguiente:

- Existe una gran **heterogeneidad espacial y temporal en las condiciones ambientales asociadas a la zona hiporreica de los ríos Henares y Tajuña**. Esta heterogeneidad está relacionada con la variabilidad intrínseca asociada al ecotono hiporreico, que es aún mayor en la región mediterránea por las características ambientales asociada a la misma. **A escala regional**, el clima, la litología, la geología, las tolerancias, la capacidad dispersiva de las especies y las relaciones interespecíficas suponen los principales factores que determinan las condiciones ambientales en la zona hiporreica; mientras que los flujos de intercambio hidrológicos, las condiciones físico-químicas y la estructura de los sedimentos constituyen los factores determinantes a escala local.
- Desde el punto de vista biológico la zona de estudio localizada en la provincia Castellano-Maestrazgo-Manchega asociada a la región biogeográfica mediterránea (eco-región ibérico-macaronésica) en la parte noroeste de la cuenca hidrográfica del Tajo puede ser considerada un **punto caliente (hotspot) de biodiversidad** con un **elevado grado de endemidad** con respecto a la fauna hiporreica en general, y a los ciclopoideos (crustáceos) en particular, por las características históricas y paleogeográficas de la región central de España, registrándose además una mayor diversidad en comparación a la registrada en otras regiones biogeográficas de la península Ibérica como la Atlántica (en el noroeste) u otras provincias mediterráneas como la bética en el sureste, la

carpeto-ibérico-leonesa en la zona centro-oeste, o la catalano-provenzal Balear en el noreste, por tratarse de un centro de especiación y diversificación intra-géneros durante las glaciaciones.

- Se han identificado un total de **16 grupos taxonómicos** y un total de **31 especies de ciclopoideas** pertenecientes a la Familia *Cyclopidae* (Rafinesque, 1815) y a las subfamilias *Eucyclopinae* (Kiefer, 1927) y *Cyclopinae* (Rafinesque, 1815), agrupadas en **siete géneros**: *Eucyclops* (siete especies); *Macrocylops* (una especie); *Paracyclops* (cuatro especies); *Acanthocylops* (ocho especies); *Diacyclops* (seis especies); *Megacyclops* (una especie) y *Microcyclops* (cuatro especies). De estas, **6** son **estigobiontes** (organismos estrictamente subterráneos) y **13** son **nuevas para la ciencia** (en proceso de descripción).
- Además se ha demostrado que el uso de técnicas geofísicas basadas en la tomografía de resistividad eléctrica (ERT), constituyen una herramienta muy útil en la determinación de la extensión lateral y vertical de la zona hiporreica, identificando además el grado de conexión hidrológica entre el ambiente superficial y subterráneo a través de este ecotono. Sin embargo, estas técnicas presentan una limitación temporal en sus resultados. Las especies de ciclopoideas han demostrado ser útiles como indicadoras de las condiciones ambientales de la zona hiporreica, especialmente aquellas relacionadas con la determinación de los intercambios hidrológicos entre el ambiente superficial y subterráneo; si bien se relacionan con otras propiedades como la estructura y la litología del sedimento; así como con determinados parámetros físico-químicos. La combinación del uso de técnicas geofísicas y biológicas supone un paso importante para los estudios respecto a la caracterización del ambiente hiporreico.
- La **distribución general de los ciclopoideas hiporreicos** registrada a lo largo de los cauces estudiados se encuentra significativamente **influenciada por la actividad humana** que actúa, a todas las escalas, modificando aquellos factores que afectan a las condiciones ambientales asociadas al ambiente hiporreico. La distribución espacial de las comunidades de ciclopoideas en la zona hiporreica sigue un patrón, **en consonancia con la teoría de la perturbación intermedia**, al aumentar ésta en los tramos donde existe una intensidad moderada en los impactos humanos y reducirse en aquellas zonas donde se registran impactos de una intensidad superior. Las poblaciones de **ciclopoideas** presentan una capacidad de **resistencia** y **resiliencia en la zona**

hiporreica de los dos ríos estudiados mediante procesos de migración activa, dormancia y/o diapausa ante perturbaciones naturales y antrópicas del medio que les confiere estabilidad temporal.

- Como consecuencia de los gradientes ambientales observados a lo largo de los perfiles longitudinales de los ríos estudiados se produce también una variación respecto a la composición de las comunidades hiporreicas que permite determinar que **la división por masas de agua superficial**, conforme a lo establecido por la Directiva Marco del Agua, es **aplicable y fiable** para la caracterización de las condiciones ambientales (abióticas y bióticas) asociadas a las zonas hiporreicas fluviales de los ríos mediterráneos; obteniéndose **resultados similares** a los obtenidos a partir de la división tradicional de los cursos fluviales **por tramos**. En este sentido, la presente *Tesis* supone el primer estudio en el que se compara la división tradicional por tramos de los ríos (alto-medio-bajo) con la división administrativa de las masas de agua, de modo que los resultados obtenidos demuestran la posibilidad del uso de la zona hiporreica como complemento en la caracterización de los ecosistemas fluviales y su posible integración en los procesos de determinación del estado ecológico en las masas de agua superficial.
- A partir de las investigaciones realizadas a lo largo de la *Tesis* ha quedado demostrada la **utilidad del uso de las comunidades de ciclopoideas** para determinar algunas características ambientales asociadas al ecotono hiporreico a todas las escalas contempladas en el presente estudio; así como el uso potencial de determinadas especies y/o parámetros relacionados con las comunidades bióticas para su establecimiento como **elementos de calidad ecológico** en una posible metodologías encaminadas a la determinación del estado ecológico en la zona hiporreica asociada a los ríos mediterráneos.
- Para el **diseño de un posible índice biológico** de calidad ecológica basado en el uso de los ciclopoideas es recomendable el uso de parámetros poblacionales como la diversidad específica, rasgos ecológicos y tróficos de las especies, ratio entre especies estigobiontes y no estigobiontes (Sb/nSb), y la presencia de especies endémicas y raras. Además, para el desarrollo de una posible metodología para la determinación del **estado ecológico** en el ambiente hiporreico desde el punto de vista **físico-químico** es necesario la **adecuación**, respecto a los **valores límites establecidos por la legislación vigente** (RD 817/2015), de las concentraciones de **oxígeno disuelto**; así como del amonio,

fosfatos y nitratos; siendo necesario además centrar los esfuerzos en el estudio de aspectos relacionados con los elementos de calidad hidromorfológica, por la importancia que éstos tienen respecto a las características ambientales que determinan las características, la funcionalidad y la calidad ecológica de la zona hiporreica.

A continuación se presentan de forma más pormenorizada los resultados obtenidos en cada uno de los cauces estudiados.

LA ZONA HIPORREICA DEL RÍO HENARES:

❖ Se han identificado un total de **18 especies de ciclopoideas**. De ellas, **3 son estigobiontes**: *Eucyclops hadjebensis* (Kiefer, 1926), registrada por primera vez en aguas subterráneas asociadas a la parte continental de España, y dos especies nuevas para la ciencia, *Eucyclops* sp. 1 y *Acanthocyclops* n. sp. 1. El resto, **15 especies**, son consideradas no estigobiontes (estigoxenas y estigofilas) con una amplia distribución a lo largo del ambiente hiporreico del Henares. En este sentido destacan por sus abundancias las especies *Paracyclops chiltoni* (Thomson, 1882) *Microcyclops rubellus* (Lilljeborg, 1901) *Macrocyclops albidus* (Jurine, 1820), *Acanthocyclops robustus* (Sars, 1863) y *Paracyclops fimbriatus* (Fischer, 1853), que presentan un carácter cosmopolita con amplios rangos de tolerancia; mientras que las especies estigobiontes presentan una baja abundancia en el medio hiporreico del Henares. La ocurrencia de un mayor número de especies estigoxenas en el ambiente hiporreico del Henares, se debe a la mayor conexión hidrológica registrada con el ambiente superficial. Ello además determina que no exista una diferenciación significativa entre la composición físico-química de las **aguas superficiales** e **hiporreicas** del Henares, salvo respecto a parámetros con diferenciación natural *per se*, como son la concentración del oxígeno y los sólidos en suspensión.

❖ La presencia de un número escaso y una **baja abundancia de especies estigobiontes** en la zona hiporreica del río Henares parece indicar una **menor conexión con el acuífero aluvial** asociado al cauce principal.

❖ En el ambiente hiporreico del Henares aparecen **6 especies asociadas exclusivamente a su cauce** (posible “endemismo” local) *Paracyclops oligarthrus* (Sars, 1909), *Eucyclops serrulatus* (Fischer, 1851), *Diacyclops languidus* (Sars, 1863) *Acanthocyclops vernalis* (Fischer, 1853), *Eucyclops* n. sp. 1 (especie estigobionte) y *Diacyclops* sp. 1; siendo *Acanthocyclops vernalis* y *Paracyclops oligarthrus* aquellas

susceptibles de ser utilizadas como bioindicadoras en un hipotético desarrollo de metodologías encaminadas a la determinación del estado ecológico en el ambiente hiporreico del Henares.

❖ La variabilidad en la distribución espacial de las poblaciones de ciclopoideas asociadas al río Henares responde moderadamente a **diferentes gradientes ambientales**, principalmente relacionados con las variables físico-químicas básicas asociadas a las aguas hiporreicas como la conductividad eléctrica, la temperatura o el pH; así como con aspectos relacionados con la composición granulométrica y la litología asociada a los sedimentos hiporreicos, determinándose una correlación moderada entre la abundancia de los ciclopoideas y la **conductividad eléctrica**, el **pH**, la concentración de **sulfatos** y el **contenido de materia orgánica en los sedimentos**, fundamentalmente. Asimismo, la diversidad y distribución espacial de los ciclopoideas en la zona hiporreica a escala longitudinal del río Henares se relaciona con la **teoría del continuo hiporreico**, al aparecer una mayor diversidad y complejidad estructural ecológica (mezcla de especies estigobiontes y estigoxenas) y trófica de las comunidades de ciclopoideas en los tramos altos. En ellos se registra además una mayor cantidad de materia orgánica, estando en concordancia con la **teoría de la espiral de nutrientes** y el **modelo del ecosistema telescópico**. Todo ello, junto a una mayor heterogeneidad de los sedimentos permiten el establecimiento de comunidades con especies de similar ecología (principalmente estigoxenos y estigófilos) asociados a diferentes nichos entre las que se establecen relaciones de competencia por los recursos (nutrientes), en consonancia con la **teoría del continuo hiporreico**.

❖ La distribución de las poblaciones y la variación en las condiciones abióticas del medio hiporreico en el Henares se ven alteradas por incrementos de caudal derivado del aporte de aguas y sedimentos por parte de sus afluentes; por la **presencia de una gravera** en el tramo medio y por la una intensa **actividad agrícola, urbana e industrial**.

❖ La técnica **geofísica ERT** aplicada en un punto representativo del tramo medio del río Henares, ha indicado la presencia de sedimentos con una permeabilidad elevada que permite una **interacción rápida entre el ambiente superficial y subterráneo**, además de presentar una **conexión importante con la zona parafluvial** asociada a su cauce. Si bien, la estructura del sedimento hiporreico del río Henares se caracteriza por una **composición granulométrica media-fina** con una **homogeneidad longitudinal** a lo largo de la totalidad de su cauce por la presencia de materiales detríticos.

❖ **Las características físico-químicas de las aguas hiporreicas** del Henares responde principalmente a la litología y granulometría del lecho del río. En su tramo superior sus aguas se caracterizan por un mayor contenido de carbonatos y de sulfatos debido a la presencia de materiales calcáreos y afloramientos puntuales de yesos (ecotipo *R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea*); mientras que en el tramo medio y tramo bajo del mismo, la presencia de materiales finos favorece una mayor retención de las aguas en los sedimentos que incrementa el grado de mineralización de las mismas (ecotipo *R-T16: Ejes mediterráneos continentales mineralizados*).

LA ZONA HIPORREICA DEL RÍO TAJUÑA:

❖ Se han identificado un total de **25 especies de ciclopoideas**. De ellas, **5 son estigobiontes**: *Eucyclops hadjebensis*; *Eucyclops graeteri* (Chappuis, 1927), *Acanthocyclops venustus* (Norman y Scott, 1906), *Acanthocyclops agamus* (Kiefer, 1938) y *Acanthocyclops* n. sp. 1. El resto, **20 especies**, presentan cierto grado de afinidad con el medio subterráneo (especies estigofilas), como ocurre con la especie *Diacyclops crassicaudis crassicaudis* (Sars, 1863); mientras que el resto presentan otras características ecológicas con afinidad por el ambiente superficial (especies estigoxenas) con carácter cosmopolita. En este sentido destacan las abundancias de *Paracyclops imminutus* (Kiefer, 1929) y *Eucyclops hadjebensis*; indicando también una mayor relevancia de las especies estigobiontes y, por tanto, una mayor conexión hidrológica con el ambiente subterráneo, registrado también a partir de una mayor diferenciación entre las características físico-químicas de las aguas superficiales e hiporreicas, especialmente en relación a parámetros como los sulfatos.

❖ En el ambiente hiporreico del Tajuña se han identificado **13 especies exclusivamente asociadas a su cauce** (posible “endemismo” local) *Eucyclops graeteri* (Chappuis, 1927), *Eucyclops* sp. 2, *Eucyclops* sp. 3, *Acanthocyclops venustus* (Norman y Scott, 1906), *Acanthocyclops agamus* (Kiefer, 1938), *Acanthocyclops* sp. 1, *Acanthocyclops* sp. 2, *Acanthocyclops* n. sp. 2, *Diacyclops crassicaudis crassicaudis* (1863), *Diacyclops bisetosus* (Rehberg, 1880), *Microcyclops varicans* (Sars, 1863), *Microcyclops* sp. 1, *Microcyclops* sp. 2; siendo *Diacyclops crassicaudis crassicaudis* la especie susceptible de ser utilizada como **bioindicadora en un hipotético** desarrollo de metodologías encaminadas a la determinación del estado ecológico del ambiente hiporreico del Tajuña por ser una especie estigofila relacionada con el ambiente subterráneo e indicadora de fenómenos de *upwelling*.

❖ La variabilidad espacial en las poblaciones de ciclopoideas asociadas al río Tajuña responde a **diferentes gradientes ambientales** principalmente relacionados con la **composición granulométrica** y la litología asociada a los sedimentos hiporreicos que presentan una elevada permeabilidad y una heterogeneidad espacial a lo largo del perfil longitudinal del río; así como con las **variables físico-químicas**, especialmente las relacionadas con los nutrientes. Además, el efecto combinado entre las dinámicas de la materia orgánica, que presenta una distribución opuesta a lo establecido por la **teoría de la espiral de nutrientes** y con el **modelo telescópico**. La heterogeneidad registrada respecto a la estructura de los sedimentos a lo largo del cauce determina una mayor conectividad con el medio subterráneo, así como la mayor estabilidad y homogeneidad de las comunidades de ciclopoideas que presentan una elevada abundancia de especies estigobiontes a lo largo de todo el cauce. En este sentido, se favorece un incremento en la diversidad de las poblaciones que potencia el establecimiento de relaciones inter-específicas, el incremento en los eslabones de la cadena trófica y una mayor complejidad en la composición de las comunidades y en su estructura trófica, de modo que la **teoría del continuo hiporreico** se ve también **alterada**.

❖ La distribución de las poblaciones y la variación en las condiciones abióticas asociadas al medio hiporreico en el Tajuña se ven alteradas principalmente por la presencia de discontinuidades en el continuo fluvial relacionadas con la presa de la Tajera en Masegoso de Tajuña, Guadalajara, y de otras estructuras de retención y derivación de aguas en Chinchón, Madrid; así como una intensa **actividad agrícola** que supone un mayor aporte de nutrientes y materiales finos a su cauce.

❖ La técnica **geofísica ERT** aplicada en **Romancos (tramo medio)** ha indicado la presencia de sedimentos con una elevada permeabilidad con una composición con elevado contenido de las fracciones **más finas de las arenas**, favoreciendo una mayor retención del agua en ellos, permitiendo el mantenimiento de las **poblaciones de las especies estigobiontes**, aun cuando no se produce una conexión con el ambiente subterráneo. No obstante, los sedimentos hiporreicos a lo largo del cauce del Tajuña presentan una **composición granulométrica** que viene determinada fundamentalmente por fracciones más gruesas y heterogéneas a lo largo de la totalidad del cauce.

❖ Las **características físico-químicas de las aguas hiporreicas del río Tajuña** presentan una mayor heterogeneidad condicionada, principalmente, por las características litológicas y granulométricas del lecho. En su tramo alto, las aguas

presentan una mayor concentración de carbonatos debido a la presencia de litologías carbonatadas; mientras que en los tramos medio y bajo del Tajuña, las aguas hiporreicas destacan por presentar elevada concentración de sulfatos debido a la aparición de afloramientos de yesos. Ello determina la clasificación de la totalidad del cauce del río Tajuña dentro del ecotipo *R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea*.

LAS COMUNIDADES BIÓTICAS EN LOS ECOTIPOS R-T12: RÍOS DE MONTAÑA MEDITERRÁNEA CALCÁREA Y R-T16: EJES MEDITERRÁNEOS CONTINENTALES MINERALIZADOS

❖ **En el ecotipo R-T12: Ríos de montaña mediterránea calcárea**, relacionado con el tramo alto del Henares y la totalidad del cauce del Tajuña, las comunidades de ciclopoideas se caracterizan por una mayor diversidad, con una composición de especies con diferentes ecologías. Aquellas más cosmopolitas como *Paracyclops imminutus* y *Paracyclops fimbriatus*; y aquellas estigobiontes como *Eucyclops hadjebensis* *Acanthocyclops* n. sp. 1. que indica una mayor conectividad hidrológica con el ambiente subterráneo, por una mayor presencia de upwelling y mayor contacto con el acuífero aluvial a lo largo de las masas de agua relacionadas con este ecotipo.

❖ **En el ecotipo R-T16 Ejes mediterráneos continentales mineralizados**, asociado con el tramo medio y bajo del Henares, la composición de las comunidades de ciclopoideas se caracterizan por una mayor abundancia de especies superficiales procedentes de la zona bentónica, caracterizadas por ser especies cosmopolitas y de amplia valencia ecológica como *Paracyclops chiltoni* y *Macrocyclus albidus*. Por otro lado, las especies estigobiontes presentan una menor representación y poblaciones menos desarrolladas como consecuencia de una menor interacción con el ambiente subterráneo a lo largo de las masas de agua relacionadas con este ecotipo.

7.2. Recomendaciones y trabajos futuros

Puesto que la zona hiporreica tiene una especial importancia en la región mediterránea y en los sistemas lóticos conectados con las aguas subterráneas, es necesario **mejorar el conocimiento** de las variaciones en las **condiciones ambientales abióticas y bióticas** de la zona hiporreica, así como los **factores que influyen** en ellas, **contemplando diferentes escalas y diferentes ecotipos** en la península ibérica. A pesar de que en los últimos años se han desarrollado numerosos trabajos encaminados al estudio del ecotono hiporreico en ríos de zonas templadas con

flujo permanente a escala continental; en el caso concreto de la península ibérica, los estudios de caracterización del ambiente hiporreico son muy escasos; siendo necesario continuar con las investigaciones iniciadas con este trabajo ampliándola a otros cauces o cuencas hidrográficas. Para ello sería necesaria la **participación de diferentes grupos de investigación** que trabajen de forma coordinada y con unos **protocolos estandarizados** que permitan la comparación de los resultados obtenidos. Además, en la región mediterránea esta caracterización es vital, puesto que en ella se establece un gran número de especies endémicas y de especies pendientes de ser determinada, tal y como se desprende de los resultados obtenidos en el presente trabajo, y que poseen un gran valor desde el punto de vista de la biodiversidad y su conservación. En este sentido se hace necesario **incrementar el número de estudios respecto a la identificación taxonómica** de los organismos hiporreicos.

Otra limitación observada a partir de las investigaciones presentadas en esta *Tesis*, tiene que ver con los **rasgos ecológicos** (*traits*) y los **rangos de tolerancia** asociados a las diferentes especies identificadas, las cuales, en la mayoría de las ocasiones no están definidas, o sólo lo están parcialmente. Por ello, es necesario realizar estudios encaminados a incrementar el conocimiento de estos aspectos específicos, no solo relativos **al grupo de los ciclopoideos** sino **también a otros grupos de artrópodos** presentes en la zona hiporreica. No obstante, se trata de un tema muy complicado de desarrollar debido a que se requiere trabajar a niveles taxonómicos de especie; así como por la especificidad en la respuesta de los organismos hiporreicos ante diferentes estímulos. En este sentido, también se requiere **mejorar los estudios basados en la correlación entre los factores ambientales**, ya que existe un elevado grado de certidumbre respecto a la validez de los mismos. Para reducir esta certidumbre, **se recomienda un número elevado de muestras que garantice la robustez** de los resultados, ya que a partir de ellos se pueden obtener resultados valiosos para la determinación de los rasgos ecológicos, rangos de tolerancia de las especies; así como **servir de base para el desarrollo de futuros índices de calidad ecológica** basados en la utilización de la fauna hiporreica (**bioindicadores**).

Para la realización de los estudios requeridos, el primer paso supone **seleccionar la escala de trabajo**. En este sentido, y puesto que los estudios de caracterización **por masas de agua superficial** arrojan buenos resultados, un criterio para la selección de los puntos de muestreo podría ser la utilización de éstas como unidad de estudio. Se recomienda la selección de **puntos de muestreo**, coincidentes con localizaciones próximas a estaciones o puntos de muestreo empleados por los

organismos de cuenca, otros organismos y/o grupos de investigación, que faciliten la comparación e integración de los resultados obtenidos.

Además del componente espacial, el componente temporal adquiere una gran importancia. Por ello los muestreos deberían realizarse con **carácter estacional** o, al menos, contemplando **dos periodos hidrológicos claramente diferenciados**. Estos trabajos resultan esenciales en los **estudios encaminados a la determinación de las características bióticas** asociadas a la zona hiporreica, al presentar éstas una variabilidad natural respecto a sus poblaciones, relacionadas, sobre todo con sus ciclos de vida. En el caso de la caracterización del **componente abiótico**, el muestreo debería realizarse **con una mayor frecuencia**.

Otro aspecto clave para la caracterización del medio hiporreico y su fauna corresponde a la elección del **método de muestreo a utilizar**. Los resultados obtenidos mediante el uso de la bomba manual (Bou-Rouch) en las investigaciones concernientes a esta *Tesis* y la realización de dos réplicas por emplazamiento parecen ser adecuadas para la caracterización del ecotono hiporreico. No obstante, el tipo de río, la altura de la lámina de agua, el tipo de sustrato y otras características del cauce pueden provocar que este método sea inapropiado. En el caso concreto del **muestreo del sedimento hiporreico**, nuestro trabajo se ha visto limitado por el método de seleccionado; habiéndose determinado únicamente la fracción granulométrica correspondiente a las arenas, así como la fracción fina de la materia orgánica (MOFP). Esto indica la necesidad de **modificar la metodología planteada en este estudio** para la caracterización de los sedimentos, de modo que se permita determinar todas las fracciones granulométricas (incluyendo los limos y arcillas), así como las diferentes fracciones de la materia orgánica e inorgánica biodisponible.

Para la **caracterización de los intercambios hidrológicos** que ocurren en el ambiente hiporreico se recomienda la **utilización combinada de las técnicas hidrogeológicas, geofísicas** (tomografía eléctrica, ERT o geo-radar, GPR) y **biológicas**, reduciéndose la limitación asociada al empleo de cada uno de ellos de manera individual. En el caso específico **del ERT**, al igual que los análisis físico-químicos, su **limitación es temporal** debido a la descripción de una situación puntual; mientras que los **elementos biológicos**, más estables en el tiempo, poseen una **limitación** respecto a la descripción de **procesos de ocurrencia puntual**. Esta limitación ha quedado patente en nuestro trabajo al determinarse una conectividad, aparentemente frecuente entre el ambiente superficial y subterráneo a partir de la presencia de especies estigobiontes en el ambiente hiporreico analizado en Romancos,

Guadalajara; frente a los resultados obtenidos mediante el ERT, que indican que no existe esta conexión hidrológica.

También se reconoce la **necesidad de estudiar otras variables abióticas diferentes** a las contempladas en esta *Tesis*, puesto que según los resultados obtenidos, parte de la variación respecto a las comunidades bióticas no se relaciona con los parámetros estudiados. En este sentido cabría la posibilidad de **complementar estos estudios** con variables como el **caudal puntual**, presencia de sustancias tóxicas como **metales pesados**, así como otras sustancias contempladas en la legislación vigente.

Como consecuencia de una mayor comprensión de todos los aspectos descritos a lo largo de este epígrafe se lograría la **integración de la zona hiporreica en los procesos de gestión y manejo de los recursos hídricos y los ecosistemas fluviales**; así como para **establecer una metodología destinada a la determinación de la calidad ecológica** asociada a las masas de agua atendiendo no solo a los elementos de calidad ecológica ya establecidos para el ambiente superficial, sino también **atendiendo a aspectos relacionados con el ambiente hiporreico** asociado. Esto mejoraría también los procesos de restauración del ecosistema fluvial. Para ello, se requiere la selección de **puntos representativos de diferentes ecotipos** presentes en la península ibérica, con **diferentes grados de afección** de los mismos, así como de **puntos con un estado prístino** para el establecimiento de las condiciones de referencia. Por tanto, es necesario contemplar no solo el grupo de microcrustáceos, sino también **organismos inferiores** (virus, bacterias, protozoos, etc.) cuyos procesos metabólicos son vitales para el mantenimiento de la funcionalidad ecosistémica, además de constituir la base de las cadenas tróficas y de las dinámicas biogeoquímicas de los nutrientes básicos en el ambiente hiporreico. En este sentido, también debería plantearse la **adecuación de los límites establecidos por la legislación** respecto a diferentes sustancias químicas que pudieran aparecer y/o acumularse en el ambiente hiporreico como consecuencia de un mayor tiempo de residencia. Además, debido a la importancia de las características hidromorfológicas sobre el ambiente hiporreico, en el desarrollo de metodologías para la determinación del estado ecológico en el ambiente hiporreico debería contemplar fundamentalmente estos aspectos, a parte del componente biológico.

A partir de todas estas recomendaciones, los trabajos futuros a realizar en la región mediterránea podrían clasificarse, según los aspectos a tratar, en tres categorías principales:

- Aquellos encaminados a mejorar la caracterización de las condiciones ambientales y procesos ecológicos asociados al ecotono hiporreico en la región mediterránea, y especialmente centrados en la península ibérica.
- Aquellos dirigidos a mejorar el conocimiento respecto a la taxonomía de las especies presentes en el ambiente hiporreico de las áreas mediterráneas por su mayor diversidad y grado de endemidad.
- Los enfocados a mejorar el conocimiento respecto a la tolerancia de las especies, sus rasgos ecológicos y su relación con las características del medio que permitan establecer las bases para el diseño de índices biológicos de calidad ecológica aplicables a los diferentes ecotipos presentes en la península ibérica y que permitan el establecimiento de un procedimiento para la determinación del estado ecológico en la zona hiporreica, y por tanto una integración de la misma en los procesos de manejo y gestión de los recursos hídricos.

Glosario

Acuífero - aquifer. Una o más capas subterráneas de roca o de otros estratos geológicos que tienen la suficiente porosidad y permeabilidad para permitir ya sea un flujo significativo de aguas subterráneas o la extracción de cantidades significativas de aguas subterráneas (DOCE, 2000).

Adsorción - adsorption. Concentración sobre la superficie de una sustancia, de gases, vapores, líquidos o cuerpos disueltos, materiales dispersos o coloides (Catalán Lafuente, 2000).

Ambiente - environment. Conjunto de factores físicos y orgánicos que rodean a un individuo o grupo de individuos; generalmente es un gas o un líquido. Se suele tomar vulgarmente como sinónimo “medio ambiente” (Catalán Lafuente, 2000).

Ambiente aerobio - aerobic environment. Sistema con presencia de oxígeno en disolución así como un potencial redox muy alto, normalmente positivo (Catalán Lafuente, 2000).

Ambiente anaerobio - anaerobic environment. Sistema con ausencia de oxígeno en disolución así como un potencial redox muy bajo, normalmente negativo (Catalán Lafuente, 2000).

Ambiente anóxico - anoxic environment. Sistema sin existencia de oxígeno disuelto en el medio, pero su potencial redox puede tener valores positivos, estando por tanto, los iones presentes, en estado oxidado (Catalán Lafuente, 2000).

Ambiente léntico - lentic environment. Sistema relacionado con las masas de agua en reposo (Catalán Lafuente, 2000).

Ambiente lótico - lotic environment. Sistema relacionado con las masas de agua en movimiento (Catalán Lafuente, 2000).

Azud - weir. Presa hecha en los ríos a fin de tomar agua para regar y/o para otros usos (Catalán Lafuente, 2000).

Bentos/Zona bentónica - Benthos/benthic zone. Conjunto de seres bentónicos / Dícese del animal o planta que habitualmente vive en contacto con el fondo de los ecosistemas acuáticos (mar, río o lago), aun cuando pueda separarse del mismo y flotar o nadar en el agua durante algún tiempo (Catalán Lafuente, 2000; EEA, 2017).

Biodiversidad - biodiversity. Conjunto de diferentes tipos de plantas, animales y otros organismos vivos que aparecen en una región (EEA, 2017).

Bioindicador - bioindicator. Organismo que puede ser usado como indicador de algunas circunstancias medioambientales, por ejemplo la humedad (Catalán Lafuente, 2000).

Biótico - biotic. Característico de los seres vivos o que se refiere a ellos. Perteneciente o relativo a la biota (Catalán Lafuente, 2000).

Biotopo - biotope. Territorio o espacio vital cuyas condiciones ambientales son las adecuadas para que en él se desarrolle una determinada comunidad de seres vivos (RAE, 2017)

Caudal - water flow. Cantidad de agua que mana o corre. Volumen de agua que circula por un conducto o por un río en la unidad de tiempo (Catalán Lafuente, 2000).

- Caudal ecológico - ecological flow.* Caudal que contribuye a alcanzar el buen estado o potencial ecológico en los ríos o en las aguas de transición y mantiene, como mínimo, la vida piscícola que de manera natural habitaría o pudiera habitar en el río, así como su vegetación de ribera (BOE, 2007).
- Carniola - Cellular dolomite.* Roca carbonatada, rica en magnesio, de aspecto cavernoso y masivo, de color rojizo, anaranjado o amarillento. En España son frecuentes en el Lías inferior de la cordillera Ibérica (RACEFN, 2017).
- Ciclo biogeoquímico - Biogeochemical cycle.* Circulación de elementos esenciales en la biósfera a través de vías características que van desde el entorno a los organismos y de regreso otra vez al entorno (Odum y Warret, 2006).
- Comunidad - Community.* Grupo de poblaciones de diferentes especies que viven en un mismo lugar o biotopo (Odum y Warret, 2006).
- Conductividad hidráulica - hydraulic conductivity.* Capacidad de un medio para permitir el flujo de agua a través de él. (RACEFN, 2017).
- Cuenca hidrográfica - River basin.* La superficie de terreno cuya escorrentía superficial fluye en su totalidad a través de una serie de corrientes, ríos y, eventualmente, lagos hacia el mar por una única desembocadura, estuario o delta (DOCE, 2000).
- Depósito aluvial - Alluvial deposit.* Materiales transportados y depositados por el agua (río). Su tamaño varía desde la arcilla hasta las gravas gruesas, cantos y bloques (RACEFN, 2017).
- Demarcación hidrográfica - river basin district.* Zona marina y terrestre compuesta por una o varias cuencas hidrográficas vecinas y las aguas subterráneas y costeras asociadas, designada con arreglo al apartado 1 del artículo 3 de la Directiva Marco del Agua como principal unidad a efectos de la gestión de las cuencas hidrográficas (DOCE, 2000).
- Desnitrificación - Denitrification.* Proceso de reducción del nitrato a nitrógeno por la actividad metabólica oxidativa de ciertas bacterias que utilizan el nitrato como aceptor final de electrones, en condiciones de ausencia de oxígeno (anaerobiosis) (Newbold, 1992).
- Diapausa - Diapause.* Parada obligada en el desarrollo del organismo para permitir un cambio fisiológico en el mismo. Esta parada ocurre siempre en el mismo estadio y de forma regular, sin intervención de los factores externos y/o ambientales (Reid y Williamson, 2010).
- Dormancia - Dormancy.* Estado de sobrevivencia en condiciones ambientales adversas, en semillas, esporas u órganos vegetativos; mediante un periodo de actividad mínima en los procesos metabólicos (Dussart y Defaye, 2001; Reyes Matamoros, 2001).
- Ecotono - Ecotone.* Zona de abrupta transición entre ecosistemas limítrofes en la que éstos interactúan entre sí, proporcionando al ecotono propiedades particulares que no existen en ninguno de los ecosistemas adyacentes (Reyes Matamoros, 2001).
- Ecozona - Ecozone.* Parte de la superficie terrestre representativa de una unidad ecológica a gran escala, caracterizada por similares factores abióticos y bióticos. El sistema divide la tierra en ocho ecozonas: Paleártica, Neártica, Afrotropical o etiópica, australiana o Australasia Indomalaya u oriental, Antártica y Oceánicanida.

- Ecotipo – Ecotype*. Variedad ligada a las condiciones particulares del medio, pero no a un área geográfica determinada. Un ecotipo es el resultado, sobre una población heterogénea, de una selección por los factores ecológicos dominantes (Catalán Lafuente, 2000).
- Efecto clogging – clogging effect*. Bloqueo de la conectividad entre poros, como consecuencia de la acumulación de materiales finos (Wallace et al., 1995).
- Estado ecológico - ecological status*. Expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales, que se clasifica con arreglo al anexo V de la Directiva Marco del Agua (DOCE, 2000).
- Estigoxeno - stigoxene*. Organismo ligado a la superficie sin adaptaciones al medio subterráneo que aparece en éste accidentalmente o por infiltración pasiva (Buss et al 2009)
- Estigofilo - stigophile*. Organismos con una mayor afinidad hacia el ambiente hiporreico en el que desarrolla parte de su ciclo vital (Buss et al 2009)
- Estigobionte - stygobiont*. Organismo totalmente adaptado al medio subterráneo que habita estrictamente en él (Buss et al 2009)
- Etológica – Etological*. Tipo de adaptación relacionada con el comportamiento de un organismo
- Glacis - Glacis*. Superficie de erosión en un país árido elaborada por la arroyada. Presenta una pendiente débil (de 1° a 5°) y un perfil longitudinal cóncavo hacia arriba (RACEFN, 2017).
- Hiporreos - Hyporheos*. Grupo taxonómico presente en el ambiente hiporreico (Buss et al 2009)
- Punto caliente de biodiversidad - biodiversity hotspot*. Zonas de elevada biodiversidad caracterizadas por niveles excepcionales de endemismos y pérdidas importantes del área del hábitat en cuestión (Myers, 1988).
- Lecho del río - riverbed*. Terreno por donde discurren las aguas de un río (Catalán Lafuente, 2000).
- Llanura aluvial - alluvial floodplain*. Parte relativamente llana de un valle, adyacente al canal de un río y que se inunda en épocas de aguas altas (Catalán Lafuente, 2000).
- Masa de agua superficial - Surface water body*. Parte diferenciada y significativa de agua superficial, como un lago, un embalse, una corriente, río o canal, parte de una corriente, río o canal, unas aguas de transición o un tramo de aguas costeras (DOCE, 2000).
- Masa de agua subterránea - Groundwater body*. Volumen claramente diferenciado de aguas subterráneas en un acuífero o acuíferos (DOCE, 2000).
- Masa de agua muy modificada - Heavily modified water body*. Masa de agua superficial que, como consecuencia de alteraciones físicas producidas por la actividad humana, ha experimentado un cambio sustancial en su naturaleza, designada como tal por el Estado miembro con arreglo a lo dispuesto en el anexo II de la Directiva Marco del Agua (DOCE, 2000).
- Neotenia – Neoteny*. Persistencia de caracteres larvarios o juveniles después de haberse alcanzado el estado adulto (RAE, 2017).
- Nitrificación – Nitrification*. Transformación del nitrógeno amoniacal a nitritos y posteriormente de estos a nitratos, debidas a acciones bioquímicas de las bacterias autótrofas de la familia *Nitrobacteriaceae* (Catalán Lafuente, 2000).

Nivel freático – Phreatic level (water level). Límite superior de la zona de saturación de un manto acuífero (Catalán Lafuente, 2000).

Nivel piezométrico - piezometric level. Altura que tiene el agua en una perforación o pozo cuando se alcanza el equilibrio hidráulico (Catalán Lafuente, 2000).

Nivel trófico -trophic level. En un ecosistema acuático, cada uno de las diferentes etapas que constituyen la cadena alimentaria (Catalán Lafuente, 2000).

Organismos de cuenca - Basin organization. Ente administrativo encargado de la gestión de los recursos hídricos de una cuenca hidrográfica. En España se corresponde con las Confederaciones Hidrográficas (Catalán Lafuente, 2000).

Porosidad – Porosity. Fracción de huecos presentes en la configuración de un material o una roca que pueden estar o no conectados entre sí. (Buss et al., 2009; RACEFN, 2017).

Permeabilidad – Permeability. Capacidad de un material de permitir que sea atravesado por un flujo sin alterar su estructura interna. La permeabilidad puede ser primaria: permeabilidad que presenta una roca, debida a la disposición de sus clastos o granos componentes; y/o secundaria: permeabilidad que presenta una roca, debida a procesos de disolución, modificaciones mineralógicas (dolomitización), fracturas o fisuras (RACEFN, 2017).

Población – Population. Conjunto de organismos de la misma especie que ocupa un espacio en particular y funciona como parte de una comunidad biótica (Odum y Warret, 2006).

Raña – Glacis with stones, Raña. Formación sedimentaria compuesta de cantos de cuarcita con una matriz arcillosa que se configuran en un relieve de plataformas elevadas con suave pendiente interna situadas en los piedemontes (Martín-Serrano García, 1988).

Región biogeográfica – Biogeographical región. Grandes regiones del planeta con su propia fauna y flora características (Reyes Matamoros, 2001).

Resistencia – Resistance. Capacidad que tiene un organismo para superar, totalmente o en parte, el efecto de un factor desfavorable del medio ambiente (Reyes Matamoros, 2001).

Resiliencia – Resilience. Capacidad de adaptación de un ser vivo frente a un agente perturbador o un estado o situación adversos (RAE, 2017).

Rubefacción - Rubefaction. Proceso que confiere al suelo un color rojo y consistente en una deshidratación de los óxidos e hidróxidos de hierro liberados por la meteorización y ligados a las arcillas (RACEFN, 2017).

Servicios ambientales – Environmental services. Dícese de los beneficios obtenidos a partir de los ecosistemas de forma gratuita y que son utilizados por la humanidad para garantizar e incrementar su bienestar (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Zona hiporreica - hyporheic zone. Franja de transición situada en los sedimentos del lecho del río, en la que convergen e intercambian las aguas superficiales y las aguas subterráneas (Orghidan, 2010) / Área situada en cualquier punto que cumpla los cuatro criterios siguientes: i) que se sitúe sobre la zona subsuperficial saturada; ii) que incluya flujos de intercambio de agua desde y hacia la zona superficial; iii) que se produzca interacción con las aguas superficiales a una escala temporal suficiente para que produzcan una serie de

procesos de interés (ecológicos) y iv) los procesos relevantes ocurran de forma continuada a lo largo del continuo hiporreico con intercambios entre las aguas superficiales y subterráneas a través de esta región (Ward, 2016).

Zona de infiltración o downwelling – downwelling zone. Zona de intercambio de agua desde el río hacia los sedimentos que conforman su lecho (Buss et al., 2009).

Zona de surgencia o upwelling – upwelling zone. Zona de intercambio en la que se produce un intercambio de agua y/o materia desde los sedimentos que conforman el lecho de los ríos hacia el río (Buss et al., 2009).

Bibliografía

- BOE. (2007). Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica. Boletín Oficial del Estado (BOE). 29361-29398.
- Buss, S.R., Cai, Z., Cardenas, B., Fleckenstein, J., Hannah, D.M., Hepell, K., Hulme, P.J., Ibrahim, T.G., Kaeser, D.H., Krause, S., Lawler, D.M., Lerner, D., Mant, J., Malcolm, I., Old, G., Parkin, G., Pickup, R., Pinay, G., Porter, J., Rhodes, G., Ritchie, A., Riley, J., Robertson, A., Sear, D., Shileds, B., Smith, J., Tellam, J. y Wood, P. (2009). "The Hyporheic Handbook. A handbook on the groundwater – surface water interface and hyporheic zone for environment managers", Environment Agency- Science report: SC050070. Bristol (Reino Unido). 280.
- Catalán Lafuente, J. (2000). *TERMINOLOGÍA GENERAL DEL AGUA - Diccionario Enciclopédico del Agua (2ª Edición)*. Madrid: Bellisco - Ediciones Técnicas y Científicas.
- DOCE. 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 la Comunidad Europea (DOCE). L 327/1-L 327/73.
- Dussart, B.H. y Defaye, D. (2001). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. 16.- Introduction to the Copepoda*. Leiden (Países Bajos): Backhuys Publishers.
- EEA. (2017). *Environmental Terminology and Discovery Service*. <<http://glossary.eea.europa.eu/EEAGlossary/>> [Consulta: 1 de marzo de 2017].
- Holling, C., S. (1973). Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 4:1-23
- Martín-Serrano García, A. (1988). Sobre la posición de la raña en el contexto morfodinámico de la Meseta. Planteamiento antiguos y tendencias actuales. *Boletín Geológico y Minero*. 99(6): 855-870.
- Millennium Ecosystem Assessment, MA. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington D.C. (EE.UU): Island Press.
- Myers, N. (1988). "Threatened biotas: «hot spots» in tropical forests". *The Environmentalist*. 8(3): 187-208.
- Newbold, J.D. (1992). "Cycles and spirals of nutrients". *The rivers handbook (vol. 1)*. 379-408.
- Odum, E.P. y Warret, G.W. (2006). *Fundamentos de ecología - quinta edición*. Mexico: Thomson
- RACEFN. (2017). "Glosario de Geología" en *REAL ACADEMIA DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICAS Y NATURALES*. <http://www.ugr.es/~agcasco/personal/rac_geologia/rac.htm#C> [Consultado: 2 de abril de 2017].
- RAE. (2017). "Diccionario de la Lengua Española". <<http://dle.rae.es/>> [Consulta: 20 de julio de 2013].
- Reid, J.W. y Williamson, C.E. (2010). "Copepoda" en *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, J.H. Thorp y A.P. Covich. San Diego (EE.UU). 829-899.
- Reyes Matamoros, J.M. (2001). *Diccionario de Biología*. Mexico: Benemérita Universidad Autónoma de Puebla - Dirección General de Fomento.

- Wallace, J.B., Webster, J.R. y Meyer, J.L. (1995). "Influence of log additions on physical and biotic characteristics of a mountain stream". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 52(10): 2120-2137
- Ward, A.S. (2016). "The evolution and state of interdisciplinary hyporheic research". *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*. 3(1): 83-103.

Anexos

Sitios de muestreo seleccionados en el río Henares

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Sigüenza
Código de identificación	H1
Masa superficial	MSPF0310010
Masa subterránea	MSBT030.002
Tramo	Alto

Fotografía del sitio de muestreo



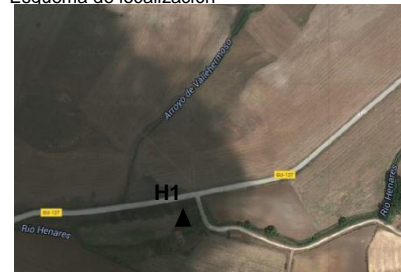
2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	536.743	Y	4.551.802	Altitud (m.s.n.m.)	1.033
Término municipal	Sigüenza					
Provincia	Guadalajara					

3. ACCESOS

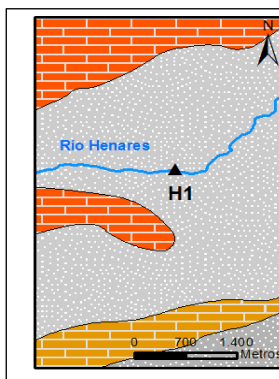
Tipo de acceso	Camino
Desde Sigüenza tomar la carretera GU-127 dirección Horna. En el P.K. 9 tomar el camino hacia la derecha y acceder al punto desde el puente	

Esquema de localización

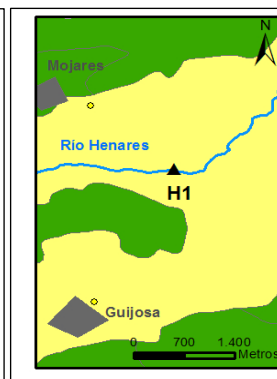


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	Usos del Suelo
Carbonatada-alta	Sup. artificial
Carbonatada-media	Zona agricola
Carbonatada-baja	Zona forestal
Detrítica (cuater.)-muy alta	Provincia
Detrítica (cuater.)-alta	Masa agua
Detrítica-media	EDAR
Detrítica-baja	Vertido
Detrítica-muy baja	
Evaporítica-media	
Evaporítica-baja	



LITOLÓGIA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	0,5	Impactos	Agricultura; vertidos directos al cauce
Altura lámina de agua (m)	0,2	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Na ⁺ -Mg ²⁺ -SO ₄ ²⁻ -Cl ⁻ -HCO ₃ ⁻
Comentarios	Presencia de un colector (tubería) de aguas de drenaje		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Jadraque
Código de identificación	H2
Masa superficial	MSPF0308010
Masa subterránea	MSBT030.006
Tramo	Alto

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	506.873	Y	4.533.371	Altitud (m.s.n.m.)	802
Término municipal	Jadraque-Jirueque					
Provincia	Guadalajara					

3. ACCESOS

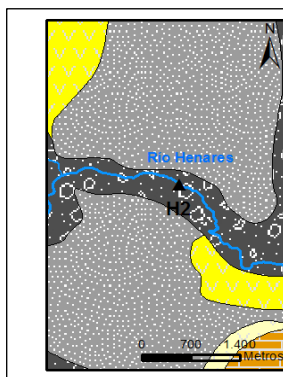
Tipo de acceso	Camino
Desde Jadraque tomar la carretera CM-101 dirección Jirueque y antes de cruzar las vías del tren, tomar el camino a la derecha. El acceso al punto está avanzando 200 m aprox.	

Esquema de localización

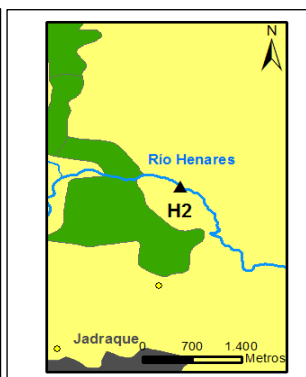


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	
	Carbonatada-alta
	Carbonatada-media
	Carbonatada-baja
	Detrítica (cuater.)-muy alta
	Detrítica (cuater.)-alta
	Detrítica-media
	Detrítica-baja
	Detrítica-muy baja
	Evaporítica-media
	Evaporítica-baja
Usos del Suelo	
	Sup. artificial
	Zona agrícola
	Zona forestal
	Provincia
	Masa agua
	EDAR
	Vertido



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	3	Impactos	Agricultura; vertidos directos al cauce
Altura lámina de agua (m)	1,2	Tipo de agua	Na ⁺ -Ca ²⁺ -Cl ⁻ -SO ₄ ²⁻
Comentarios	Detectados elevados niveles de Na ⁺ , Cl ⁻ .Zona represada		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Heras de Ayuso
Código de identificación	H3
Masa superficial	MSPF0304010
Masa subterránea	MSBT030.006
Tramo	Medio

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	489.211	Y	4.518.039	Altitud (m.s.n.m.)	691
Término municipal	Alarilla					
Provincia	Guadalajara					

3. ACCESOS

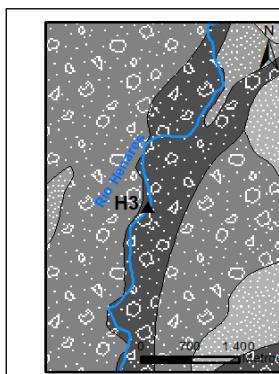
Tipo de acceso	Camino
Desde Heras de Ayuso tomar la carretera GU-169 dirección Alarilla. Tomar el segundo camino que sale hacia la izquierda (a 3,4 km aprox. desde Heras de Ayuso) y seguirlo hasta llegar a la gravera.	

Esquema de localización

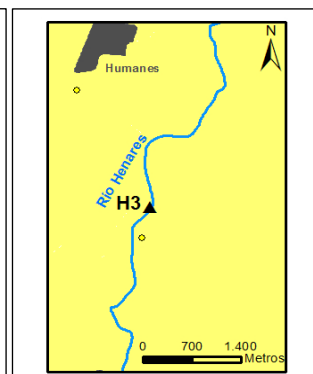


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	Usos del Suelo
Carbonatada-alta	Sup. artificial
Carbonatada-media	Zona agrícola
Carbonatada-baja	Zona forestal
Detrítica (cuater.)-muy alta	Provincia
Detrítica (cuater.)-alta	Masa agua
Detrítica-media	EDAR
Detrítica-baja	Vertido
Detrítica-muy baja	
Evaporítica-media	
Evaporítica-baja	



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARACTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	15	Impactos	Gravera; extracción agua; agricultura
Altura lámina de agua (m)	0,6	Tipo de agua	Na ⁺ -Ca ²⁺ -SO ₄ ²⁻ -Cl ⁻ -HCO ₃ ⁻
Comentarios	Punto seleccionado para estudios geofísicos (ERT). Presencia gravera		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Fontanar
Código de identificación	H4
Masa superficial	MSPF0303010
Masa subterránea	MSBT030.006
Tramo	Medio

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	486.203	Y	4.507.677	Altitud (m.s.n.m.)	651
Término municipal	Fontanar					
Provincia	Guadalajara					

3. ACCESOS

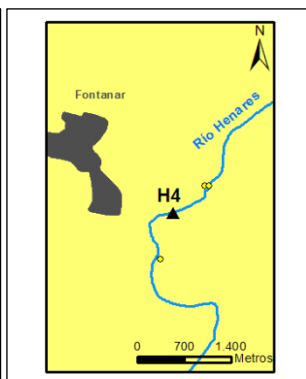
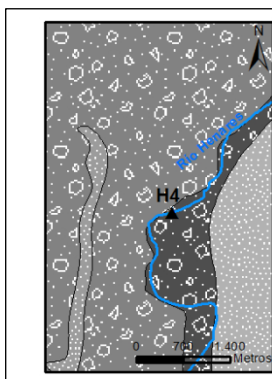
Tipo de acceso	Camino
Desde Tórtola de Henares, coger la carretera GU-192 hacia Fontanar. Antes de cruzar el río, coger el camino que sale hacia la izquierda al tomar la curva previa al puente. El punto está a 500 m aprox.	

Esquema de localización



4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	
	Carbonatada-alta
	Carbonatada-media
	Carbonatada-baja
	Detrítica (cuater.)-muy alta
	Detrítica (cuater.)-alta
	Detrítica-media
	Detrítica-baja
	Detrítica-muy baja
	Evaporítica-media
	Evaporítica-baja
Usos del Suelo	
	Sup. artificial
	Zona agrícola
	Zona forestal
	Provincia
	Masa agua
	EDAR
	Vertido



4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	10	Impactos	Agricultura; vertidos; EDAR
Altura lámina de agua (m)	0,5	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Na ⁺ -Mg ²⁺ -SO ₄ ²⁻ -Cl ⁻ -HCO ₃ ⁻
Comentarios	Proximidad de estación de aforos CHT		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Guadalajara
Código de identificación	H5
Masa superficial	MSPF0303010
Masa subterránea	MSBT030.006
Tramo	Medio

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	483.552	Y	4.496.957	Altitud (m.s.n.m.)	642
Término municipal	Guadalajara					
Provincia	Guadalajara					

3. ACCESOS

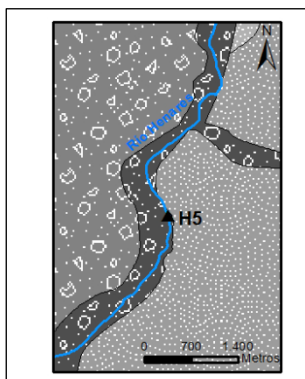
Tipo de acceso	Camino
Desde Guadalajara coger la carretera CM-101 hacia Jadraque. Tomar el desvío hacia CM-10 y coger el camino de la derecha. Continuar por el camino hasta llegar debajo del puente de la CM-10.	

Esquema de localización

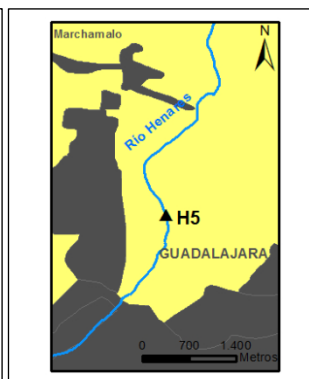


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	Usos del Suelo
Carbonatada-alta	Sup. artificial
Carbonatada-media	Zona agrícola
Carbonatada-baja	Zona forestal
Detrítica (cuater.)-muy alta	Provincia
Detrítica (cuater.)-alta	Masa agua
Detrítica-media	EDAR
Detrítica-baja	Vertido
Detrítica-muy baja	
Evaporítica-media	
Evaporítica-baja	



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	15	Impactos	Vertidos; EDAR; encauzamientos
Altura lámina de agua (m)	0,5	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Na ⁺ -Mg ²⁺ -SO ₄ ²⁻ -Cl ⁻ -HCO ₃ ⁻
Comentarios	Punto bajo puente. Lecho del río muy pedregoso (cantos rodados)		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Alovera
Código de identificación	H6
Masa superficial	MSPF0302010
Masa subterránea	MSBT030.006
Tramo	Bajo

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	480.141	Y	4.489.757	Altitud (m.s.n.m.)	620
Término municipal	Chiloeches					
Provincia	Guadalajara					

3. ACCESOS

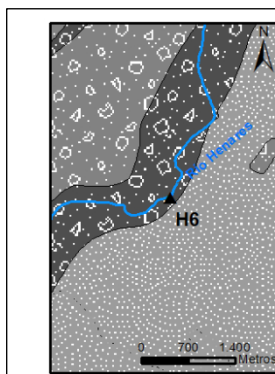
Tipo de acceso	Camino
Desde la A-2 coger la salida 44 hacia Azuqueca de Henares. En la rotonda, coger el camino (primera salida). Seguir el camino hacia el río.	

Esquema de localización

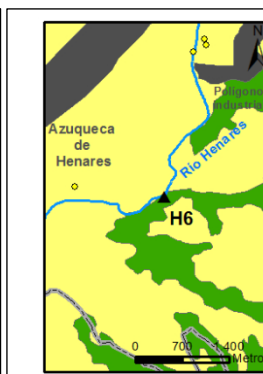


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	
	Carbonatada-alta
	Carbonatada-media
	Carbonatada-baja
	Detrítica (cuater.)-muy alta
	Detrítica (cuater.)-alta
	Detrítica-media
	Detrítica-baja
	Detrítica-muy baja
	Evaporítica-media
	Evaporítica-baja
Usos del Suelo	
	Sup. artificial
	Zona agrícola
	Zona forestal
	Provincia
	Masa agua
	EDAR
	Vertido



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	>10	Impactos	Agricultura; vertidos directos al cauce
Altura lámina de agua (m)	0,7	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Na ⁺ -Mg ²⁺ -SO ₄ ²⁻ -Cl ⁻ -HCO ₃ ⁻
Comentarios	No muestreado durante la campaña de diciembre de 2012		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Los Santos de la H.
Código de identificación	H7
Masa superficial	MSPF0302010
Masa subterránea	MSBT030.006
Tramo	Bajo

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	476.254	Y	4.486.630	Altitud (m.s.n.m.)	601
Término municipal	Los Santos de la Humosa					
Provincia	Madrid					

3. ACCESOS

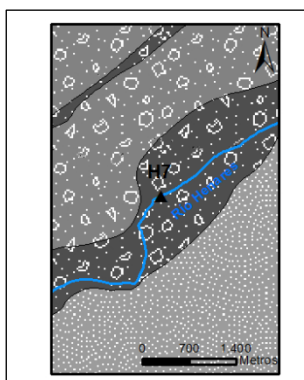
Tipo de acceso	Camino
Desde la A-2 tomar la salida 38 hacia Los Santos de la Humosa. Continuar por la carretera M-226. Tras cruzar el río, tomar el camino de la derecha y acceder por la barrera hasta el punto (300 m).	

Esquema de localización

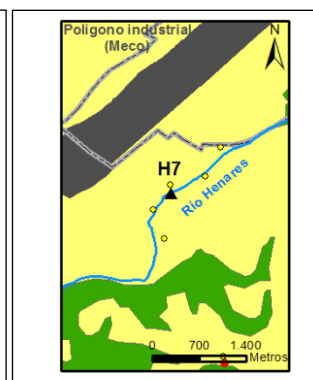


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	
	Carbonatada-alta
	Carbonatada-media
	Carbonatada-baja
	Detrítica (cuater.)-muy alta
	Detrítica (cuater.)-alta
	Detrítica-media
	Detrítica-baja
	Detrítica-muy baja
	Evaporítica-media
	Evaporítica-baja
Usos del Suelo	
	Sup. artificial
	Zona agrícola
	Zona forestal
	Provincia
	Masa agua
	EDAR
	Vertido



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARACTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	>10	Impactos	Vertidos; EDAR; talleres; agricultura
Altura lámina de agua (m)	0,6	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Na ⁺ -Mg ²⁺ -SO ₄ ²⁻ -Cl ⁻ -HCO ₃ ⁻
Comentarios	Detectada película de aceite en el río. Proximidad estación aforo CHT		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Alcalá de Henares
Código de identificación	H8
Masa superficial	MSPF0301010
Masa subterránea	MSBT030.006
Tramo	Bajo

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	463.706	Y	4.478.084	Altitud (m.s.n.m.)	575
Término municipal	Alcalá de Henares					
Provincia	Madrid					

3. ACCESOS

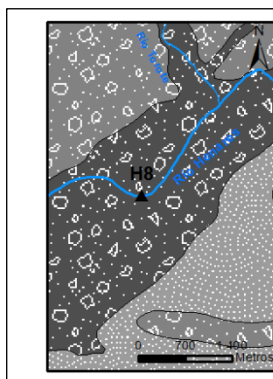
Tipo de acceso	Camino
Desde la carretera de Mejorada (M-203) coger la salida 9 (camino) e ir hacia la hípica. Cruzar el río y seguir el camino de la izquierda para llegar al punto (1 km aprox.).	

Esquema de localización

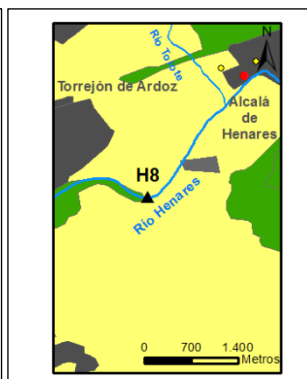


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	
	Carbonatada-alta
	Carbonatada-media
	Carbonatada-baja
	Detrítica (cuater.)-muy alta
	Detrítica (cuater.)-alta
	Detrítica-media
	Detrítica-baja
	Detrítica-muy baja
	Evaporítica-media
	Evaporítica-baja
Usos del Suelo	
	Sup. artificial
	Zona agrícola
	Zona forestal
	Provincia
	Masa agua
	EDAR
	Vertido



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	>10	Impactos	Vertidos; EDAR; agricultura
Altura lámina de agua (m)	0,6	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Na ⁺ -Mg ²⁺ -SO ₄ ²⁻ -Cl ⁻ -HCO ₃ ⁻
Comentarios	Abundante restos orgánicos vertidos de EDAR. Estación aforos CHT		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Mejorada del Campo
Código de identificación	H9
Masa superficial	MSPF0301010
Masa subterránea	MSBT030.007
Tramo	Bajo

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	458.514	Y	4.473.721	Altitud (m.s.n.m.)	551
Término municipal	Mejorada del Campo					
Provincia	Madrid					

3. ACCESOS

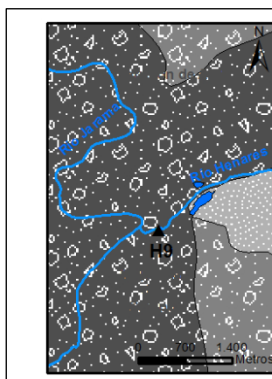
Tipo de acceso	Camino
Desde Mejorada, continuar por M-203 y coger el desvío a la derecha (camino) hacia la lavandería hospitalaria. Continuar por el camino dirección al río pasando por debajo de las vías del tren.	

Esquema de localización

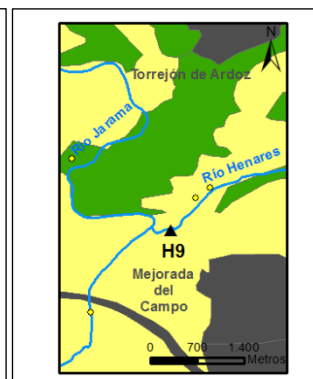


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	Usos del Suelo
Carbonatada-alta	Sup. artificial
Carbonatada-media	Zona agrícola
Carbonatada-baja	Zona forestal
Detrítica (cuater.)-muy alta	Provincia
Detrítica (cuater.)-alta	Masa agua
Detrítica-media	EDAR
Detrítica-baja	Vertido
Detrítica-muy baja	
Evaporítica-media	
Evaporítica-baja	



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	>10	Impactos	Vertidos; EDAR
Altura lámina de agua (m)	1	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Na ⁺ -Mg ²⁺ -SO ₄ ²⁻ -HCO ₃ ⁻ -Cl ⁻
Comentarios	Punto antes de la desembocadura. Lecho fangoso		

Sitios de muestreo seleccionados en el río Tajuña

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Luzón
Código de identificación	T1
Masa superficial	MSPF0204010
Masa subterránea	MSBT030.002
Tramo	Alto

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	560.737	Y	4.542.203	Altitud (m.s.n.m.)	1.117
Término municipal	Luzón					
Provincia	Guadalajara					

3. ACCESOS

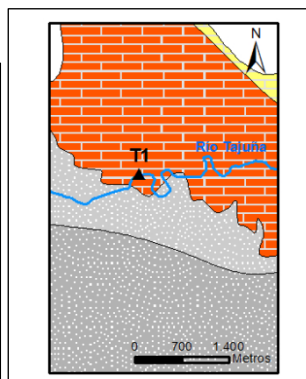
Tipo de acceso	Carretera
Desde A2, tomar N-211 (carretera de Teruel). En el PK 15. Tomar la salida hacia Luzón (GU-947). Seguir indicaciones hacia centro urbano. Punto de acceso en el junto a fuente y lavadero.	

Esquema de localización

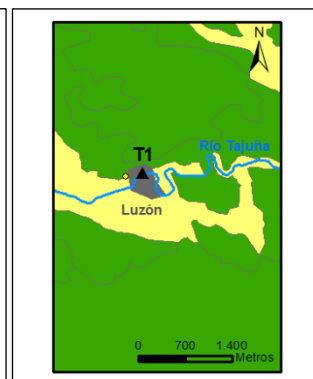


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	Usos del Suelo
Carbonatada-alta	Sup. artificial
Carbonatada-media	Zona agricola
Carbonatada-baja	Zona forestal
Detritica (cuater.)-muy alta	Provincia
Detritica (cuater.)-alta	Masa agua
Detritica-media	EDAR
Detritica-baja	Vertido
Detritica-muy baja	
Evaporitica-media	
Evaporitica-baja	



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

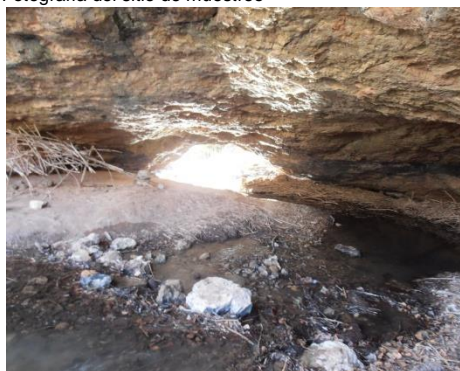
Anchura cauce (m)	1	Impactos	Agricultura; ganadería; vertido directo
Altura lámina de agua (m)	0,3	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Mg ²⁺ - HCO ₃ ⁻ -SO ₄ ²⁻
Comentarios	Gran naturalidad aunque posible afección por huertos próximos		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Peña horadada
Código de identificación	T2
Masa superficial	MSPF0204010
Masa subterránea	MSBT030.002
Tramo	Alto

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	556.615	Y	4.543.428	Altitud (m.s.n.m.)	1.165
Término municipal	Luzón					
Provincia	Guadalajara					

3. ACCESOS

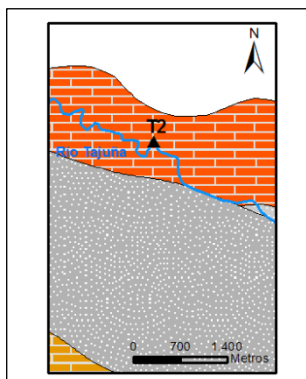
Tipo de acceso	Camino
Desde Luzón continuar por GU-947 dirección Anguita. Continuar por camino de tierra durante 4,5 Km. Acceso al punto antes de la curva pronunciada	

Esquema de localización

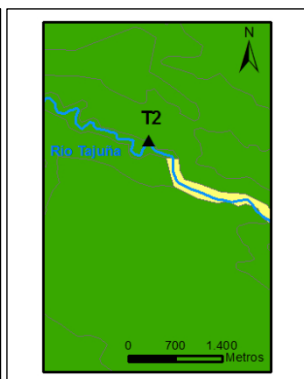


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	
	Carbonatada-alta
	Carbonatada-media
	Carbonatada-baja
	Detrítica (cuater.)-muy alta
	Detrítica (cuater.)-alta
	Detrítica-media
	Detrítica-baja
	Detrítica-muy baja
	Evaporítica-media
	Evaporítica-baja
Usos del Suelo	
	Sup. artificial
	Zona agrícola
	Zona forestal
	Provincia
	Masa agua
	EDAR
	Vertido



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	1	Impactos	Agricultura; ganadería; vertido directo
Altura lámina de agua (m)	0,3	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Mg ²⁺ - HCO ₃ ⁻ -SO ₄ ²⁻
Comentarios	No muestreado durante septiembre y diciembre de 2012 (seco)		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Luzaga
Código de identificación	T3
Masa superficial	MSPF0310010
Masa subterránea	MSBT030.002
Tramo	Alto

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	546.923	Y	4.536.508	Altitud (m.s.n.m.)	1.069
Término municipal	Luzaga					
Provincia	Guadalajara					

3. ACCESOS

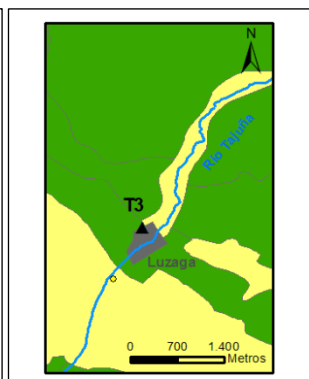
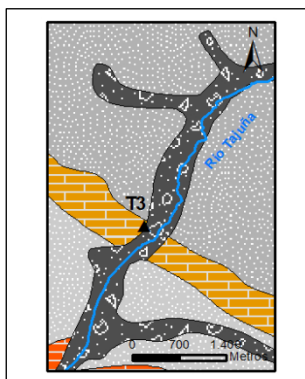
Tipo de acceso	Camino
Desde Alcolea del Pinar tomar la CM-2113 hacia Luzaga. Desviarse en Luzaga (GU-952) y acceder al río en la zona canalizada situada a la derecha antes de entrar al núcleo urbano.	

Esquema de localización



4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	Usos del Suelo
Carbonatada-alta	Sup. artificial
Carbonatada-media	Zona agrícola
Carbonatada-baja	Zona forestal
Detrítica (cuater.)-muy alta	Provincia
Detrítica (cuater.)-alta	Masa agua
Detrítica-media	EDAR
Detrítica-baja	Vertido
Detrítica-muy baja	
Evaporítica-media	
Evaporítica-baja	



4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	3	Impactos	Agricultura; ganadería; vertidos; canal
Altura lámina de agua (m)	0,5	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Mg ²⁺ - HCO ₃ ⁻ -SO ₄ ²⁻
Comentarios	Punto con canalización del cauce		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Abanades
Código de identificación	T4
Masa superficial	MSPF0204010
Masa subterránea	MSBT030.003
Tramo	Alto

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	543.314	Y	4.527.080	Altitud (m.s.n.m.)	1.040
Término municipal	Abanades					
Provincia	Guadalajara					

3. ACCESOS

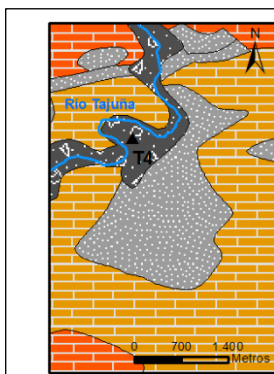
Tipo de acceso	Camino
Desde A2, tomar salida 118 hacia "Torresaviñán". Continuar la carretera GU-928 hasta Abanades. Antes de cruzar el río, tomar camino a la derecha y acceder al punto situado debajo del puente.	

Esquema de localización

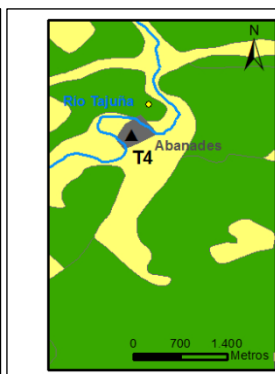


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	
	Carbonatada-alta
	Carbonatada-media
	Carbonatada-baja
	Detrítica (cuater.)-muy alta
	Detrítica (cuater.)-alta
	Detrítica-media
	Detrítica-baja
	Detrítica-muy baja
	Evaporítica-media
	Evaporítica-baja
Usos del Suelo	
	Sup. artificial
	Zona agrícola
	Zona forestal
	Provincia
	Masa agua
	EDAR
	Vertido



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	3	Impactos	Agricultura; ganadería; vertidos
Altura lámina de agua (m)	0,5	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Mg ²⁺ - HCO ₃ ⁻ -SO ₄ ²⁻ -Cl ⁻
Comentarios	Punto anterior al embalse de la Tajera		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Masegoso de Tajuña
Código de identificación	T5
Masa superficial	MSPF0202011
Masa subterránea	
Tramo	Medio

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	525.538	Y	4.518.993	Altitud (m.s.n.m.)	875
Término municipal	Masegoso de Tajuña					
Provincia	Guadalajara					

3. ACCESOS

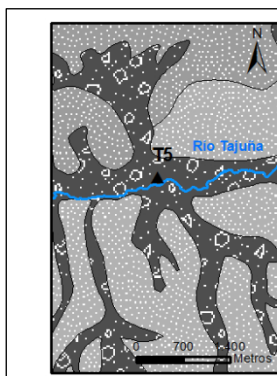
Tipo de acceso	Camino
Desde A2 tomar salida 103 (Almadrones). Continuar por N-204 hasta Masegoso de Tajuña. Tomar desvío a la izquierda y acceder al río por el camino de la derecha hasta el punto (bajo puente N-204).	

Esquema de localización

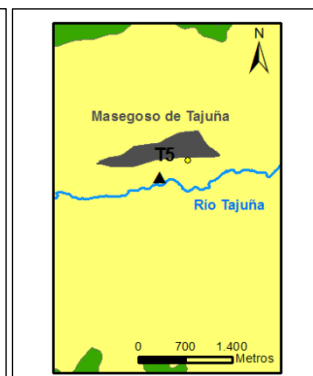


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	
	Carbonatada-alta
	Carbonatada-media
	Carbonatada-baja
	Detrítica (cuater.)-muy alta
	Detrítica (cuater.)-alta
	Detrítica-media
	Detrítica-baja
	Detrítica-muy baja
	Evaporítica-media
	Evaporítica-baja
Usos del Suelo	
	Sup. artificial
	Zona agrícola
	Zona forestal
	Provincia
	Masa agua
	EDAR
	Vertido



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	>5	Impactos	Agricultura; vertidos directos al cauce
Altura lámina de agua (m)	0,5	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Mg ²⁺ - HCO ₃ ⁻ -SO ₄ ²⁻
Comentarios	Punto posterior al embalse de la Tajera. Presencia de estación de aforos		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Romancos
Código de identificación	T6
Masa superficial	MSPF0202011
Masa subterránea	MSBT030.008
Tramo	Medio

Fotografía del sitio de muestreo



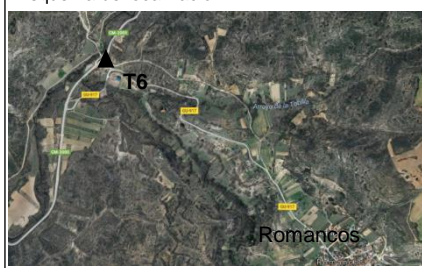
2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	508.237	Y	4.505.244	Altitud (m.s.n.m.)	783
Término municipal	Brihuega					
Provincia	Guadalajara					

3. ACCESOS

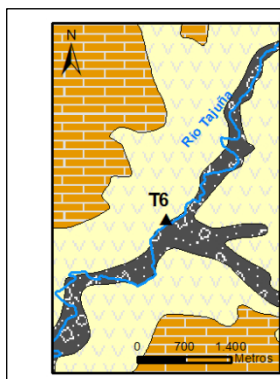
Tipo de acceso	Camino
Desde A-2 (Guadalajara) tomar salida 55 (Sacedón). Continuar por N-320 hasta Armuña de Tajuña. Tomar desvío a la izquierda dirección Brihuega por CM-2005. A 20 Km tomar camino a la izquierda.	

Esquema de localización

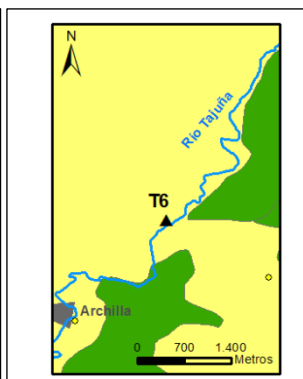


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	Usos del Suelo
Carbonatada-alta	Sup. artificial
Carbonatada-media	Zona agrícola
Carbonatada-baja	Zona forestal
Detrítica (cuater.)-muy alta	Provincia
Detrítica (cuater.)-alta	Masa agua
Detrítica-media	EDAR
Detrítica-baja	Vertido
Detrítica-muy baja	
Evaporítica-media	
Evaporítica-baja	



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	5	Impactos	Agricultura; vertidos; residuos
Altura lámina de agua (m)	0,5	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Mg ²⁺ - HCO ₃ ⁻ -SO ₄ ²⁻
Comentarios	Punto seleccionado para estudios geofísicos (ERT)		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Armuña de Tajuña
Código de identificación	T7
Masa superficial	MSPF0201010
Masa subterránea	MSBT030.008
Tramo	Medio-Bajo

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	497.350	Y	4.486.827	Altitud (m.s.n.m.)	703
Término municipal	Armuña de Tajuña					
Provincia	Guadalajara					

3. ACCESOS

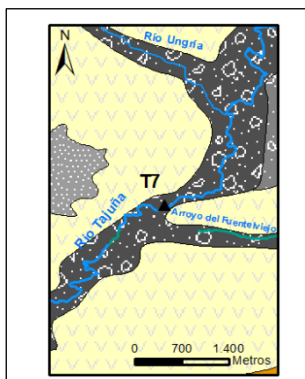
Tipo de acceso	Camino
Desde A-2 (Guadalajara) tomar salida 55 (Sacedón). Continuar por N-320 hasta Armuña de Tajuña. Tomar desvío a la derecha. Atravesar núcleo urbano y acceder al punto por camino desde C/ Lavaderos.	

Esquema de localización

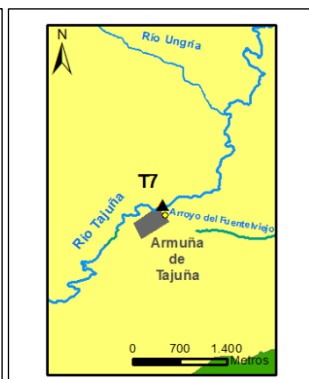


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	Usos del Suelo
Carbonatada-alta	Sup. artificial
Carbonatada-media	Zona agrícola
Carbonatada-baja	Zona forestal
Detrítica (cuater.)-muy alta	Provincia
Detrítica (cuater.)-alta	Masa agua
Detrítica-media	EDAR
Detrítica-baja	Vertido
Detrítica-muy baja	
Evaporítica-media	
Evaporítica-baja	



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	3	Impactos	Agricultura; vertidos; huertos
Altura lámina de agua (m)	0,6	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Mg ²⁺ - HCO ₃ ⁻ -SO ₄ ²⁻
Comentarios	Posible afección por huerto (uso tradicional)		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Loranca de Tajuña
Código de identificación	T8
Masa superficial	MSPF0201010
Masa subterránea	MSBT030.008
Tramo	Bajo

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	491.890	Y	4.478.334	Altitud (m.s.n.m.)	668
Término municipal	Loranca de Tajuña					
Provincia	Guadalajara					

3. ACCESOS

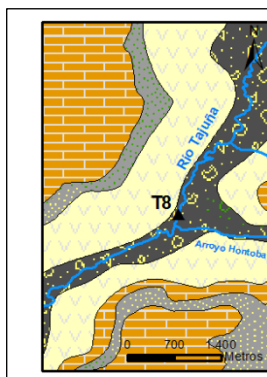
Tipo de acceso	Carretera
Desde Armuña de Tajuña, continuar dirección Loranca de Tajuña (CM-2028). Tomar el desvío hacia Hontoba (GU-215) y acceder al punto (bajo puente).	

Esquema de localización



4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	
	Carbonatada-alta
	Carbonatada-media
	Carbonatada-baja
	Detrítica (cuater.)-muy alta
	Detrítica (cuater.)-alta
	Detrítica-media
	Detrítica-baja
	Detrítica-muy baja
	Evaporítica-media
	Evaporítica-baja
Usos del Suelo	
	Sup. artificial
	Zona agrícola
	Zona forestal
	Provincia
	Masa agua
	EDAR
	Vertido



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	5	Impactos	Agricultura; vertidos directos al cauce
Altura lámina de agua (m)	0,6	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Mg ²⁺ -SO ₄ ²⁻ / Ca ²⁺ -Mg ²⁺ -SO ₄ ²⁻ -HCO ₃ ⁻
Comentarios	Proximidad de estación de medida CHT y escala (nivel agua)		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Orusco de Tajuña
Código de identificación	T9
Masa superficial	MSPF0201010
Masa subterránea	MSBT030.008
Tramo	Bajo

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	482.575	Y	4.458.990	Altitud (m.s.n.m.)	612
Término municipal	Orusco de Tajuña					
Provincia	Madrid					

3. ACCESOS

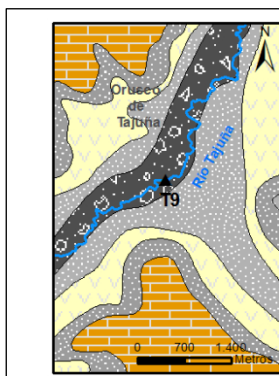
Tipo de acceso	Camino
Desde Loranca de Tajuña continuar por CM-2028 / M-204 hasta Orusco de Tajuña. Coger el desvío a la izquierda M-229 y al cruzar el río, acceder al punto por el Camino del Val.	

Esquema de localización

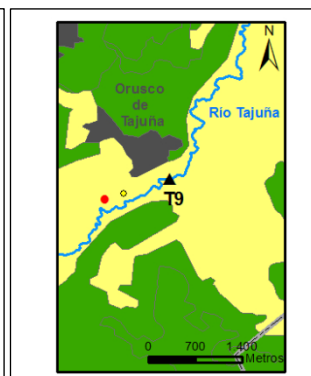


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	Usos del Suelo
Carbonatada-alta	Sup. artificial
Carbonatada-media	Zona agrícola
Carbonatada-baja	Zona forestal
Detrítica (cuater.)-muy alta	Provincia
Detrítica (cuater.)-alta	Masa agua
Detrítica-media	EDAR
Detrítica-baja	Vertido
Detrítica-muy baja	
Evaporítica-media	
Evaporítica-baja	



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	10	Impactos	Agricultura; vertidos; EDAR; residuos
Altura lámina de agua (m)	1,2	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Mg ²⁺ -SO ₄ ²⁻ -HCO ₃ ⁻
Comentarios	Ensanchamiento del cauce e incremento de la altura lámina agua		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Chichón
Código de identificación	T10
Masa superficial	MSPF0201010
Masa subterránea	MSBT030.007
Tramo	Bajo

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	456.770	Y	4.445.061	Altitud (m.s.n.m.)	517
Término municipal	Chinchón					
Provincia	Madrid					

3. ACCESOS

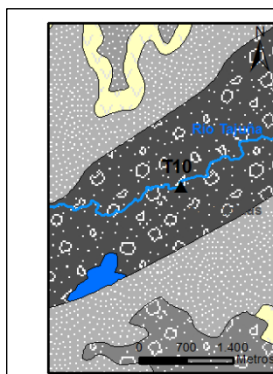
Tipo de acceso	Camino
Desde Chinchón, tomar la M-404 dirección Titulcia. Tras pasar la urbanización “Las Cubillas”, tomar el camino de la izquierda y acceder a la zona de represamiento	

Esquema de localización

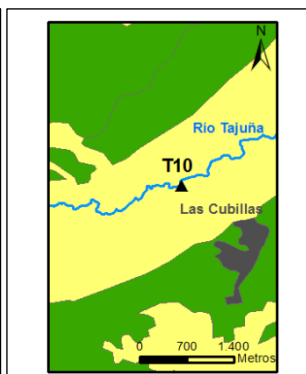


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	
	Carbonatada-alta
	Carbonatada-media
	Carbonatada-baja
	Detrítica (cuater.)-muy alta
	Detrítica (cuater.)-alta
	Detrítica-media
	Detrítica-baja
	Detrítica-muy baja
	Evaporítica-media
	Evaporítica-baja
Usos del Suelo	
	Sup. artificial
	Zona agrícola
	Zona forestal
	Provincia
	Masa agua
	EDAR
	Vertido



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARÁCTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)		Impactos	Agricultura; presas; EDAR, extracción
Altura lámina de agua (m)	> 2	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Mg ²⁺ -SO ₄ ²⁻ -HCO ₃ ⁻
Comentarios	Zona de represamiento. Único sitio con presencia <i>Atyidae</i> (macroinv.)		

FICHA DE CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

1. IDENTIFICACIÓN

Nombre	Titulcia
Código de identificación	T11
Masa superficial	MSPF0201010
Masa subterránea	MSBT030.007
Tramo	Bajo

Fotografía del sitio de muestreo



2. LOCALIZACIÓN

Coordenadas	X	536.743	Y	4.551.802	Altitud (m.s.n.m.)	1.033
Término municipal	Titulcia					
Provincia	Madrid					

3. ACCESOS

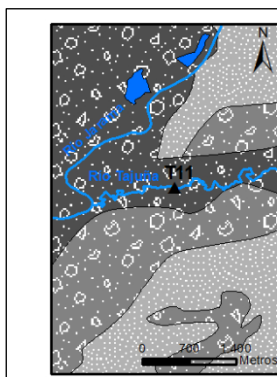
Tipo de acceso	Camino
Desde Chinchón, tomar la M-404 dirección Titulcia. En Titulcia tomar la M-320 (dirección Villacañejes). Al pasar por el río, acceder al punto bajo puente de la propia M-320.	

Esquema de localización

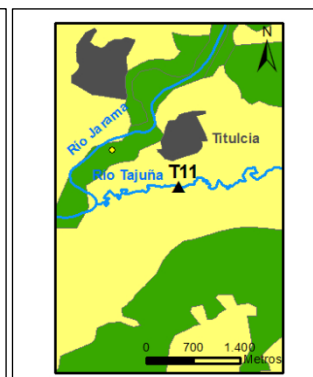


4. MAPAS DE DETALLE

LEYENDA	
Litología-Permeabilidad	
	Carbonatada-alta
	Carbonatada-media
	Carbonatada-baja
	Detrítica (cuater.)-muy alta
	Detrítica (cuater.)-alta
	Detrítica-media
	Detrítica-baja
	Detrítica-muy baja
	Evaporítica-media
	Evaporítica-baja
Usos del Suelo	
	Sup. artificial
	Zona agrícola
	Zona forestal
	Provincia
	Masa agua
	EDAR
	Vertido



LITOLOGÍA Y PERMEABILIDAD



USOS DEL SUELO

4. DESCRIPCIÓN Y CARACTERÍSTICAS

Anchura cauce (m)	2	Impactos	Agricultura; vertidos; extracción; canal
Altura lámina de agua (m)	0,5	Tipo de agua	Ca ²⁺ -Mg ²⁺ -SO ₄ ²⁻ -HCO ₃ ⁻
Comentarios	Punto bajo puente. Proximidad estación medición de CHT		

